

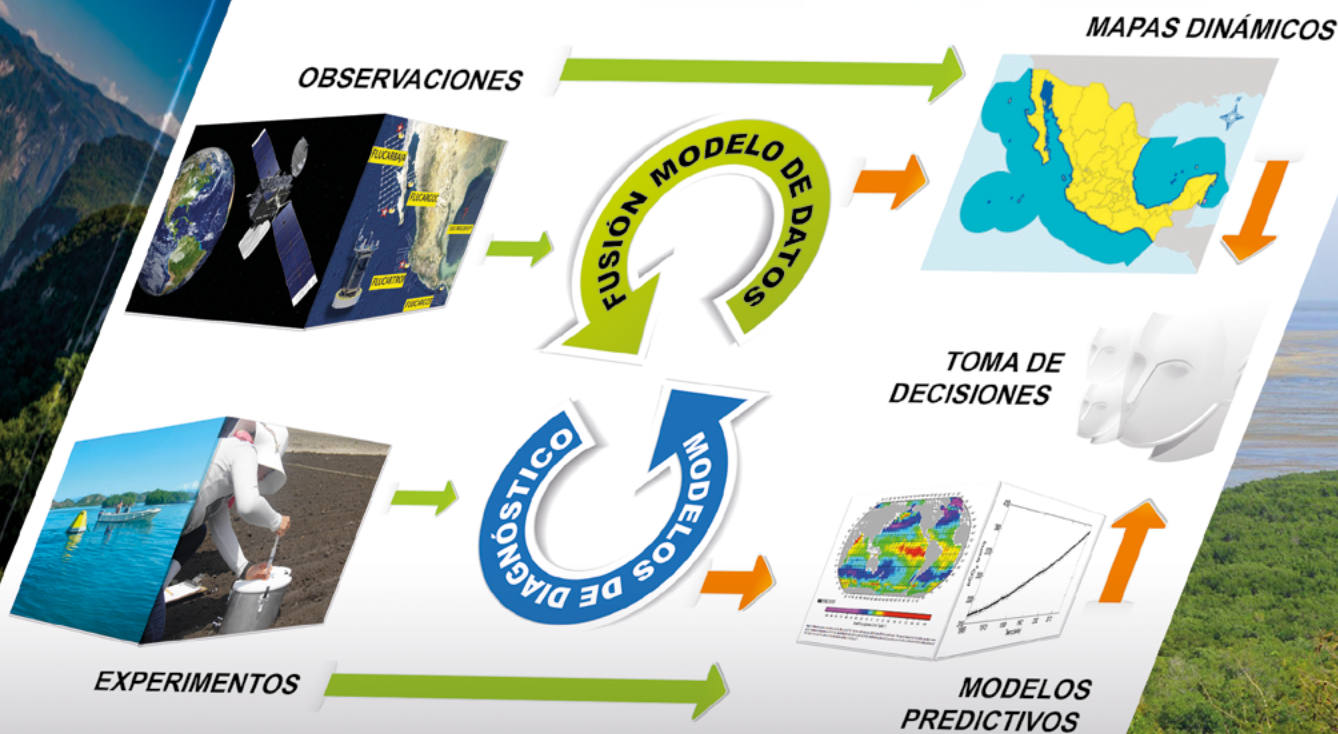
Estado del Ciclo del Carbono en México

Agenda Azul y Verde

PRIMER REPORTE

Editores

Fernando Paz Pellat
J. Martín Hernández Ayón
Ramón Sosa Ávalos
Alma S. Velázquez Rodríguez





Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**

FORMA DE CITAR

Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. (Editores). 2019. Estado del Ciclo del Carbono: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-7-4. 716 p.

ISBN: 978-607-96490-7-4



Programa Mexicano del Carbono A.C.
Calle Chiconautla No. 8 Interior A
Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56230
Texcoco, Estado de México, México

www.pmcarbono.org

Esta obra fue elaborada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC).

Se prohíbe la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio.

Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde

Fernando Paz Pellat
J. Martín Hernández Ayón
Ramón Sosa Ávalos
Alma S. Velázquez Rodríguez
Editores

Programa Mexicano del Carbono

Junio 2019

ISBN: 978-607-96490-7-4

PRESENTACIÓN

La síntesis ***Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde, Primer Reporte*** representa una contribución significativa a la difusión del conocimiento del ciclo del carbono en México y su efecto en el cambio climático. Esta obra, realizada por numerosos especialistas, constituye un reflejo del estado del conocimiento actual del ciclo del carbono y sus interacciones, en los ecosistemas acuáticos y terrestres. La información que contiene, se fundamenta en el análisis de diversas bases de datos sólidamente respaldadas por artículos científicos, capítulos de libros, libros, memorias de eventos académicos, reportes técnicos y literatura gris (tesis de licenciatura y posgrado, información no publicada). Se presenta la variabilidad espacial y temporal del ciclo del carbono y sus flujos, en los distintos ecosistemas del país, lo que exhorta al lector a instituir un criterio sobre el estado del conocimiento del ciclo del carbono, así como a apropiarse de lo que falta por hacer en pro del conocimiento integral de este ciclo, a diferentes escalas.

El Programa Mexicano del Carbono (PMC), desde sus inicios ha establecido mecanismos para coordinar, a nivel nacional, los esfuerzos de investigación relacionados con el ciclo del carbono en México. Uno de los objetivos del PMC es generar conocimiento oportuno y sistemático de los flujos y reservorios dentro del ciclo del carbono en los ecosistemas acuáticos (agenda azul), terrestres (agenda verde), además de las áreas de atmósfera, dimensión social y bioenergía, que será de vital importancia para definir las estrategias y políticas públicas que deberán implementarse, en México, en relación con la mitigación y adaptación ante los impactos del cambio climático en los ecosistemas.

La presente obra fue coordinada por el PMC y la Red Temática Programa Mexicano del Carbono y podrá ser consultada por la comunidad científica, tomadores de decisiones y sociedad en general, para utilizarla como base en el diseño de estrategias de planeación y políticas públicas, enfocadas a atender los problemas detectados dentro del ciclo del carbono y su relación con el cambio climático en México. Asimismo, a partir de su análisis, se podrán plantear nuevas investigaciones encaminadas a mejorar el entendimiento del ciclo del carbono en los distintos almacenes (agua, tierra y atmósfera), anticipar escenarios, a mediano y largo plazo, sobre el comportamiento de dicho ciclo ante futuras intervenciones, plantear estrategias para llenar los vacíos de información detectados, e intensificar esfuerzos para generar conocimiento en las regiones menos estudiadas del país.

Esperamos que el ***Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde***, represente para el lector interesado, una referencia sobre las distintas temáticas que involucra el tema del carbono en México y marque un parteaguas en la investigación científica que sobre el tema se desarrolla en el país.

Los Editores

Proceso Editorial

El Primer Reporte del Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde, cumple una primera aproximación a los objetivos definidos en el Plan Científico del 2008 del Programa Mexicano del Carbono (PMC).

La planeación del reporte inició en el año 2016, con una convocatoria nacional para participar en su elaboración, bajo las categorías de Coordinadores y Colaboradores. Esta primera etapa fue supervisada por el Comité Científico del PMC y permitió definir a los coordinadores de los diferentes capítulos de la síntesis del ciclo del carbono y sus interacciones en México, con base en la experiencia e intereses de los nominados.

En el año 2017, con financiamiento del CONACYT para la Red Temática Programa Mexicano del Carbono, se llevaron a cabo reuniones de planeación con los Coordinadores, para realizar una primera aproximación sobre los capítulos que integrarían la síntesis. Como resultado de dichas reuniones, se definió el contenido de los capítulos y se organizaron en función de las temáticas del Comité Científico del PMC, incluyendo algunos temas de transición.

Durante el Simposio Internacional sobre el Ciclo del Carbono y sus Interacciones, celebrado en 2018 en la ciudad de Álamos, Sonora, se llevó a cabo una última revisión de las áreas temáticas y los diferentes capítulos, después de lo cual, a través de un proceso iterativo de consulta entre los coordinadores, se ajustaron contenidos y se definieron reglas editoriales. A partir de ese momento, coordinadores y colaboradores enfocaron su esfuerzo en el desarrollo de los capítulos del Primer Reporte.

El proceso editorial consistió de los siguientes pasos:

- (a) Sistema doble ciego de revisión por pares, para realizar ajustes a los contenidos.
- (b) Revisión editorial de contenido, formato y diseño gráfico, para finalizar la versión que se sometería a consulta pública.

Durante el año 2019, por primera vez en México, se convocó a la comunidad académico-científica, sector gubernamental, sociedad civil y público general, a revisar el contenido de los capítulos del Primer Reporte. Este proceso de retroalimentación, generó diversas observaciones que los Coordinadores de los capítulos y sus Colaboradores, consideraron para la integración de una última versión, que fue la que se publicó. El proceso editorial y de arbitraje, inédito en México, va más allá de un escrutinio por pares y recoge las sugerencias de numerosos especialistas e interesados en el tema, lo que redundó en el enriquecimiento del contenido de los capítulos.

Los Editores



Contenido

ECOSISTEMAS MARINOS		1
1	Almacenes y flujos en ecosistemas marinos <i>Coordinadores: Cecilia Chapa Balcorta, Ramón Sosa Ávalos, José Martín Hernández Ayón</i>	3
2	Producción primaria del fitoplancton en los ecosistemas marinos <i>Coordinador: Ramón Sosa Ávalos</i>	24
3	Producción exportada en ecosistemas marinos <i>Coordinador: Fernando Aguirre Bahena</i>	47
4	Acidificación de los mares mexicanos <i>Coordinador: José Martín Hernández Ayón</i>	65
5	Zona del mínimo de oxígeno en el Pacífico mexicano <i>Coordinador: Helmut Maske</i>	86
6	Bosques de macroalgas en arrecifes templados <i>Coordinadores: Rodrigo Beas Luna, Julio Lorda, Luis Malpica Cruz, Gabriela Montaña Moctezuma, José Alberto Zepeda Domínguez, Juan G. Vaca Rodríguez, Alicia Abadía Cardoso</i>	103
ECOSISTEMAS COSTEROS		125
7	Arrecifes y comunidades coralinas <i>Coordinadores: Carlos Orión Norzagaray López, Luis Eduardo Calderón Aguilera</i>	127
8	Pastos marinos <i>Coordinador: Jorge A. Herrera Silveira</i>	150
9	Ambientes costeros hipersalinos <i>Coordinador: Jacob. A. Valdivieso Ojeda</i>	178
10	Lagunas costeras <i>Coordinador: Jorge A. Herrera Silveira</i>	192
11	Flujos en lagunas costeras: bahía de San Quintín <i>Coordinadores: Ma. del Carmen Ávila López y José Martín Hernández Ayón</i>	207

12	Almacenes y flujos en lagunas costeras: laguna Celestún	224
	Coordinador: <i>Jorge A. Herrera Silveira</i>	
13	Manglares	240
	Coordinador: <i>Jorge A. Herrera Silveira</i>	
	ECOSISTEMAS ACUÁTICOS TERRESTRES	260
14	Flujos laterales tierra-océano	263
	Coordinadores: <i>Fernando Paz Pellat, Víctor Salas Aguilar</i>	
15	Ecosistemas acuáticos epicontinentales	285
	Coordinador: <i>Javier Alcocer</i>	
16	Humedales de agua dulce	314
	Coordinadora: <i>María Elizabeth Hernández Alarcón</i>	
17	Ecosistemas ribereños	328
	Coordinadores: <i>Gerardo Cruz Flores, Eloísa A. Guerra Hernández</i>	
	ECOSISTEMAS TERRESTRES	350
18	Matorrales y pastizales	353
	Coordinadores: <i>Oscar Briones, Yareni Perroni</i>	
19	Bosques y selvas	386
	Coordinadores: <i>Ben de Jong, Fernando Paz Pellat</i>	
20	Suelos	436
	Coordinadores: <i>Fernando Paz Pellat, Alma S. Velázquez Rodríguez</i>	
21	Agricultura	469
	Coordinador: <i>Marcos Casiano Domínguez</i>	
22	Ganadería	492
	Coordinadores: <i>Octavio Alonso Castelán Ortega, Juan Carlos Ku Vera</i>	
23	Dinámica del uso del suelo y vegetación	529
	Coordinador: <i>Fernando Paz Pellat</i>	



24	Escenarios asociados al ciclo del carbono y sus interacciones: estado de Chiapas	573
	Coordinadores: <i>Sara Covaleda Ocón, Fernando Paz Pellat</i>	

ATMÓSFERA 603

25	Flujos verticales de carbono en ecosistemas terrestres	605
	Coordinadores: <i>Josué Delgado Balbuena, Enrico A. Yépez, Fernando Paz Pellat, Gregorio Ángeles Pérez, María Susana Alvarado Barrientos, Stephen H. Bullock, Alejandro E. Castellanos, Tulio Arredondo, Bernardo Figueroa Espinoza, Jaime Garatuzza Payán, Eugenia González del Castillo, Enrique González Sosa, Yolanda Maya Delgado, Julio C. Rodríguez, Rodrigo Vargas, Enrique R. Vivoni, Christopher J. Watts</i>	

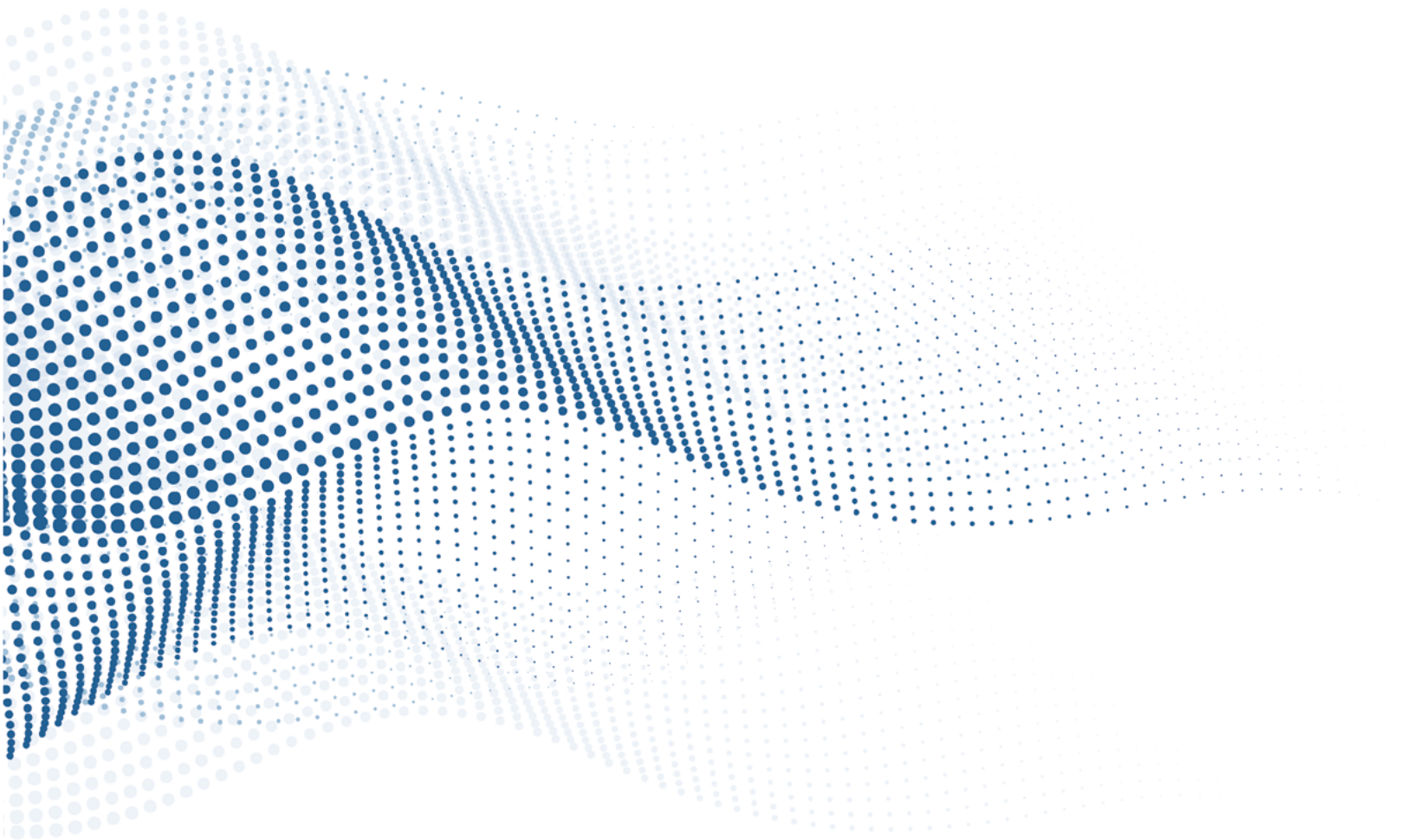
BIOENERGÍA 626

26	Bioenergía	629
	Coordinadores: <i>René David Martínez Bravo, Omar Masera Cerutti</i>	

DIMENSIÓN SOCIAL 658

27	Dimensión social en ecosistemas marinos y costeros	661
	Coordinadora: <i>María Esther Cruz Colín</i>	
28	Dimensión social en ecosistemas terrestres	687
	Coordinadores: <i>Fernando Paz Pellat, Gontrán Villalobos Sánchez, Mariela Fuentes Ponce y Sara Covaleda Ocón</i>	

ECOSISTEMAS MARINOS



Capítulo I

ALMACENES Y FLUJOS EN ECOSISTEMAS MARINOS

Coordinadores

Cecilia Chapa-Balcorta¹, Ramón Sosa-Ávalos² y José M. Hernández-Ayón³

Colaboradores

T. Leticia Espinosa-Carreón⁴, José R. Lara-Lara⁵ y Ragi A. Guerra-Mendoza¹

¹Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

²Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, *Campus El Naranjo*, Universidad de Colima, Manzanillo, Colima, México.

³Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

⁴Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa, Guasave, Sinaloa, México.

⁵Departamento de Oceanografía Biológica, CICESE, Ensenada, Baja California, México.

INTRODUCCIÓN

El carbono es uno de los principales elementos que componen la materia orgánica que constituye a los seres vivos; sus propiedades químicas hacen posible la existencia de la vida, por consiguiente, es importante entender y conocer su origen, ciclo y reservorios o almacenes en el ecosistema marino. Actualmente, la actividad humana ha promovido que el CO₂ y otras formas químicas del carbono (metano, clorofluorocarbonos) se incorporen a la atmósfera en cantidades que alteran el intercambio de carbono entre los seres vivos y la atmósfera, litósfera e hidrósfera. Esto ha promovido el desarrollo de un efecto de invernadero, que a su vez provoca variaciones climatológicas a escala global (derretimiento de hielos perpetuos, tormentas y huracanes más intensos, cambios en patrones de lluvias, problemas de salud pública, entre otros). Estas variaciones inciden directamente en la supervivencia del hombre, al afectar la disponibilidad de alimento, condiciones ambientales que generan riesgos para la salud pública y que repercuten en el desarrollo social. Por consiguiente, conocer el ciclo del carbono y las variables relacionadas con el cambio climático son prioridades de la investigación científica a nivel mundial.

Para proponer acciones que permitan revertir el desbalance del ciclo del carbono global, es indispensable determinar cuánto carbono se encuentra en reservorios, cuánto se emite a la atmósfera (fuentes) y cuánto es absorbido por los diferentes ecosistemas

(océano, vegetación, etc.) que actúan como sumideros (Figura 1). Este es el reto ambiental más grande del mundo en la actualidad ya que, para avanzar hacia un mundo sustentable, es necesario que la humanidad se acople a las variaciones y cambios del clima, por lo que es fundamental desarrollar estrategias de adaptación y mitigación, las cuales sólo podrán elaborarse conociendo más sobre la tendencia en el clima del futuro.

Las mediciones de los flujos y magnitud de los reservorios de carbono en los mares y costas de México son en general muy escasas y esporádicas. Aun cuando se han publicado algunos trabajos sobre la magnitud de los reservorios de carbono en lagunas costeras y aguas interiores de Baja California (Ribas-Ribas *et al.*, 2011) y Colima (Aguirre-Hernández, 2004; Sánchez-Nava, 2015; Sosa-Ávalos *et al.*, 2015), en su mayoría son datos puntuales de dos o tres campañas. El resto de los ecosistemas, desde Sonora hasta Oaxaca, permanecen aun sin ser evaluados. Así mismo, la magnitud de los reservorios de carbono en aguas de la plataforma continental y oceánicas frente a los mares de México son en su mayoría desconocidos.

El ciclo marino del carbono

Los océanos desempeñan un papel importante en el ciclo del carbono, en el que interactúan la atmósfera, la litósfera y los organismos vivos (ver Caja 1). En este ciclo, el CO₂ atmosférico se disuelve en el agua de lluvia y forma ácido carbónico que reacciona con los minerales expuestos sobre la superficie terrestre, lo

que se conoce como intemperismo de la roca. Dichos minerales aportan iones bicarbonato (HCO_3^-) al océano al ser transportados por los ríos en forma de productos disueltos. Por otro lado, el CO_2 de la atmósfera se disuelve en contacto con las aguas oceánicas, donde es transportado por todo el planeta a través de las corrientes

submarinas. Se estima que la absorción anual del CO_2 en la superficie de los océanos varía de entre 1-3 Gt carbono ($1 \text{ Gt} = 1 \times 10^{15} \text{ g}$) (Coronado-Álvarez *et al.*, 2017); sin embargo, se desconoce cuánto de ese cambio es debido a la variabilidad interanual del CO_2 atmosférico o qué componentes son los más importantes.

Caja 1. Ciclo Global del Carbono

Los flujos de carbono (Figura C1.1, flechas) están formados por diversos tipos, flujos océano-atmósfera, continente-océano y sedimento-columna de agua así como los flujos a través de los diversos compartimentos biológicos, estos últimos mejor conocidos como la *bomba biológica* (Emerson y Hedges 2009). El intercambio continente-océano está dado principalmente por el aporte de ríos y escurrimientos. Los flujos sedimento-agua están dados por procesos de difusión, mezcla, resuspensión de materiales, precipitación y disolución de carbonatos. Los flujos océano-atmósfera ocurren en función de los procesos de intercambio gaseoso, que a su vez dependen de la cantidad de CO_2 en ambas fases, dadas en términos de presión parcial y procesos de difusión, turbulencia y disolución. El intercambio océano-atmósfera es actualmente el flujo que ha sufrido mayores alteraciones a nivel global debido al incremento de CO_2 antropogénico en la atmósfera, ya que el océano actualmente absorbe el 30% de las emisiones de CO_2 generado por las actividades humanas (Le Quére *et al.*, 2015).

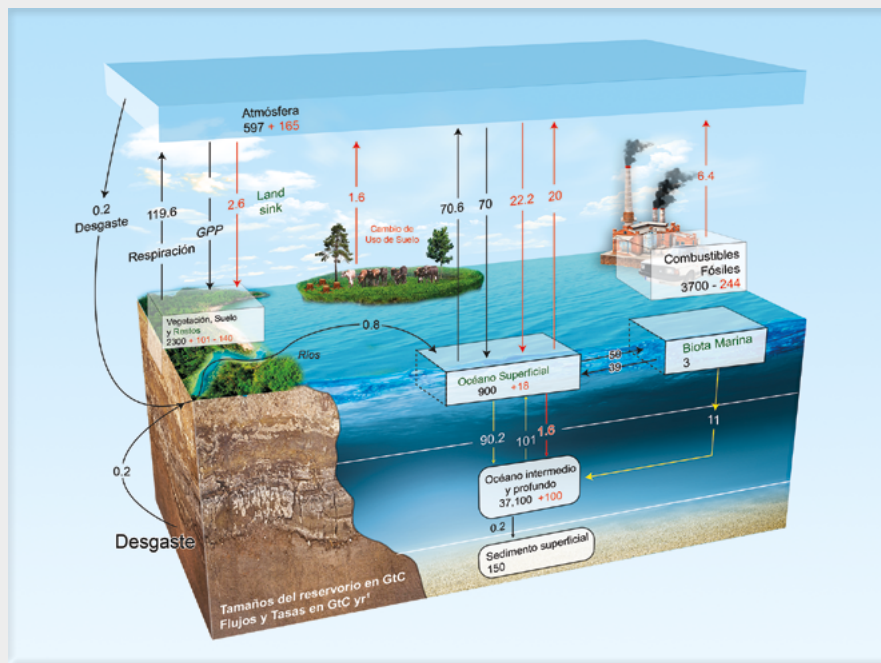


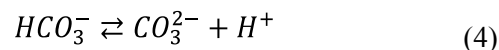
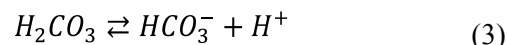
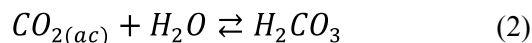
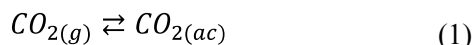
Figura C1.1. Diagrama esquemático del ciclo global del carbono en donde se muestran el tamaño de los reservorios en gigatoneladas (Gt C) y los flujos en gigatoneladas por año ($1 \text{ Gt} = 10^{15} \text{ g}$).

Las flechas negras denotan los flujos preindustriales, mientras que las flechas en rojo muestran el promedio de los flujos antropogénicos para la década de 1990. Los mismos colores corresponden para el tamaño de los reservorios antes de la revolución industrial y antropogénicos.

Fuente: modificado de Sabine *et al.* (2004) e IPCC (2007).

El balance químico del carbono en el océano

La mayor porción de carbono en los océanos ocurre de manera inorgánica dentro del sistema del CO_2 , el cual considera los siguientes equilibrios:

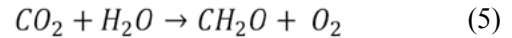


El sistema del CO_2 , o sistema de carbonatos, es muy importante como regulador de pH del agua de mar,

como fuente de carbono en la productividad primaria y como controlador de la circulación del CO₂ entre la biósfera, litósfera, atmósfera y océano (Millero, 2006). El CO₂ atmosférico entra al océano a través de la interfase océano-atmósfera y participa en los procesos de equilibrio de las ecuaciones 1 a 4. En el agua de mar, las variables que describen el sistema del CO₂ son el pH, carbono inorgánico disuelto (CID) el cual es la suma de las especies carbonatadas descritas en las ecuaciones 1-4, alcalinidad total (AT) y la presión parcial del CO₂ (pCO₂). Utilizando dos de estas cuatro variables en conjunto con las constantes termodinámicas de disociación del ácido carbónico de las ecuaciones 1-4, salinidad y temperatura, es posible describir el sistema del CO₂. El flujo océano-atmósfera de CO₂ puede ser calculado a partir de la diferencia de la presión parcial del agua y la del aire, temperatura y salinidad superficiales, y los coeficientes de solubilidad y transferencia del CO₂ en agua de mar, para identificar si las zonas de interés son fuentes o sumideros de CO₂. Las áreas que se

comportan como fuentes de CO₂ están asociadas a zonas de surgencias o zonas de alta mezcla, mientras que las zonas que actúan como sumideros están asociadas a zonas de alta productividad orgánica primaria.

Durante la productividad primaria el CO₂ es fijado por el fitoplancton mediante la fotosíntesis, la cual es expresada de manera sintetizada mediante la siguiente reacción que representa la transformación de carbón inorgánico a orgánico:



Los procesos de descomposición y remineralización de la materia orgánica por las bacterias y la respiración de los organismos aerobios aportan CO₂ al océano a través de la columna de agua (ver Caja 2). Estos dos procesos (asimilación y remineralización) forman parte de la bomba biológica, la cual es un proceso primordial en la asimilación anual de CO₂ atmosférico por parte de los ecosistemas marinos.

Caja 2. Bomba Biológica en el Océano

La bomba biológica se define como el proceso mediante el cual el CO₂ fijado por los productores primarios durante el proceso de la fotosíntesis en la zona eufótica, es transferido al interior del océano en forma de carbono orgánico, lo cual resulta en almacenamiento temporal o permanente del carbono. Este proceso ha resultado en una acumulación de 38 x 10¹⁸ g de carbono en el océano profundo (Chisholm, 2000). Un diagrama simplificado de los principales componentes de la bomba biológica se presenta en la Figura C2.1.

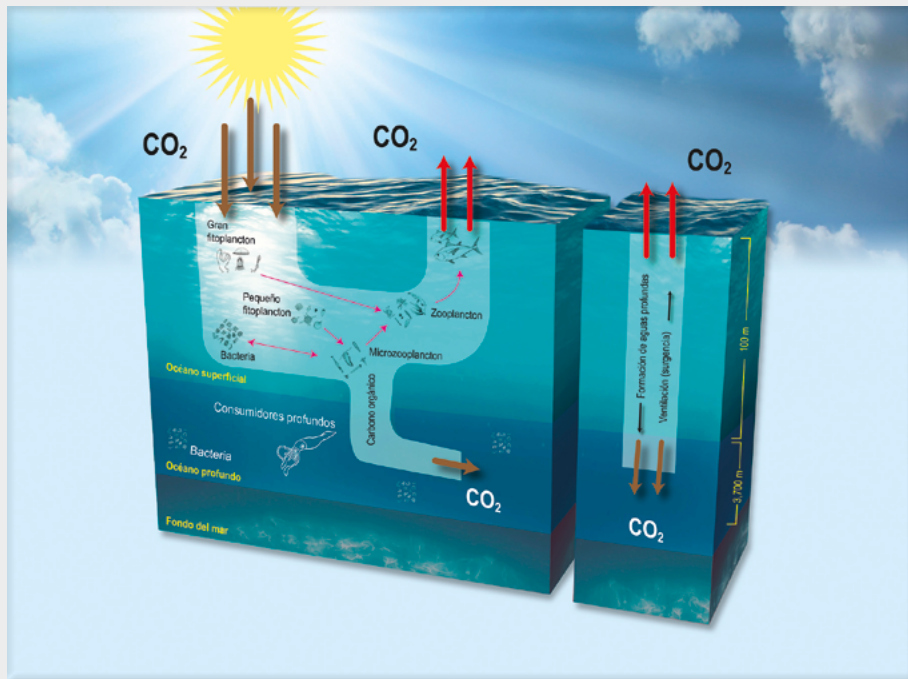


Figura C2.1. Diagrama esquemático del funcionamiento de la bomba biológica en el océano.

A la derecha se observa la bomba de solubilidad, dada por el sistema de carbonatos.

Fuente: modificada de Chisholm (2000).

Infraestructura para el estudio del ciclo del carbono

Hasta hace pocos años la mayoría de los proyectos de investigación habían sido unidisciplinarios e individuales. Sin embargo, en los últimos 10 años se han generado programas integrales multi y transdisciplinarios, multi-institucionales, donde algunos ejemplos son el programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California) (Figura 1) y el programa FLUCAR (Fuentes y sumideros de carbono en los márgenes continentales del Pacífico Mexicano), el programa de monitoreo permanente de la acidificación del océano y su efecto en la calcificación de los corales formadores de arrecifes en México y el programa de largo periodo para estimar el flujo de carbono aire-océano en el norte de Sinaloa. En todos estos programas se realizan esfuerzos para estudiar variables y procesos relacionados con el ciclo del carbono. No obstante los esfuerzos, se carece de los recursos humanos capacitados y de infraestructura en algunas áreas de este ciclo. Por mucho tiempo no se han tenido plataformas apropiadas (barcos de investigación) y en muchos casos se carece

de los instrumentos indispensables para monitorear las condiciones oceanográficas. A partir de 2008 se instalaron sistemas de medición continua de $p\text{CO}_2$ del aire y el mar, por medio de sensores localizados en boyas situadas en la costa norte de Baja California (frente a Punta Banda), en la costa de Baja California Sur frente a Bahía Magdalena y en Cabo Pulmo, así como en la zona costera de la Bahía de Manzanillo en Colima. Estos sistemas de medición continua que transmiten por telemetría, ofrecen una resolución muy apropiada de la variabilidad de alta frecuencia (horas), la cual se puede asociar a procesos físicos y biogeoquímicos presentes en las zonas costeras. Si bien estos instrumentos son de alto costo, tanto de adquisición como de mantenimiento, permiten generar bases de datos de alta resolución. Un ejemplo es la caracterización de los flujos de carbono frente a la costa del norte de Baja California; sin embargo, es muy localizado y sus resultados no son factibles de extender para todas las zonas costeras del país, por lo que se requiere de la instalación de un número mayor de sistemas similares de medición continua, en otras localidades con características físicas y procesos diferentes.

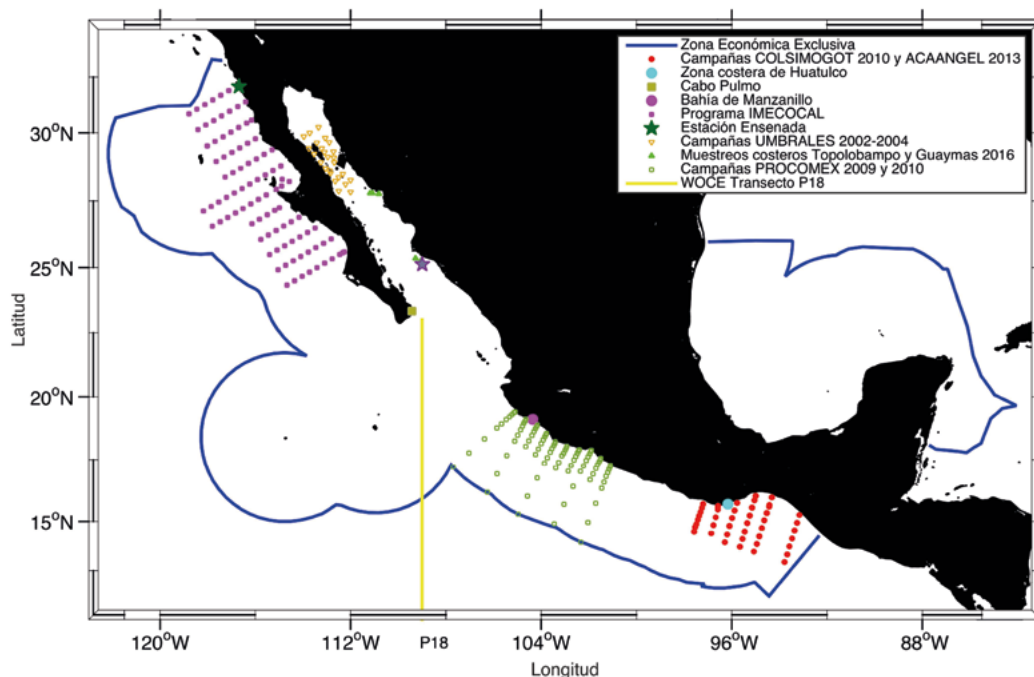


Figura 1. Cobertura espacial de estaciones de muestreo donde se han reportado valores de CID y FCO_2 en mares de México durante campañas de muestreo en los últimos 20 años.

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Se realizó un análisis de la información publicada hasta el momento y bases de datos disponibles en términos de la distribución espacial y temporal de las

concentraciones del carbono inorgánico disuelto (CID) y los flujos de CO_2 océano-atmósfera (FCO_2) (Bakker *et al.* 2016; Chapa-Balcorta *et al.*, 2018; WOCE Hydrographic Programme, 2002) con el propósito de hacer una caracterización general de las aguas marinas

mexicanas. Dado que la mayor parte de la información disponible se centra en CID y su intercambio con la atmósfera, para efectos prácticos, este capítulo se desarrolla en torno a estas dos variables, dejando los otros componentes para síntesis posteriores. Se describen los principales aspectos por región. Hasta ahora, la región más estudiada del Pacífico mexicano es el Sistema de la Corriente de California y el Golfo de California (Figura 1). En contraste, al momento de generación de este documento no se cuenta con información publicada sobre el carbono inorgánico disuelto en aguas mexicanas del Golfo de México y el Mar Caribe.

RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

Carbono inorgánico disuelto en la columna de agua

Sistema de la Corriente de California

En el sistema de la Corriente de California, las concentraciones de CID en los primeros 50 m son menores a $2100 \mu\text{mol kg}^{-1}$. Durante la época de surgencias costeras a lo largo de la península de Baja California, el

agua con valores de CID $> 2190 \mu\text{mol kg}^{-1}$ asciende con la isopícnica de 26.2 kg m^{-3} cerca de la costa (Feely *et al.*, 2008). Por ejemplo, en la estación Ensenada ($31^{\circ}40.1'N$, $116^{\circ}41.6'W$) y la línea 100 (Figura 2), se presentaron valores de CID $< 2040 \mu\text{mol kg}^{-1}$ en los primeros 20 m de profundidad y de hasta $2240 \mu\text{mol kg}^{-1}$ a 100 m de profundidad entre 2006 y 2008 (Linacre *et al.*, 2010).

La variabilidad temporal de CID en el sistema de la Corriente de California depende en gran medida de las condiciones hidrográficas, derivadas de la estacionalidad de las masas de agua que controlan los flujos de carbono superficiales, como es el caso de Agua del Subártico (ASA) y aguas subsuperficiales controladas por la Contracorriente de California (CCC). Durante 2006 a 2008, en la línea 100 del programa IMECOCAL se reportó la intrusión del agua enriquecida de CID cerca de la superficie. Según Cervantes-Díaz *et al.* (2014) además del 2008, este efecto se observó en 2010-2012, con pulsos de agua subsuperficial rica en CID ($2150 \mu\text{mol kg}^{-1}$) a los 10 m de profundidad (Figura 2b). Estos cambios presentan un patrón similar a la variabilidad interanual de ENSO (Cervantes-Díaz *et al.*, 2014). Cerca de la línea de costa se observó que la variabilidad de CID en la playa Arbolitos está asociada a eventos de surgencia durante primavera y verano (Oliva-Méndez *et al.*, 2014).

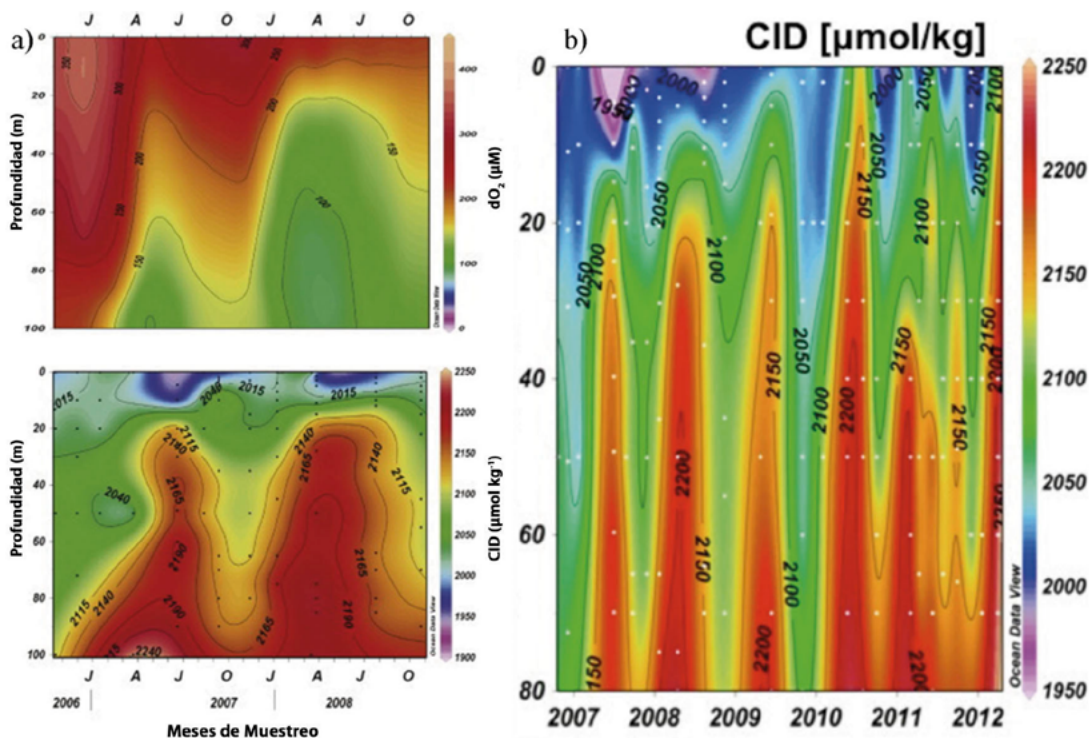


Figura 2. Variabilidad temporal del oxígeno disuelto y carbono inorgánico disuelto en la región marina frente al norte de Baja California, correspondiente a la Estación Ensenada ($31^{\circ}40.1'N$, $116^{\circ}41.6'W$).

Fuente: Linacre *et al.* 2010 y Cervantes-Díaz *et al.* 2014.

Golfo de California

En el Golfo de California (GC, Figura 1), las mayores concentraciones de CID en superficie se encuentran en la región de las Grandes Islas (RGI) (Gaxiola-Castro *et al.*, 1978). En esta región confluye el Agua del Golfo de California, de salinidad alta y baja temperatura (>35.1 y $12-19$ °C) en superficie y el Agua Subsuperficial Subtropical de temperatura entre $9-18$ °C y salinidad de $34.6-35.1$ (Portela *et al.*, 2016). Hernández-Ayón *et al.* (2013) realizaron tres campañas oceanográficas; en invierno de 2002, primavera de 2003 y verano de 2004, las concentraciones de CID se encontraron entre 2150 y 2300 $\mu\text{mol kg}^{-1}$. Estos autores caracterizaron las masas de agua con base en su concentración de CID. En esta región el agua subsuperficial subtropical (ASsSt) es mezclada con el agua superficial del Golfo de California y esta última es enriquecida con CID por efecto de la marea (Hernández-Ayón *et al.*, 2007b; Hernández-Ayón *et al.*, 2007c). En invierno existe una mayor dominancia de ASsSt, en comparación con lo observado en primavera y verano. En invierno el ASsSt rica en CID (> 2270 $\mu\text{mol kg}^{-1}$), abarca una mayor proporción de la columna de agua (Hernández-Ayón *et al.*, 2013). La onda de marea promueve la formación de regiones oceanográficas peculiares, con intensa mezcla de agua que afecta la dinámica del carbono (Hernández-Ayón *et al.*, 2007b y c).

En estudios recientes cerca de la boca del Golfo de California, se han reportado para la zona frente a Guaymas, Sonora, concentraciones de CID en la superficie que oscilan de 2050 a 2080 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, asociadas al Agua del Golfo de California (AGC); por debajo de 100 m de profundidad las concentraciones sobrepasan los 2290 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, dichos valores están asociados al ASsSt (Espinosa-Carreón *et al.*, 2017). En la zona marina frente al norte de Sinaloa, los valores en superficie fueron similares a los observados en Guaymas (< 2100 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) con un valor promedio de 2042 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ (Morales-Urbina, 2017), mientras que en el ASsSt los valores de CID superaron los 2300 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ a partir de los 100 m de profundidad (Flores-Trejo *et al.*, 2017). En esta misma zona se obtuvieron valores en superficie mayores a los 2138 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ durante el invierno de 2017 (Morales-Urbina, 2017).

Solamente existe una serie de tiempo de resolución mensual en la boca del Golfo de California, ubicada en el arrecife Cabo Pulmo en una columna de agua de 20 m de profundidad (Norzagaray-López *et al.*, 2017). Si bien las condiciones en los arrecifes muchas

veces difieren de lo observado mar adentro, en el caso de Cabo Pulmo, las condiciones oceánicas dominan sobre las del arrecife. Norzagaray-López *et al.* (2017) reportaron que la alternancia en la dominancia de las masas de agua produjo cambios en las concentraciones de CID mayores a 150 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, entre otoño y verano. Desde mediados de primavera hasta el otoño domina el Agua Superficial Tropical (AST) con valores promedio de CID de 2008 ± 48 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, mientras que en invierno dominó el AGC (diciembre-marzo) y las concentraciones del CID presentaron un valor promedio de 2079 ± 27 $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

Pacífico Tropical Mexicano

El Pacífico Tropical Mexicano (PTM) es una zona de transición tropical-subtropical con una dinámica muy compleja que abarca un área entre 12 y 23 °N. A escala estacional, la circulación es dominada por la confluencia de la extensión tropical de la rama de la Corriente de California (CC) que fluye hacia el ecuador (Godínez *et al.* 2010) y la Corriente Costera Mexicana (Lavín *et al.* 2006). En esta región el conocimiento sobre CID es escaso. El PTM cuenta con un total de siete estudios publicados. Esto resulta en una cobertura espacial de aproximadamente 50% y < 4 años de cobertura temporal, en el mejor de los casos. Los estudios publicados se enfocan en tres zonas del Pacífico mexicano (Figura 1); la zona costera frente a Manzanillo (Sámamo-Rodríguez y Sosa-Ávalos, 2014; Sosa-Ávalos *et al.*, 2015), la zona marina entre Jalisco y Michoacán (Franco-Novela *et al.*, 2014), el transecto P18 del programa *World Ocean Circulation Experiment* (WOCE Hydrographic Programme, 2002) y el Golfo de Tehuantepec (GT) (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a; Chapa-Balcorta, 2016; Chapa-Balcorta *et al.*, 2017a y b).

En el PTM se conjunta la Zona del Mínimo de Oxígeno (ZMO), la alberca de agua cálida (Fiedler y Talley, 2006) y altas concentraciones de CID (valores mayores de 2270 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) (Franco-Novela *et al.*, 2014; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a). En la zona de las bahías de Manzanillo el CID presenta variaciones con la profundidad, determinando valores < 1800 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en la superficie hasta 2250 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ a 50 m de profundidad (Sámamo-Rodríguez y Sosa-Ávalos, 2014). Adicionalmente, durante el paso del huracán Jova el CID incrementó en la columna de agua, mostrando los valores máximos entre 40 y 50 m de profundidad. En la capa superficial del PTM se han reportado las

concentraciones menores de CID en comparación con el resto de la columna de agua, con valores que van entre 1906 y 2050 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ para el Golfo de Tehuantepec. Los valores máximos reportados en el Golfo de Tehuantepec (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a) se presentaron en la capa subsuperficial subtropical (ASsSt), desde 2200 hasta mayores de 2270 $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

La variación temporal en la región del PTM (entre los 17-20 °N y 106-110 °O) ha presentado los máximos valores durante el invierno (1900 a 2254 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) y mínimos durante verano (1800 – 2093 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) (Franco-Novela, 2009). En las bahías de Manzanillo se realizaron dos estudios; en 2011 y 2013. El CID en 2011 presentó altos valores entre 1950 y 2250 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ durante invierno y la primera mitad de primavera, con máximos en marzo y abril, asociados a la advección de agua fría rica en CID y menor pH; en octubre incrementó nuevamente hasta 2200 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ debido al proceso de mezcla vertical ocasionado por el huracán Jova. Mientras que los bajos valores se observaron en verano entre 1800 y 1950 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, como resultado de la presencia del Agua Superficial Tropical. Por su parte, la $p\text{CO}_2$ en la superficie del agua ($p\text{CO}_{2\text{sw}}$) tuvo valores de 480 y 537 μatm en abril de 2011 y diciembre de 2010, respectivamente, con valores menores a 300 μatm en verano (Sámano-Rodríguez y Sosa-Ávalos, 2014). En 2013 el CID cambió de 1886 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en julio y 2244 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en abril, durante la primavera los valores fueron altos hasta de 2400 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ por debajo de 30 m de profundidad, como resultado de surgencias costeras (Sosa-Ávalos *et al.*, 2015). Sosa-Ávalos *et al.* (2014) reportaron valores de $p\text{CO}_{2\text{sw}}$ derivados de un sistema de monitoreo costero (boya) localizada en las bahías de Manzanillo. El promedio mensual de la $p\text{CO}_{2\text{sw}}$ varió de 393 a 412 μatm en marzo y junio, respectivamente. Los primeros tres meses se observaron incrementos de la $p\text{CO}_{2\text{sw}}$ asociados a eventos de surgencias costeras de 1-4 días de duración, con bajas temperaturas.

En la región del Golfo de Tehuantepec se tienen datos de un muestreo en cada temporada representativa: no Tehuanos, Tehuanos y post-Tehuano. Los máximos de CID en superficie se han reportado en temporada de no tehuanos, asociados a tormentas tropicales y huracanes. Estos máximos son puntuales; concentraciones altas de CID también se han reportado durante temporada de vientos Tehuanos, los máximos se ubican únicamente en la zona de la pluma de agua fría bajo la influencia del viento. En el agua subsuperficial los máximos ocurrieron durante el verano de 2010, temporada de no Tehuanos (Chapa-Balcorta, 2016). Sin embargo, dado

que durante la temporada de tehuanos el muestreo es complicado debido a que los vientos intensos limitan la navegación, solo es posible medir días después de un evento tehuano, por lo que los cambios inmediatos no han podido ser evaluados. Considerando que el agua subsuperficial es rica en CID, el enriquecimiento inicial podría ser mayor que lo observado en otras temporadas. Durante el verano el PTM se estratifica por efecto de la temperatura (Fiedler *et al.*, 2013). Dicha estratificación es eliminada por el efecto de tormentas tropicales y huracanes, generando pulsos temporales y localizados de CID en las regiones más ciclogénicas del GT y las zonas de trayectoria de dichos meteoros (Chapa-Balcorta, 2016). Si bien son de corta duración (del orden de días), dichos pulsos pueden generar cambios importantes en las concentraciones de CID en superficie (valores de 1816 hasta 2093 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en junio de 2010) con diferencias de hasta 300 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en comparación con los mínimos superficiales (Chapa-Balcorta, 2016). A pesar de que se cuenta con información en el PTM, los estudios hasta ahora, con excepción de los datos generados en la boya de Manzanillo, son puntuales y limitados en cobertura espacial y temporal, por lo que aún quedan muchas incógnitas sobre la dinámica del CID en esta región.

Flujos de CO_2 océano-atmósfera en márgenes continentales

Los márgenes continentales de México son la interfase entre los ambientes terrestres y las aguas oceánicas. Los ambientes costeros interactúan con las masas de aire, patrones de viento, escurrimiento, ríos e impactos antropogénicos (descargas de nutrientes y carbono), que sin duda constituyen ambientes muy sensibles a la variabilidad y el cambio climático. La mayor parte de los estudios sobre flujos de carbono océano-atmósfera se han realizado en las regiones del Océano Pacífico, particularmente en las zonas del noroeste (Coronado-Alvarez *et al.*, 2015; De la Cruz-Orozco *et al.*, 2007 y 2010; De la Cruz-Orozco y Gaxiola-Castro, 2015; Hernández-Ayón *et al.*, 2010; Muñoz-Anderson *et al.*, 2015; Reimer *et al.*, 2013), Golfo de California (Gaxiola-Castro *et al.*, 1978; Hernández-Ayón *et al.*, 2007a y c; Montes-Hugo *et al.*, 1998; Rodríguez-Ibáñez *et al.*, 2013; Zirino *et al.*, 1997), frente a las costas de Jalisco-Colima (Franco-Novela *et al.*, 2014; Sámano-Rodríguez y Sosa-Ávalos, 2014; Sánchez-Nava, 2015; Sosa-Ávalos *et al.*, 2013) y en el Golfo de Tehuantepec (Chapa-Balcorta *et al.*,

2015a y b) (Figura 1). Sin embargo, aun presenta vacíos, principalmente en la zona costera y los Golfos de California y Tehuantepec donde se cuenta con estudios puntuales, pero aún no existen series de tiempo publicadas. En la porción del Golfo de México que se encuentra dentro de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) aún no se tienen estudios publicados sobre los flujos océano-atmósfera de CO₂. El ciclo del carbono en los márgenes continentales mundiales está pobremente estudiado y hasta ahora no ha sido objeto de programas multidisciplinarios de investigación. El resultado es que actualmente no se conoce si estas regiones son fuentes y/o sumideros netos de gases invernadero (CO₂ y metano).

Costas de Baja California

La región costera y marina del Pacífico frente a la península de Baja California es la de mayor cantidad de estudios sobre pCO₂ y flujos de carbono (FCO₂) (ver caja 3). En consecuencia, esta es la única región de los mares de México que actualmente cuenta con información sobre la variabilidad estacional e interanual de los flujos de CO₂ océano-atmósfera, debido a los datos generados durante las campañas oceanográficas del programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California). Estas campañas han sido financiadas principalmente con proyectos de investigación básica apoyados por el CONACyT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología), por las instituciones participantes: Centro de Investigación Científica y Educación superior de Ensenada (CICESE), Universidad Autónoma de Baja California (UABC), Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), el Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México (IG-UNAM) y por cruceros de oportunidad (ver caja 3).

Particularmente, frente a Punta Banda, Baja California (estación Ensenada; 31°40.1'N, 116°41.6'W) durante 2010 a 2011 se presentaron valores de pCO₂ que alcanzaron 800 µatm (Oliva-Méndez *et al.*, 2014). En esta región los máximos flujos hacia la atmósfera se presentan en condiciones de bajas temperaturas (12.9°C), asociados a los eventos de surgencia derivados del transporte vertical de agua subsuperficial hacia

la superficie, que ocurren en la región en primavera-verano (Muñoz-Anderson *et al.*, 2015; Reimer *et al.*, 2013), la cual contiene una gran cantidad de carbono inorgánico disuelto. Esta agua subsuperficial se asocia con concentraciones altas de nutrientes, por lo que parte del carbono inorgánico se transforma en carbono orgánico particulado y disuelto, vía el proceso fotosintético del fitoplancton. El resto del carbono inorgánico que no se procesa por la fotosíntesis, se libera a la atmósfera como CO₂. Posterior a las surgencias la actividad biológica puede incluso revertir el flujo de CO₂ (Muñoz-Anderson *et al.*, 2015) y actuar como sumidero de carbono de manera temporal, hasta que se reestablece el equilibrio entre la atmósfera y el océano (Fassbender *et al.*, 2011). En promedio entre 2009 a 2015 la región se comporta como una fuente débil de CO₂ hacia la atmósfera (0.11 ± 0.05 mmol C m⁻² d⁻¹). Los máximos flujos hacia la atmósfera se observan en agosto, mientras que en septiembre se tuvieron los flujos máximos de la atmósfera hacia el océano. En 2011 los mayores cambios estuvieron relacionados con la influencia de ENSO en su fase fría, con flujos máximos hacia el océano de -6.9 mmol C m⁻² d⁻¹ en octubre de 2010, y flujos hacia la atmósfera hasta de 40.4 mmol C m⁻² d⁻¹ durante marzo de 2011. En 2015 los flujos fueron influenciados por un evento El Niño y el *Blob* del Pacífico Norte, una parcela de agua anómalamente cálida que cubrió el Pacífico norte (Muñoz-Anderson *et al.*, 2015; Coronado-Álvarez *et al.*, 2017).

Por medio de la información generada durante campañas oceanográficas y con la obtenida en barcos de oportunidad (Figura 3), se conoce que la región marina en la plataforma continental oeste de Baja California se comporta, en promedio anual, como una fuente ligera de CO₂ del océano hacia la atmósfera durante el verano y otoño y, presenta una importante variabilidad estacional y latitudinal. Durante 2004-2005 los flujos de CO₂ hacia la atmósfera mostraron un gradiente, donde éstos incrementaron de norte a sur y de océano a costa. Entre diciembre y mayo la región se comporta como sumidero y el resto del año como fuente de CO₂ (Hernández-Ayón *et al.*, 2010). En el balance anual, esta región se presenta como una fuente moderada de carbono hacia la atmósfera con valores de 0.41 mol C m² año⁻¹ (1.12 mmol C m⁻² d⁻¹) (De La Cruz-Orozco *et al.*, 2010).

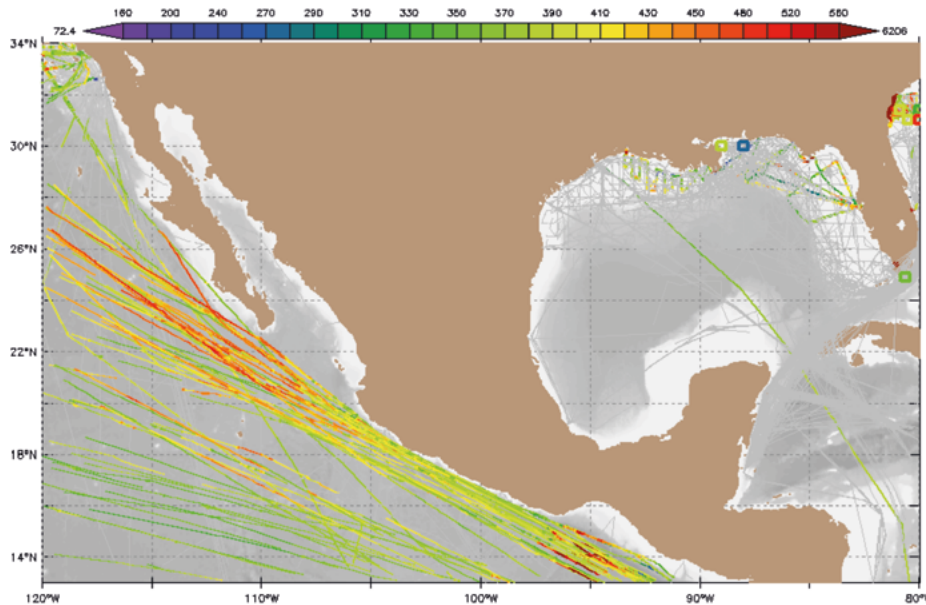


Figura 3. Valores de pCO₂ (μatm) a lo largo de las rutas de barcos de oportunidad entre 1957 y 2017.

Fuente: SOCAT versión 5 (Bakker *et al.*, 2016).

Golfo de California

En el Golfo de California se han realizado pocos estudios referentes al conocimiento del sistema del CO₂. Uno de los primeros trabajos en esta región fue desarrollado por Gaxiola-Castro *et al.* (1978) con un muestreo espacial en todo el golfo, quienes encontraron que los valores más bajos de pH y los más altos del carbono inorgánico disuelto total se presentaron en la región de las Grandes Islas, debido a la mezcla vertical generada por las mareas. Zirino *et al.* (1997) realizaron estimaciones de pCO₂ superficial en distintos puntos del Golfo de California. El valor mayor de pCO₂ que reportaron fue de 550 μatm como resultado de la presencia de mareas vivas en la región de las Grandes Islas y, un valor mínimo de 375 μatm debido a que se presentó fuga de CO₂ hacia la atmósfera combinado con el consumo de CO₂ por el fitoplancton. Hidalgo-González *et al.* (1997) en su estudio realizado en la región de las Grandes Islas, reportaron un comportamiento inverso de pH y pCO₂ de 8.20 y 446 μatm con mareas post-vivas y, de 8.26 y 373 μatm en mareas post-muertas. Concluyeron que la marea es el mecanismo responsable del transporte de CO₂ hacia la superficie. En el mismo estudio reportan que en invierno de 1996, el flujo neto de CO₂ océano-atmósfera de la zona norte del golfo (> 30 °N), se mantuvo básicamente en equilibrio. En contraste, Montes-Hugo *et al.* (1998) encontraron que los flujos netos de CO₂ en la región del Alto Golfo de California en invierno son principalmente hacia la atmósfera. Hernández-Ayón *et al.* (2007a)

reportaron al norte de las Grandes Islas valores de pCO₂ de 550 μatm, los cuales disminuyeron gradualmente a 280 μatm conforme se acercaban al sur del golfo. La ΔpCO₂ (pCO_{2sw}-pCO_{2atm}) presentó promedios de -46 μatm, indicando que el flujo de CO₂ fue hacia las aguas superficiales del golfo, por lo que la región central se comportó como sumidero de CO₂. Hernández-Ayón *et al.* (2007b) reportaron valores de pCO₂ mayores a 580 μatm en la región de las Grandes Islas. Sin embargo, en el Canal de Ballenas se estimaron valores de hasta 1160 μatm, por lo que se considera como fuente de emisión de CO₂ a la atmósfera, debido a sus altos valores de CID (2200-2300 μmoles kg⁻¹) causados por la mezcla intensa (Hernández-Ayón *et al.*, 2013). Bakker *et al.* (2016) reportaron entre el Océano Pacífico y el Golfo de California dos distintos componentes verticales de intercambio de agua, el primero con 0.67 ± 0.10 Sv y el segundo con 0.23 ± 0.02 Sv (1 Sv = 10⁶ m³ s⁻¹) y concluyeron que el GC se comporta como una fuente de CO₂ hacia la atmósfera en ambos escenarios, con promedios de 123.5 ± 41.8 g C m⁻² año⁻¹ para el primer escenario y 52.1 ± 18.0 g C m⁻² año⁻¹ para el segundo escenario, con promedio anual de 7.66 ± 2.65 x 10¹² gramos de carbono en forma de CO₂. En promedio el Golfo de California es una fuente de dióxido de carbono hacia la atmósfera (Rodríguez-Ibáñez *et al.*, 2013), debido a que los procesos de intercambio de agua entre el golfo y el Pacífico y la mezcla por mareas, promueven que este último aporte una gran cantidad de nutrientes y carbono inorgánico disuelto hacia el interior del golfo.



En el sureste de Topolobampo, Sinaloa, Morales-Urbina *et al.* (2017) reportó valores de $p\text{CO}_2$ obtenidos mediante una boya oceanográfica anclada a 50 km, para el periodo del 15 al 25 de septiembre de 2016. Los valores de $p\text{CO}_2$ fluctuaron entre 468-511 μatm , con un valor promedio de 479 μatm , con oscilaciones a lo largo del día y un flujo positivo de CO_2 de 2.69 $\text{mmoles C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Para marzo 2017 los mismos autores reportaron valores de $p\text{CO}_2$ de 371 μatm y un flujo de CO_2 de $-0.64 \text{mmoles C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. El autor concluye que la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa se comportó como una fuente en septiembre de 2016 y como un sumidero en marzo de 2017. Las condiciones y valores descritos en esta sección sitúan a este gran mar interior de México como una fuente neta de CO_2 , un gas de efecto invernadero, de forma casi permanente; como consecuencia de los intensos procesos de mezcla que se presentan a lo largo de la zona costera y en la región de las Grandes Islas.

Pacífico Tropical Mexicano

En el Pacífico Tropical Mexicano (PTM), los flujos de CO_2 océano-atmósfera reportados en la literatura varían entre -28 y $+72 \text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Figura 4). Los máximos flujos hacia el océano (valores negativos) se presentan en la bahía de Manzanillo, Colima, durante la temporada de surgencias costeras (años 2011 y 2013); mientras que los máximos flujos hacia la atmósfera (valores positivos) se presentan en el Golfo de Tehuantepec durante la temporada de tormentas tropicales y huracanes de 2010 (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a; Sosa-Ávalos *et al.*, 2015; Chapa-Balcorta, 2016). Sánchez-Nava (2015) estimó flujos de CO_2 positivos (hacia la atmósfera) en abril de 2013 desde

0.10 a $1.40 \text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en las bahías de Manzanillo y Santiago, Colima; mientras que en mayo, julio, agosto, octubre y diciembre los flujos fueron negativos (hacia el océano). En julio se observaron valores entre -8.34 a $-10.31 \text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. En general, estas bahías actuaron como sumidero de carbono de mayo a diciembre debido al consumo biológico y a los efectos físicos que pudieron favorecer el intercambio de CO_2 entre el aire y el agua, como resultado de la mezcla vertical ocasionada por el paso de huracanes y tormentas tropicales entre julio y octubre. En abril los flujos positivos estuvieron asociados a eventos de surgencias costeras y a la advección vertical del agua subsuperficial con alto CO_2 , bajo pH y agua subsaturada de aragonita. En promedio, las bahías actuaron como sumidero de carbono con un valor de $3.21 \text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ equivalente a $1.17 \text{mol C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$.

En cuanto a la variabilidad temporal, en una boya oceanográfica equipada con sensor de $p\text{CO}_2$ y anclada frente a la Bahía de Manzanillo, Colima, los valores reportados varían de $-0.90 \text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en marzo a $2.26 \text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en junio de 2011. Mientras que en el mismo año, adentro de la bahía los valores fluctuaron entre -13.26 (mayo) y $26.52 \text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (abril) (Sosa-Ávalos *et al.*, 2015). En 2013 FCO_2 varió entre -28.01 y $6.25 \text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en mayo y abril, respectivamente. Las Bahías de Manzanillo funcionaron como sumidero de CO_2 en mayo y julio y, como fuente de CO_2 en abril de 2013. Con base en los datos de ambos años (2011 y 2013) es posible aseverar que esta región funciona principalmente como fuente de CO_2 hacia la atmósfera cuyas variaciones dependen principalmente de la temporada de surgencias costeras en primavera.

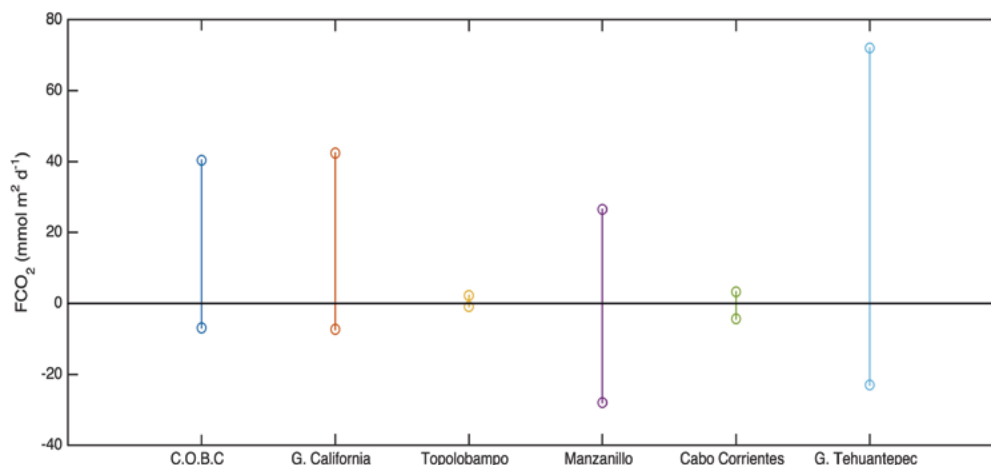


Figura 4. Valores máximos y mínimos de FCO_2 para cuatro regiones del Océano Pacífico tropical mexicano. C.O.B.C: Costa Occidental de Baja California.

Sosa-Ávalos *et al.* (2014) calcularon para la Bahía de Manzanillo un FCO_2 promedio de $-0.22 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, con una variación de -43.04 a $68.76 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Durante marzo y abril el FCO_2 promedio fue de -3.1 y $-3.2 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, indicando que el mar actuó como sumidero de CO_2 , debido, posiblemente, a la incorporación de carbono por la fotosíntesis del fitoplancton. En junio el flujo tuvo un valor de $4.5 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ comportándose el océano como fuente de CO_2 , lo cual podría ser como consecuencia de la mayor temperatura, descomposición de la materia orgánica, procesos de remineralización y a la respiración. Aún cuando se presentaron eventos de surgencias costeras de corto periodo (1-5 días de duración) en marzo y abril que propiciaron FCO_2 positivos (fuente de CO_2), transportando aguas ricas en nutrientes, con alto contenido de CO_2 y bajo pH. En promedio, los flujos fueron negativos (sumidero de CO_2) en estos meses, como resultado de la fotosíntesis del fitoplancton derivada de los flujos de nutrientes durante las surgencias costeras; en mayo los pulsos positivos posiblemente se debieron a la advección de agua con alto contenido de CO_2 y los de junio estuvieron relacionados con el incremento de la temperatura superficial que facilita el escape de CO_2 hacia la atmósfera.

En la región central del PTM, dominada por la Zona del Mínimo de Oxígeno (ZMO), Franco-Novela *et al.* (2014) reportaron valores de FCO_2 entre -4.4 y $+3.3 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ a partir de dos cruceros llevados a cabo en noviembre de 2009 y agosto de 2010. La región se comportó como fuente débil de carbono durante 2009 con valores máximos de $2.5 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. En agosto de 2010 el océano también se comportó como fuente débil de CO_2 hacia la atmósfera frente a Jalisco-Colima y, como sumidero débil, frente a Guerrero. La mayor parte de las estaciones presentan valores positivos, por lo que se considera una fuente débil de CO_2 hacia la atmósfera. En un crucero realizado en abril de 2018, en cinco transectos en el Pacífico mexicano (Cabo Corrientes, Manzanillo, Maruata, Lázaro Cardenas y Acapulco), el promedio de los flujos indicó que estos sitios son un sumidero débil de CO_2 hacia el océano ($-2.7 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), los valores máximos fueron registrados en Cabo Corrientes ($-13.3 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Espinosa-Carreón, 2019). Sin embargo, se desconoce cuál es el comportamiento durante los otros meses del año. Franco-Novela *et al.* (2014) encontraron que las masas de agua, los procesos de advección y la estratificación, juegan un papel importante al definir si el área actúa como fuente o sumidero de carbono.

En el Golfo de Tehuantepec el océano se comportó como sumidero de CO_2 durante la temporada de vientos tehuanos en noviembre de 2013, en la cual, la termoclina, carboclina y nutriclina ascienden. En consecuencia, la productividad primaria incrementa y propicia que el GT se convierta en sumidero de CO_2 ($-23 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). La magnitud del flujo aumenta por el efecto del viento en esta región, que durante la temporada de tehuanos presenta eventos con velocidad del viento superior a 10 m s^{-1} . Durante las condiciones post-tehuano en 2013 se reportan flujos mayores de hasta $+34 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, cerca de la costa en la zona donde la columna de agua presenta mayor mezcla (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015b). En la temporada de tormentas tropicales y huracanes de 2010 se han reportado valores de hasta $+72 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, los cuales se encuentran alejados de la costa (Chapa-Balcorta, 2016). En la mayor parte de las estaciones monitoreadas en dicho estudio el GT se comporta como fuente de CO_2 a la atmósfera.

Las zonas costeras presentan mayor variabilidad con respecto a las zonas oceánicas, con excepción del Golfo de Tehuantepec en donde se reportan valores mayores a $20 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, tanto cerca como lejos de la costa (200-300 km). Con base en los flujos de CO_2 océano-atmósfera reportados en la literatura disponible, es claro que el Pacífico Tropical Mexicano se comporta principalmente como fuente de CO_2 a la atmósfera, siendo los procesos dinámicos como advección, mezcla, bombeo, los que tienen la mayor influencia sobre la magnitud de dichos flujos.

Golfo de México

Takahashi *et al.* (2009) reconocieron que en el Golfo de México (GM) se desconoce la dirección del flujo de CO_2 , es decir, si actúa como sumidero o como fuente durante el año (ver caja 3). Los datos de la $\text{pCO}_{2\text{sw}}$ y $\text{pCO}_{2\text{atm}}$ obtenidos previamente (principalmente para el norte del golfo en la parte Estadounidense), sugieren que el GM durante el verano es una fuente de CO_2 hacia la atmósfera, con flujos que varían de 0.51 - $9.1 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mientras que en invierno se comporta como sumidero con flujos de -0.60 a $-3.23 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Coble *et al.*, 2010). Robbins *et al.* (2014) basados en 196 cruceros realizados en el GM generaron una base de datos de la $\text{pCO}_{2\text{sw}}$ y $\text{pCO}_{2\text{atm}}$, para estimar el flujo de CO_2 y poder establecer si es fuente o sumidero de carbono. Es importante resaltar que la mayoría de los datos de cruceros oceanográficos fueron obtenidos en las aguas de USA y muy pocos datos fueron medidos

en aguas mexicanas. A partir de esta base de datos se estimaron los flujos de CO_2 en la parte oeste del golfo, que fue de $0.49 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, en la zona de Yucatán fue de $-0.25 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mientras que en mar abierto del golfo el flujo fue de $-1.32 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Esto significa que en promedio las aguas mexicanas del GOM actúan como sumidero de CO_2 . Si se considera todo el GM, incluyendo las aguas de USA, en promedio funciona como sumidero de CO_2 con un flujo de $-0.52 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Caja 3. Flujos de CO_2 Océano-Atmósfera en Norteamérica

La Figura C3.1 muestra en (a) las áreas costeras donde existen datos disponibles de la presión parcial del CO_2 ($p\text{CO}_2$). Notar la ausencia de datos en el Golfo de México. Además se muestran cálculos de flujos de CO_2 en los que resalta que las costas del Pacífico Mexicano son fuentes de CO_2 hacia la atmósfera (b).

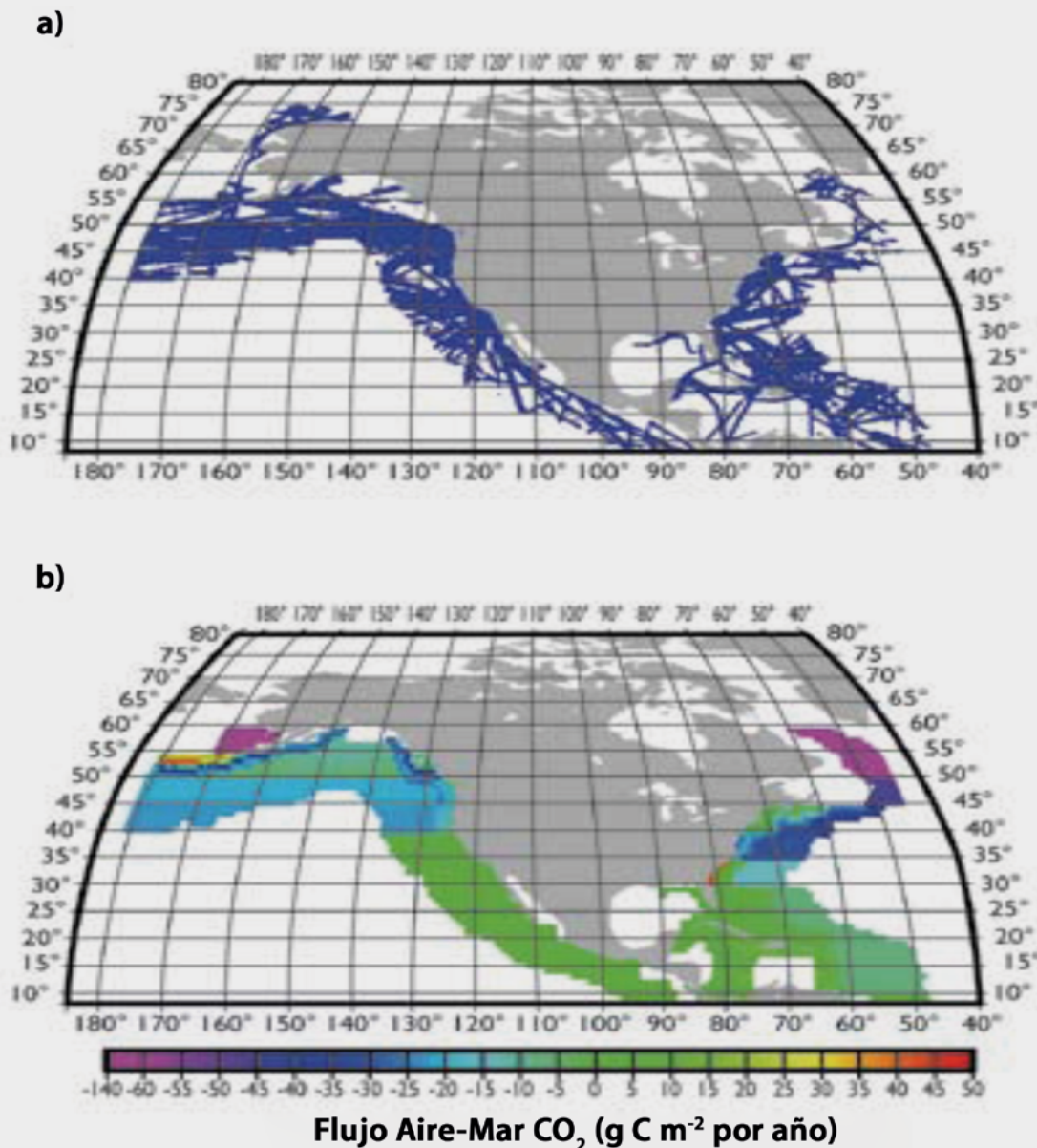


Figura C3.1. (a) Distribución superficial de los flujos de CO_2 en la región costera con mediciones realizadas entre 1979 y el 2004. En (b) se observa la distribución promedio de los flujos de CO_2 (N-S 100 km, E-O 80 km).

Los flujos representan el promedio climatológico de 25 años.

Se resalta la ausencia de datos en el Golfo de México.

Fuente: figura tomada de Chavez *et al.* (2007).

Mar Caribe

A diferencia del Pacífico mexicano, en la región del mar Caribe correspondiente al mar territorial y la ZEE de México, no se cuenta con datos de carbono inorgánico disuelto. Sin embargo, sí se han realizado estudios de $p\text{CO}_2$ y FCO_2 a partir de barcos de oportunidad. Wanninkhof *et al.* (2007) reportaron datos de esta región obtenidos a bordo del Explorer, un crucero de la compañía Royal Caribbean en la ruta a los puertos de Belice, la Costa Maya y Cozumel, posteriormente se mueve a George Town, Islas Caimán y Miami, Florida. Esta región presentó valores de $p\text{CO}_2$ entre 350 y 410 μatm durante los años 2002-2004. El cambio estacional estuvo en función de la temperatura $3.6\% \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$ en donde la mayor parte del año se comporta como sumidero de CO_2 . Durante el invierno se comporta como sumidero y durante el verano es fuente de CO_2 hacia la atmósfera. Sin embargo, el flujo neto anual (-0.27 a $-0.01 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) flujo neto indica que la región es predominantemente un sumidero de CO_2 .

CONTROLES AMBIENTALES DE CID Y FCO_2 EN EL PACÍFICO MEXICANO

La solubilidad del CO_2 en el océano depende de su presión parcial en el agua y en el aire, la temperatura, salinidad y la velocidad del viento. Aunado a ello, la concentración de CID es modulada por procesos dinámicos como corrientes, surgencias, remolinos y procesos biogeoquímicos como degradación de la materia orgánica, respiración, fotosíntesis, formación/disolución y precipitación de CaCO_3 , entre otros. Todos estos factores interactúan de manera simultánea y su importancia relativa estará en función de las condiciones de cada región. En el Sistema de la Corriente de California, frente a Baja California ocurren surgencias costeras en los meses de primavera y parte de verano, durante las cuales el agua subsuperficial asciende y enriquece el agua superficial que está compuesta del agua subártica (Juárez-Colunga *et al.*, 2010; Linacre *et al.*, 2010). La Contracorriente de California (CCC) transporta agua subsuperficial subtropical a estas regiones, la cual es rica en CID (Palacios-Coria *et al.*, 2014), incrementando su concentración en el agua superficial. Con base en reportes recientes (Muñoz-Anderson *et al.*, 2015; Mariano-Matias *et al.*, 2016) en escalas de tiempo menores, se ha observado que conforme avanza la surgencia, el papel de la bomba biológica incrementa su importancia relativa y puede llegar a invertir los flujos de CO_2 , convirtiendo la zona en sumidero (Fassbender *et al.*, 2011; Mariano-

Matias *et al.*, 2016). La zona norte de la región oceánica, frente a la península, incorpora CO_2 atmosférico debido a las condiciones de agua templada menos salina y a una intensa actividad fotosintética; la zona sur, por otra parte, se comporta principalmente como una fuente, debido a la influencia del agua subtropical más cálida y salina que fluye hacia el norte durante el verano y otoño (Zaistev *et al.*, 2014). En esta región, la relación del sistema del CO_2 , con la temperatura y la salinidad es relativamente constante, por lo que se han determinado relaciones empíricas a partir de las cuales es posible calcular las variables del sistema del CO_2 y utilizarlas tanto para reconstruir escenarios pasados (Alin *et al.*, 2012), como para generar posibles escenarios futuros. Esto permitirá en un futuro cercano, generar modelos locales y regionales para el pronóstico de la variabilidad de CID y los procesos relacionados con la acidificación del océano.

En la región norte del GC, a partir de las grandes islas, el 85% de la variabilidad de CID está explicado por procesos de mezcla vertical, con concentraciones superficiales $>2100 \mu\text{mol kg}^{-1}$, con incrementos de CID durante el verano. Las concentraciones de CID en la región sur del GC responden a las surgencias en la costa de Sinaloa debido al forzamiento del viento, con valores de 2150 a 2280 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ entre la superficie y 40 m de profundidad (Flores-Trejo *et al.*, 2017), mientras que en la región de las grandes islas ($\sim 2240 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y, en Cabo Pulmo, los cambios en la dominancia de masas de agua producen variaciones importantes en CID con valores de 1944 a 2076 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en presencia del Agua Tropical Superficial y de 2056 a 2114 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ asociados con el Agua del Golfo de California (Hernández-Ayón *et al.*, 2007b y c; Hernández-Ayón *et al.*, 2013; Morales-Urbina *et al.*, 2017; Norzagaray-López *et al.*, 2017). Dichas variaciones en las masas de agua son consecuencia de la estacionalidad en la región, la cual domina sobre los procesos interanuales y los de mesoescala (Godínez *et al.*, 2010). En la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa, Morales-Urbina (2017) y Espinosa-Carreón *et al.* (2019a y b) reportaron valores promedio de CID superficial en septiembre 2016 de 2042 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y, en marzo 2017, de 2138 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, respectivamente. Flores-Trejo *et al.* (2017) para la misma zona, en septiembre de 2016, reportó el máximo de clorofila (1.54 mg m^{-3}) a 50 m asociado a valores de CID de 2180 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en presencia del Agua Tropical Superficial, mientras que, en marzo de 2017, encontró valores máximos de 5.18 mg m^{-3} a 25 m con valores de CID de 2250 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ asociados al Agua del Golfo de California. Los flujos océano-atmósfera de CO_2 responden de manera similar

a CID. Estos son magnificados por efecto del viento durante las surgencias.

Aún se desconocen muchos de los mecanismos que controlan el sistema de carbonatos en el PTM, debido a la escasez de los datos en dicha región. Estudios previos sugieren que la presencia de la ZMO y la Zona del Máximo de Carbono (ZMC) se debe a los intensos procesos de remineralización que ocurren en la región, así como la pobre ventilación del agua subsuperficial por la estratificación causada por la presencia de la alberca de agua cálida. Las variaciones verticales de la influencia del ASsSt que es la principal fuente de CID hacia la superficie, dependen principalmente de la dinámica física (Franco-Novela *et al.*, 2014; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a). En la frontera norte del PTM la estratificación juega un papel importante en la distribución vertical de CID, mientras que en la región sur los vientos tehuanos controlan su variabilidad seguidos de los remolinos de

mesoescala (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a). En la zona costera se han reportado surgencias que promueven el enriquecimiento de CID en el agua superficial para el caso de Cabo Corrientes en abril 2018 se reportaron $2180 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (Espinosa-Carreón, 2019) y de la bahía de Manzanillo (Sámamo-Rodríguez y Sosa-Ávalos, 2014) y la costa oeste del GT durante el mes de abril (Chapa-Balcorta, 2016). Los remolinos de mesoescala juegan un papel importante en la distribución espacial de CID en el GT, mediante el bombeo desde o hacia la superficie según el tipo de remolino (Figura 5). La presencia de tormentas tropicales también promueve el enriquecimiento de CID en superficie mediante mezcla y bombeo de Ekman (Chapa-Balcorta, 2016), este efecto puede ser agudo durante los días que se presentan dichos eventos para volver a las condiciones normales en poco tiempo.

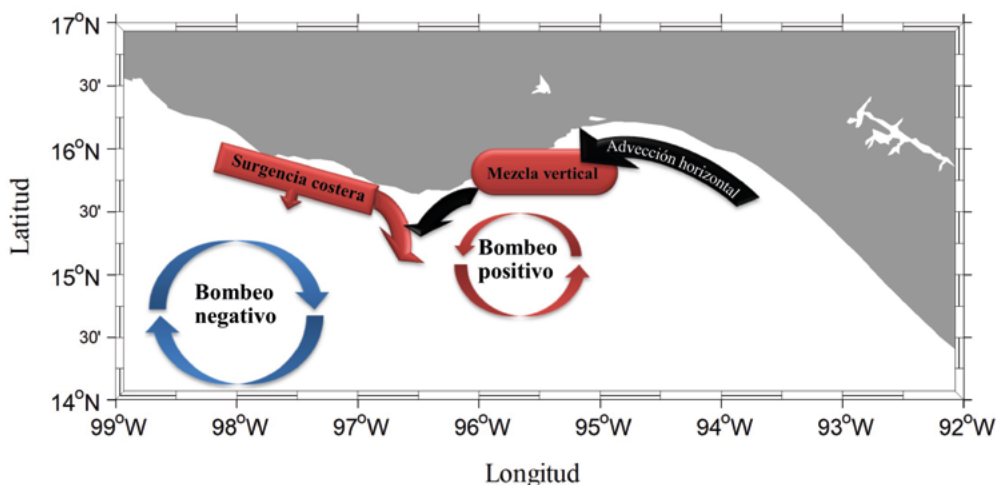


Figura 5. Procesos que modifican la distribución espacial de CID en el Golfo de Tehuantepec.

Fuente: modificado de Chapa-Balcorta *et al.* (2015a).

SIGUIENTES PASOS

La mayor parte de la información publicada abarca la región norte del Pacífico mexicano y, algunos estudios en la región de la boca del Golfo de California, en Colima, frente a Michoacán y Oaxaca, mientras que frente a Chiapas, el Caribe y Golfo de México prácticamente no existen estudios publicados sobre el sistema CO_2 . La difusión de los posibles efectos de la acidificación del océano y el cambio climático, aunado a que algunos de los efectos esperados ya se están observando desde hace 10 años, han promovido un mayor interés en el estudio de esta región y mayores apoyos por parte de entidades de financiamiento. Existen varios proyectos y estudios en proceso enfocados a generar información, tanto en

regiones oceánicas como en la zona costera. En la región Pacífico norte, investigadores del Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE) y la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) continúan desarrollando el Programa IMECOCAL, estudios en la zona costera en esa región se enfocan a la Bahía de Todos Santos y la laguna de San Quintín. En la región del Golfo de California, se desarrolla un proyecto de investigación en Bahía de los Ángeles (UABC) y otro cerca de la costa de Sinaloa (CIIDIR, Instituto Politécnico Nacional; IPN), se están realizando cruceros de oportunidad desde 2016 con la Secretaría de Marina, se pretende anclar en 2019 por tercera ocasión una boya oceanográfica para generar series de tiempo de pCO_2 océano-atmósfera. En la región tropical también se llevan

a cabo cruceros de oportunidad con la SEMAR, frente a Colima (SEMAR-Universidad de Colima; UCOL). Con apoyo de el B/O El Puma de la UNAM en abril de 2017 y 2018 se tomaron muestras del sistema de carbono en cinco transectos desde Cabo Corrientes, Jalisco hasta Acapulco, Guerrero y en abril de 2019 se pretende realizar otro crucero. Adicionalmente, se pretende anclar dos boyas oceanográficas que permitan generar series de tiempo de mediciones de pCO_2 en la atmósfera y el océano y el Golfo de Tehuantepec (SEMAR-Universidad del Mar). En la región costera de la Bahía de Manzanillo, Colima (UCOL) se lleva a cabo un proyecto de investigación enfocado a entender las interacciones océano continente. En el Caso de Oaxaca, mediante el proyecto “Estudio de la acidificación del océano y su efecto en las comunidades arrecifales del Pacífico Sur mexicano”, en el que participan cuatro instituciones nacionales (CICESE, UABCS, UMAR, liderado por la UAM), que es financiado por el fondo sectorial SEP-CONACYT, se está revisando el papel de los procesos costeros y el aporte de ríos en la variabilidad del sistema de carbonatos. En la costa de Oaxaca se encuentra

en fase inicial el proyecto “Programa de monitoreo permanente de la acidificación del océano y su efecto en la calcificación de los corales formadores de arrecifes en México”, en el cual participan ocho instituciones mexicanas y es liderado por la UMAR y financiado por el fondo sectorial SEMARNAT-CONACYT, a través del cual se caracterizará la variabilidad espacial del CID y el pH en las Bahías de Huatulco, Oaxaca y en Bahía de Veracruz, en el Golfo de México (http://www.umar.mx/investigacion/programa_monitoreo_acidificacion_corales.pdf).

A nivel regional, en el Golfo de México se encuentra un estudio en proceso denominado Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM) (www.cigom.info), que es parte de un proyecto financiado por la Secretaría de Energía y el CONACYT y que incluye más de 20 instituciones nacionales y extranjeras, el cual está liderado por el CICESE (2015-2020). Mediante este proyecto se instalaron boyas autónomas con sensores para medir pH y la pCO_2 del océano y la atmósfera (ver caja 4). Esto ofrecerá una información muy valiosa para esa región, la cual hasta ahora ha sido nula.

Caja 4. Red de estaciones que son monitoreadas en la actualidad en el Golfo de México

En la Figura C4.1 se muestra la red de estaciones de CIGoM.

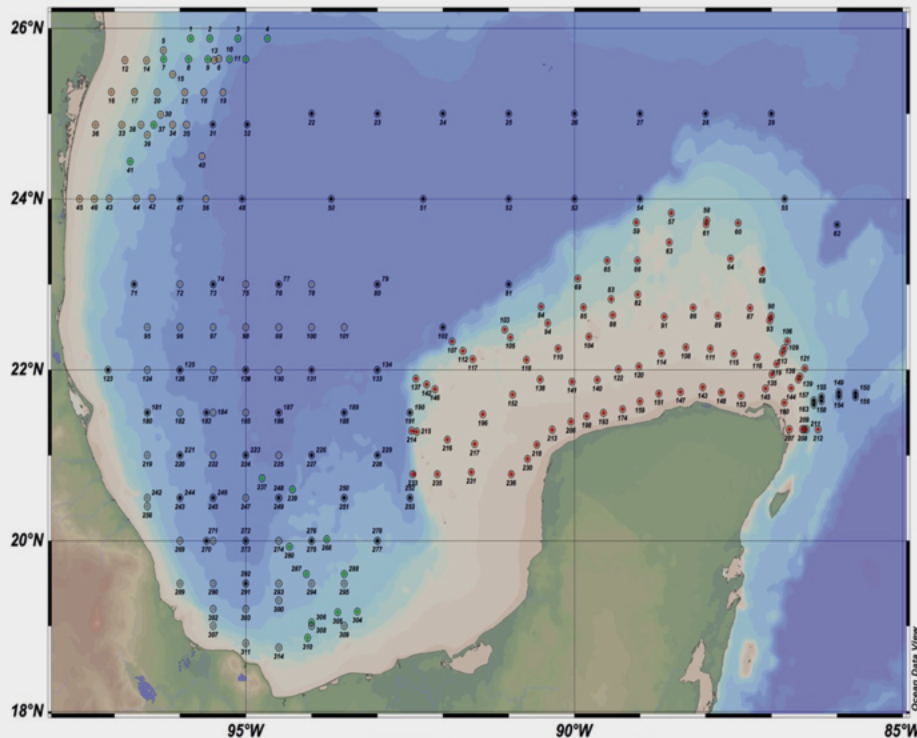


Figura C4.1. Red de estaciones en las que se están haciendo mediciones de las variables del sistema del carbono por el proyecto Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM) www.cigom.info.
Este proyecto generará nueva información a corto plazo.



CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A partir de la información existente sobre carbono inorgánico en los ecosistemas marinos de México podemos decir que las concentraciones de CID varían ampliamente entre las distintas regiones oceanográficas descritas, por lo que es preponderante incrementar el esfuerzo de monitoreo en sitios con pocos o nulos estudios. El mayor enriquecimiento de CID se encuentra en el agua subsuperficial la cual afecta la capa superficial cuando es forzada por procesos dinámicos. Las concentraciones van de <1800 (superficie) hasta $2400 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (agua subsuperficial). La mayor parte de las regiones estudiadas son fuente de CO_2 hacia la atmósfera con flujos distintos en cada región que varían entre -23 y 72 ($\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Los máximos flujos (en ambos sentidos, de la atmósfera hacia el océano y viceversa) se presentaron en el Golfo de Tehuantepec y los mínimos en el Mar Caribe (-0.27 a $-0.01 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ flujo neto), sin embargo, existen sitios en los que aún no se cuentan con datos suficientes para hacer balances anuales que permitan conocer los flujos netos.

Muchos de los estudios descritos en las secciones anteriores se han llevado a cabo en la última década. Aun cuando se ha avanzado en el estudio de la dinámica del carbono inorgánico, todavía quedan grandes vacíos de información que necesitan ser llenados para poder entender claramente la dinámica del carbono inorgánico y, en general, del sistema del CO_2 para poder llevar a cabo inventarios, balances, así como generar información necesaria para alimentar modelos que permitan tener un entendimiento integral, para pronosticar futuros escenarios del cambio climático. Una alternativa aplicada recientemente para ampliar el conocimiento acerca de los reservorios y flujos de carbono de los mares mexicanos, es la utilización de información derivada de sensores remotos que orbitan la tierra, acoplada a modelos empíricos relacionados con la temperatura superficial del mar y la clorofila del fitoplancton para hacer proyecciones en tiempo y espacio. Un ejemplo de estas relaciones empíricas es la desarrollada por Zirino *et al.* (1997) con el objetivo de evaluar la viabilidad de calcular la presión parcial del CO_2 por medio de imágenes de satélite, mediciones de temperatura, pH y alcalinidad específica en el Golfo de California. Sus resultados fueron prometedores, sin embargo, para lograr relaciones estadísticas significativas es necesario obtener una gran cantidad de información de campo de las variables a relacionar, así como de ambientes marinos diferentes (Hernández-

Ayón *et al.*, 2013). Este es un campo de la ciencia que es necesario desarrollar urgentemente en el país.

Los 20 años de existencia del programa IMECOAL han sido clave en el desarrollo de la oceanografía en México y el estudio del carbono marino. La base de datos más completa del sistema de carbonatos tiene al menos 11 años. En el resto de los mares mexicanos el estudio del carbono se encuentra en fase temprana. Estudios en proceso en el Golfo de México sugieren que la dinámica física juega un papel preponderante en la distribución y variabilidad temporal del carbono en esta región. Esto plantea la necesidad de redoblar esfuerzos para poder concretar un inventario nacional de carbono inorgánico disuelto, así como un nicho de oportunidad para nuevos investigadores y la formación de redes de investigación con instituciones de esta región de México.

La colaboración con la Secretaría de Marina (SEMAR) ha sido fundamental para generar conocimiento en el Golfo de California y Pacífico mexicano de las variables del sistema CO_2 . Por consiguiente, es primordial continuar participando en los cruceros oceanográficos con la SEMAR, para obtener información que permita entender la química del carbono, acidificación del océano y su efecto sobre el cambio del clima. La colaboración con instituciones federales que cuentan con la infraestructura y financiamiento para llevar a cabo muestreos en mar abierto, es un área de oportunidad para expandir los estudios del carbono en las regiones donde existen vacíos de información, así como para replicar estudios previos y poder entender la dinámica del carbono en esas regiones de una manera más clara, ya que los estudios con los que se cuenta demuestran que existen diferencias entre las zonas y, que no es posible extrapolar y caracterizar toda la región a partir de la información generada en una zona.

Por su parte, la zona costera tiene una dinámica muy diferente al mar abierto, además de los procesos regionales, es influenciada por muchos otros procesos derivados de la interacción continente océano y está sujeta a mayor presión debido a la influencia antropogénica. Las investigaciones en la zona costera que se describen en este documento, muestran que en algunas regiones las condiciones pueden ser muy similares a las observadas mar adentro (Estación Ensenada) mientras que en otras, como la bahía de Manzanillo las condiciones son muy distintas. Debido a que los estudios que se están desarrollando en la región costera se enfocan principalmente en el estudio

de arrecifes de coral, la información del carbono es escasa en comparación con la información generada en estudios a través de cruceros. La falta de información y la alta variabilidad de la zona costera incrementan la incertidumbre al momento de sintetizar la información; por consiguiente, es crucial incrementar los sistemas y programas de monitoreo. Es importante resaltar que en la actualidad existe un aumento en el interés por realizar investigaciones de pequeña y mediana escala de tiempo y espacio en estudios del carbono (*i.e.* variabilidad diurna, o semanal), en los cuales es esencial utilizar sistemas modernos de rápida captura de información como son boyas y otros sistemas de anclaje que cuentan con sensores que realizan mediciones continuas. En el Pacífico mexicano se cuenta con al menos cuatro boyas oceanográficas que deberán estar en operación en el corto plazo, las cuales permitirán medir pCO₂ del aire y el mar, pH, temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila, así como velocidad del viento.

El conocimiento generado hasta el momento y el que se debe desarrollar en el futuro, permitirá proporcionar información a los tomadores de decisión para que elaboren las políticas gubernamentales, con respecto al uso sustentable de las costas y mares mexicanos. Debido a que la actividad biológica es el principal proceso que modifica la química del océano superficial en tiempos de escala cortos, el reto para realizar mapeos es monitorear las variaciones marginales de variables químicas, biológicas y físicas a través de técnicas analíticas de alta resolución y de flujo continuo, las cuales en la actualidad están en proceso de creación o de mejora. Un ejemplo de los equipos en proceso de creación son los sensores para medir alcalinidad y CID *in situ*. La necesidad de utilizar técnicas de vanguardia se fundamenta en que además de existir el interés de estudiar la dinámica del carbono y su variación ante procesos biogeoquímicos, existe también la necesidad de medir los cambios en el océano debido a las emisiones de CO₂ antropogénico a la atmósfera. Por lo tanto, se requiere contar con equipos con alta resolución y que sobre todo realicen mediciones de alta calidad. En los años noventa se propuso utilizar nuevas herramientas en los que algunos parámetros del sistema del CO₂ pudieran ser estimados a partir de las imágenes de satélite, mediante el establecimiento de la relación entre sus valores medidos en el campo y las temperaturas superficiales. Actualmente el desarrollo tecnológico de los sistemas satelitales favorece la generación de información de mayor resolución y disponibilidad. Además, se han realizado avances en la automatización

de sistemas de medición en flujo continuo de variables del sistema del CO₂ como CO₂ total (CID) y pCO₂. De esta forma “paquetes instrumentales con sensores de fluorescencia, pCO₂, CID, pH, temperatura y salinidad” sencillos y automáticos se podrían instalar en “barcos de oportunidad”, sin necesidad de cuidados sofisticados. Esto nos ofrecería información espacial y temporal requerida en monitoreos de CO₂ a un bajo costo.

A nivel internacional existen iniciativas de monitoreo de escala global que podrían aportar información relevante. Tal es el caso de los programas globales como WOCE, el programa Argo y el establecimiento de redes de anclajes y boyas oceanográficas. El programa Argo cuenta con sensores distribuidos a nivel global (http://www.argo.ucsd.edu/About_Argo.html), e incluye actualmente en alguno de ellos sensores de pH y nitratos, además de las variables medidas tradicionalmente (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto). A partir de los cuales se puede obtener datos del sistema del CO₂ y calcular la concentración de carbono inorgánico disuelto en las regiones de mayor interés y donde existen vacíos de información y regiones de difícil acceso. Por ejemplo, en el Golfo de Tehuantepec es prácticamente imposible realizar cruceros en la zona de influencia del viento durante eventos tehuanos, generalmente los muestreos y mediciones se realizan una vez que el viento ha cesado y no es posible evaluar los cambios inmediatos producidos por estos eventos en la superficie del océano. El establecimiento de este tipo de monitoreos requiere una alta inversión económica inicial y capacidad técnica suficiente para su correcta operación y mantenimiento. Sin embargo, en el mediano plazo son una inversión rentable, considerando su tiempo de vida y la cantidad de información de alta resolución que tienen el potencial de generar, minimizando gastos de cruceros, transporte, muestreo y análisis.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al CONACYT por el financiamiento otorgado a los proyectos de ciencia básica que ha desarrollado el programa IMECOCAL, FLUCAR, proyectos financiados para el Golfo de California, proyecto CB-2011-01-167361, al proyecto de infraestructura 224464 por medio del cual se adquirieron dos boyas oceanográficas así como al proyecto SEMARNAT-CONACyT 278637. A la SEP por el financiamiento del proyecto PIFI de la Facultad



de Ciencias Marinas de la Universidad de Colima, con el que se adquirió una boya oceanográfica. A la Universidad del Mar por el financiamiento del proyecto interno Sistema de Carbonatos en el Golfo de Tehuantepec. Se agradece también a la Secretaría de Marina, Armada de México y a las tripulaciones de los B/O Altaír, Río Tecolutla y Río Suchiate, por el apoyo para la toma de muestras en diversos cruceros. Se agradece a la Coordinación de la Investigación Científica de la UNAM por las facilidades otorgadas para el desarrollo del crucero MareaR-X (*“Estructura vertical del fitoplancton marino en el Pacífico central mexicano y la importancia de la fracción del picofitoplancton, del 14 al 21 de abril 2018*).

LITERATURA CITADA

- Aguirre-Hernández, E., G. Gaxiola-Castro, S. Nájera-Martínez, T. Baumgartner, M. Kahru and B. Mitchell. G. 2004. Phytoplankton absorption, photosynthetic parameters, and primary production off Baja California: summer and autumn 1998. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 51:799-816.
- Alin, S. R., R. A. Feely, A. G. Dickson, J. M. Hernández-Ayón, L. W. Juranek, M. D. Ohman and R. Goericke. 2012. Robust empirical relationships for estimating the carbonate system in the southern California Current System and application to CalCOFI hydrographic cruise data (2005–2011). *Journal of Geophysical Research*. doi:10.1029/2011jc007511
- Aguirre-Hernández, E., Gaxiola-Castro, G., Nájera-Martínez, S., Baumgartner, T., Kahru, M., y Mitchell, B. G. 2004. Phytoplankton absorption, photosynthetic parameters, and primary production off Baja California: summer and autumn 1998. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 51:799-816.
- Bakker, D. C. E., B. Pfeil, C. S. Landa, N. Metzl, K. M. O'Brien, A. Olsen, K. Smith, C. Cosca, S. Harasawa, S. D. Jones, S. Nakaoka, Y. Nojiri, U. Schuster, T. Steinhoff, C. Sweeney, T. Takahashi, B. Tilbrook, C. Wada, R. Wanninkhof, S. R. Alin, C. F. Balestrini, L. Barbero, N. R. Bates, A. A. Bianchi, F. Bonou, J. Boutin, Y. Bozec, E. F. Burger, W. -J. Cai, R. D. Castle, L. Chen, M. Chierici, K. Currie, W. Evans, C. Featherstone, R. A. Feely, A. Fransson, C. Goyet, N. Greenwood, L. Gregor, S. Hankin, N. J. Hardman-Mountford, J. Harlay, J. Hauck, M. Hoppe, M. P. Humphreys, C. W. Hunt, B. Huss, J. S.P. Ibáñez, T. Johannessen, R. Keeling, V. Kitidis, A. Körtzinger, A. Kozyr, E. Krasakopoulou, A. Kuwata, P. Landschützer, S. K. Lauvset, N. Lefèvre, C. Lo Monaco, A. Manke, J. T. Mathis, L. Merlivat, F. J. Millero, P. M. S. Monteiro, D. R. Munro, A. Murata, T. Newberger, A. M. Omar, T. Ono, K. Paterson, D. Pearce, D. Pierrot, L. L. Robbins, S. Saito, J. Salisbury, R. Schlitzer, B. Schneider, R. Schweitzer, R. Sieger, I. Skjelvan, K. F. Sullivan, S. C. Sutherland, A. J. Sutton, K. Tadokoro, M. Telszewski, M. Tuma, S. M. A. C. van Heuven, D. Vandemark, B. Ward, A. J. Watson and S. Xu. 2016. A multi-decade record of high quality fCO₂ data in version 3 of the Surface Ocean CO₂ Atlas (SOCAT). *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* doi:10.5194/essd8-383-2016.383-413.
- Cervantes-Díaz, G., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo-Arvizu, L. Linacre-Rojas, V. Camacho-Ibar, R. Lara-Lara, A. Siqueiros-Valencia y C. Bazán-Guzmán 2014. Variabilidad temporal del sistema del CO₂ frente a las costas de Baja California. *En: Paz-Pellat, F., J. Wong-González, M. Bazán, V. Saynes (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, Méxic. pp. 421-427*
- Chapa-Balcorta, C. 2016. Dinámica del carbono inorgánico disuelto en el Golfo de Tehuantepec. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C. 152 p.
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin and A. López-Pérez. 2015a. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. doi:10.1002/2015jc011249.7752-7770.
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo-Arvizu y A. Siqueiros-Valencia. 2015b. Flujos de carbono en el Golfo de Tehuantepec posterior a eventos Tehuanos. *En: F. Paz-Pellat, J. Wong y R. Torres (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 426-432*
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, R. Durazo, S. Alin and A. López-Pérez. 2017a. Dissolved inorganic carbon data from 2010 and 2013 at the Gulf of Tehuantepec. *PANGAEA* doi:10.1594/PANGAEA.875604.
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayón, R. A. López-Pérez, A. Siqueiros-Valencia, C. O. Norzagaray-López y R. A. Guerra-Mendoza. 2017b. Intercambio océano-atmósfera de CO₂ en un ecosistema coralino del Pacífico tropical mexicano. *En: F. Paz-Pellat y R. Torres (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 283-289.*
- Chapa-Balcorta, C., R. Sosa-Ávalos, J. M. Hernández-Ayón y T. L. Espinosa-Carreón. 2018. Base de datos sobre carbono inorgánico disuelto y flujos de carbono oceano-atmósfera en ecosistemas marinos de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:186-189
- Chavez, F.P., T. Takahashi, W.-J. Cai, G. Friederich, B. Hales, R. Wanninkhof, and R.A. Feely, 2007: Coastal Oceans. In: *The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cy-*

- cle. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research In: A.W. King, L. Dilling, G.P. Zimmerman, D.M. Fairman, R.A. Houghton, G. Marland, A.Z. Rose, and T.J. Wilbanks (eds.]. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center, Asheville, NC, USA, pp. 157-166. <https://cdiac.ess-dive.lbl.gov/SOCCR/pdf/sap2-2-final-all.pdf>
- Chisholm, S. W. 2000. Oceanography: stirring times in the Southern Ocean. *Nature* 407:685-685.
- Coble, P. G., L. Robbins, K. L. Daly, W. J. Cai, K. Fennel and S. E. Lohrenz. 2010. A preliminary carbon budget for the Gulf of Mexico. *Ocean Carbon and Biogeochemistry News* 3:1-4.
- Coronado-Álvarez, L., R. Lara-lara, S. Alvarez-Borrego y C. Bazán-Guzmán, C. 2014. Coronado. Variabilidad de los flujos de CO₂ océano-atmósfera en las aguas costeras del norte de Baja California. *En: F. Paz y J. Wong (Eds.)*, Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 435-443.
- Coronado-Álvarez, L., S. Álvarez-Borrego, J. R. Lara-Lara, E. Solana-Arellano, J. M. Hernández-Ayón and A. Zirino. 2017. Temporal variations of water pCO₂ and the air-water CO₂ flux at a coastal location in the southern California Current System: diurnal to interannual scales. *Ciencias Marinas* 43:137-156.
- De la Cruz-Orozco, M. E. y G. Gaxiola-Castro. 2015. Sistemas de medición continua de pCO₂ en ambientes marinos mediante un analizador de Infrarrojo (LICOR). *En: F. Paz-Pellat and J. Wong (eds.)*. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 483-489
- De la Cruz-Orozco, M. E., G. Gaxiola-Castro, J. García-Cordova, G. Friederich, F. Chavez y J. Gómez-Valdés. 2007. Presión parcial del bióxido de carbono (pCO₂) frente a Baja California. *En: B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola Castro (eds.)*. Carbono en Ecosistemas acuáticos de México. SEMARNAT-INE-CICESE, D.F., México pp. 165-180.
- De la Cruz-Orozco, M. E., J. E. Valdez-Holguín, G. Gaxiola-Castro, M. Mariano-Matías y T. L. Espinosa-Carreón. 2010. Flujos de CO₂ océano-atmósfera. *En: G. Gaxiola-Castro y R. Durazo (eds.)*. Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997-2007. Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. D.F.- México pp. 165-180.
- Emerson, S. R. and J. Hedges. 2009. *Chemical Oceanography and the Marine Carbon Cycle*. Ed. Cambridge 453 p.
- Espinosa-Carreón, T.L. 2019. Distribución de la clorofila, temperatura superficial del mar y dióxido de carbono en el Golfo de California y Océano Pacífico central, y su transición hacia La Niña. Instituto Politécnico Nacional IPN-SIP20180274, Informe final 9 p.
- Espinosa-Carreón, T. L., L. Trejo-Flores, P. Morales-Urbina, I. Vázquez-Martínez, J. M. Hernández-Ayón y M. Norzagaray-Campos. 2017. Primeras mediciones del carbono inorgánico disuelto frente a Guaymas, Sonora. *En: F. Paz-Pellat y R. Torres (eds.)*. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 184-188.
- Espinosa-Carreón, T. L., P. Morales-Urbina, S. Álvarez-Borrego, L. Flores-Trejo and J. M. Hernández-Ayón. 2019a. Atmosphere-ocean CO₂ flux in the Gulf of California. PANGAEA doi:10.1594/PANGAEA.899246
- Espinosa-Carreón, T. L., P. Morales-Urbina, L. Flores-Trejo and J. M. Hernández-Ayón. 2019b. Atmosphere-ocean CO₂ flux in the Gulf of California, Navachiste, Sinaloa. PANGAEA doi:10.1594/PANGAEA.899416
- Fassbender, A. J., C. L. Sabine, R. A. Feely, C. Langdon and C. W. Mordy. 2011. Inorganic carbon dynamics during northern California coastal upwelling. *Continental Shelf Research* 31:1180-1192.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernández-Ayón, D. Ianson and B. Hales. 2008. Evidence for upwelling of corrosive "Acidified" water onto the continental shelf. *Science* 320:1490-1492
- Fiedler, P. C. and L. D. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:143-180.
- Fiedler, P. C., R. Mendelssohn, D. M. Palacios and S. J. Bograd. 2013. Pycnocline variations in the Eastern Tropical and North Pacific, 1958-2008. *Journal of Climate* 26:583-599.
- Flores-Trejo, L., T. L. Espinosa-Carreón, P. Morales-Urbina, I. Vázquez-Martínez, J. M. Hernández-Ayón y M. Norzagaray-Campos. 2017. Variabilidad del carbono inorgánico disuelto frente a Navachiste, Sinaloa, en septiembre del 2016. *En: F. Paz-Pellat y R. Torres (eds.)*. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 189-194
- Franco-Novela, A. 2009. Mediciones del sistema de carbono, oxígeno y nitratos en el Pacífico Mexicano en Condiciones de verano. Tesis de Licenciatura en Oceanología, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C. pp. 56
- Franco-Novela A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro and R. Sosa-Ávalos. 2014. Air-sea CO₂ fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* doi: 10.1002/2013jc009337
- Gaxiola-Castro, G., S. Álvarez-Borrego y R. A. Schwartzlose. 1978. Sistema del bióxido de carbono en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 5:25-40.
- Godínez, V. M., E. Beier, M. F. Lavín and J. A. Kurczyn. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observations. *Journal of Geophysical*



Research doi: 10.1029/2009jc005705

- Hernández-Ayón, J., A. Zirino-Weiss, F. Delgadillo-Hinojosa y S. Galindo-Bect. 2007a. Carbono inorgánico disuelto en el Golfo de California en condiciones de verano. *En*: B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola-Castro (eds.). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Mexico pp. 45-57.
- Hernández-Ayón, J. M., V. F. Camacho-Ibar, A. Mejía-Trejo y A. Cabello-Pasini. 2007b. Variabilidad del CO₂ Total durante eventos de surgencia en Bahía San Quintín Baja California, México. *En*: B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola-Castro (eds.). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. D.F., México pp. 187-200.
- Hernández-Ayón, J. M., F. Delgadillo-Hinojosa, T. Camiro-Vargas y M. López-Mariscal. 2007c. Estudio de las variables del CO₂ en la región de las grandes islas del Golfo de California en condiciones de invierno. *En*: B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola-Castro (eds.). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. D.F., México, D.F. pp. 59-73.
- Hernández-Ayón, J. M., G. Gaxiola Castro, F. Chávez, T. Takahashi, D. Feely, C. Sabine, B. Hales y J. R. Lara-Lara. 2010. Variabilidad espacial y temporal del flujo de CO₂ océano-atmósfera. *En*: G. Gaxiola-Castro y R. Durazo (eds.). Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997-2007: Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales pp. 197-208.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. Á. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect and J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California: Influence of water masses. *Ciencias Marinas* 39:183-201.
- Hidalgo-González, R. M., S. Álvarez Borrego y A. Zirino. 1997. Mezcla en la región de las grandes islas del Golfo de California: efecto en la pCO₂ superficial. *Ciencias Marinas* 23:317-327.
- IPCC. 2007. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge. <https://www.ipcc.ch/assessment-report/ar4/>
- Juárez-Colunga, M. C., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo, R. Lara-Lara, G. Gaxiola-Castro, A. Siqueiros-Valencia y O. Salmerón-García. 2010. Variación espacial y temporal del pH. *En*: Gaxiola Castro, G., R. Durazo (eds.). Dinámica del ecosistema pelagico frente a Baja California 1997-2007: Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. D.F., Mexico pp. 181-194.
- Lavín, M. F., E. Beier, J. Gómez-Valdés, V. M. Godínez and J. García. 2006. On the summer poleward coastal current off SW México. *Geophysical Research Letters* doi: 10.1029/2005gl024686. L02601.
- Le Quéré, C., R. Moriarty, R. Andrew, J. Canadell, S. Sitch, J. Korbakken, P. Friedlingstein, G. Peters, R. Andres and T. Boden. 2015. Global Carbon Budget 2015. *Earth System Science Data* 7:349-396.
- Linacre, L., R. Durazo, J. M. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J. R. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, A. Siqueiros-Valencia and C. Bazán-Guzmán. 2010. Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station ENSENADA. *Continental Shelf Research* 30:1730-1742.
- Mariano-Matías, M., G. Gaxiola-Castro, M. E. De la Cruz-Orozco and F. P. Chavez. 2016. Seasonal air-sea CO₂ fluxes in the southern California Current off the Baja California Peninsula (Mexico). *Ciencias Marinas* 42:157-177.
- Millero, F. 2006. *Chemical Oceanography*. CRC Press. E.U.A. 496 p.
- Montes-Hugo, M.A., S. Álvarez-Borrego and A. Zirino. 1998. The winter air-water CO₂ net flux is not significant in the Gulf of California to the north of 30°N. *Ciencias Marinas* 249:483-490.
- Morales-Urbina, P. 2017. Flujos de CO₂ océano-atmósfera en la zona de surgencias costeras frente al norte de Sinaloa, México. Tesis de Maestría en Recursos Naturales y Medio Ambiente Maestría, Instituto Politécnico Nacional. Guasave, Sinaloa. 87 p.
- Morales-Urbina, P., T. L. Espinosa-Carreón, S. Álvarez-Borrego, J. M. Hernández-Ayón, L. Flores-Trejo y L. Coronado-Álvarez. 2017. Flujo de CO₂ océano-atmósfera en la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa. *En*: Paz-Pellat, F., R. Torres (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y la Universidad Autónoma de Baja California. Texcoco, Estado de México, México pp. 178-183.
- Muñoz-Anderson, M. A., J. R. Lara-Lara, S. Álvarez-Borrego, C. Bazán-Guzmán and M. De la Cruz-Orozco. 2015. Water-air carbon fluxes in the coastal upwelling zone off northern Baja California. *Ciencias Marinas* 41:157-168.
- Norzagaray-López, C. O., J. M. Hernández-Ayón, L. E. Calderon Aguilera, H. Reyes-Bonilla, C. Chapa-Balcorta and A. Ayala-Bocos. 2017. Aragonite saturation and pH variation in a fringing reef are strongly influenced by oceanic conditions. *Limnology and Oceanography* 62:2375-2388.
- Oliva-Méndez, N., M. Hernández-Ayón, V. Camacho-Ibar, F. Delgadillo-Hinojosa, V. Torres-Delgado, R. Lara-Lara y A. Siqueiros-Valencia. 2014. Presencia de aguas subsaturadas con respecto a aragonita en las costas de Baja California, México. *En*: F.

- Paz-Pellat, J. Wong-González, M. Bazán y V. Saynes (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013 Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 438-446.
- Palacios-Coria, E., M. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, A. Siqueiros-Valencia y V. Torres-Delgado. 2014. Principales procesos de control del CO₂ en la Bahía de Todos Santos, B.C., durante el evento de La Niña. *En*: F. Paz-Pellat, J. Wong-González, M. Bazán y V. Saynes (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 457-463.
- Portela, E., E. Beier, E. D. Barton, R. Castro, V. Godínez, E. Palacios-Hernández, P. C. Fiedler, L. Sánchez-Velasco and A. Traviña. 2016. Water masses and circulation in the tropical Pacific off central Mexico and surrounding areas. *Journal of Physical Oceanography* 46:3069-3080.
- Reimer, J. J., R. Vargas, S.V. Smith, R. Lara-lara, G. Gaxiola-Castro, J.M. Hernandez-Ayon, A. Castro, M. Escoto-Rodriguez and J. Martinez-Osuna. 2013. Air-sea CO₂ fluxes in the near-shore and intertidal zones influenced by the California Current. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118:1-16
- Ribas-Ribas et al., 2011. Effects of upwelling, tides and biological processes on the inorganic carbon system of a coastal lagoon in Baja California. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 95: 367-376.
- Robbins, L. L., R. Wanninkhof, L. Barbero, X. Hu, S. Mitra, S. Yvon-Lewis, W.J. Cai, W.J. Huang and T. Ryerson. 2014. Air-sea exchange. *In*: H. M. Benway, P. G. Coble (eds.). Report of The U.S. Gulf of Mexico Carbon Cycle Synthesis Workshop. March 27-28, 2013., Ocean Carbon and Biogeochemistry Program and North American Carbon Program. pp. 17-23.
- Rodríguez-Ibañez, C., S. Álvarez-Borrego, S. G. Marinone y J. R. Lara-Lara. 2013. El golfo de California es una fuente de bioxido de carbono hacia la atmósfera. *Ciencias Marinas* 39:137-150.
- Sabine, C. L., R. A. Feely, N. Gruber, R. M. Key, K. Lee, J. L. Bullister, R. Wanninkhof, C. S. Wong, D. W. R. Wallace, B. Tilbrook, F. J. Millero, T.-H. Peng, A. Kozyr, T. Ono and A. F. Ríos. 2004. The Oceanic sink for antropogenic CO₂. *Science* 305:367-371.
- Sámano-Rodríguez, C. A. y R. Sosa-Avalos. 2014. Variación temporal de pH y CID en las bahías de Manzanillo, Colima. *En*: F. Paz-Pellat, J. Wong-González, M. Bazán y V. Saynes (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 451-456.
- Sánchez-Nava, R. 2015. Flujos de CO₂ entre la atmósfera y las aguas costeras de las Bahías de Manzanillo y Santiago. Tesis de Licenciatura. Universidad de Colima. Colima, México 55 p.
- Sosa-Ávalos, R., F. Chávez y J. Mimbela-López 2014. pCO₂ en la superficie del mar y atmosférica en las Bahías de Manzanillo, México. *En*: F. Paz-Pellat, J. Wong-González, M. Bazán y V. Saynes (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 464-468.
- Sosa-Ávalos, R., F. Chávez, G. Gaxiola-Castro y L. Silva-Iñiguez. 2015. Flujos de CO₂ entre la atmósfera y el océano en el Pacífico tropical mexicano. *En*: F. Paz-Pellat, J. Wong y R. Torres (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 439-445
- Takahashi, T., S. C. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R. A. Feely, D. W. Chipman, B. Hales, G. Friederich, F. Chavez, C. Sabine, A. Watson, D. C. E. Bakker, U. Schuster, N. Metzl, H. Yoshikawa-Inoue, M. Ishii, T. Midorikawa, Y. Nojiri, A. Körtzinger, T. Steinhoff, M. Hoppema, J. Olafsson, T. S. Armarson, B. Tilbrook, T. Johannessen, A. Olsen, R. Bellerby, C. S. Wong, B. Delille, N. R. Bates and H. J. W. de Baar. 2009. Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO₂ and net sea-air CO₂ flux over the global oceans. *Deep Sea Research II* 56:554-577.
- Wanninkhof, R., A. Olsen and J. Triñanes. 2007. Air-sea CO₂ fluxes in the Caribbean Sea from 2002-2004. *Journal of Marine Systems* 66:272-284.
- WOCE Hydrographic Programme. 2002. Hydrochemistry measured on water bottle samples during DISCOVERER cruise 31DSC-GC94_3 on section P18N, PANGAEA.
- Zaitsev, O., A. Traviña-Castro, J. Linero-Cueto, G. Gaxiola-Castro and J. Cepeda-Morales. 2014. Oceanographic conditions over the continental shelf off Magdalena Bay (México) in 2011-2012. *Ciencias Marinas* 40:89-112.
- Zirino, A., M. Hernández-Ayón, R. A. A. Fuhrman, S. Álvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, J. R. Lara-Lara y R. L. Bernstein. 1997. Estimaciones superficiales de pCO₂ en el Golfo de California a partir de mediciones continuas de pH e imágenes de satélite. *Ciencias Marinas* 23:1-22.



Capítulo 2

PRODUCCIÓN PRIMARIA DEL FITOPLANCTON EN LOS ECOSISTEMAS MARINOS

Coordinador

Ramón Sosa-Ávalos¹

Colaboradores

**Eduardo Santamaría-del-Ángel², T. Leticia Espinosa-Carreón³, Alfredo Mercado-Santana⁴,
Jushiro Cepeda-Morales⁵, Saúl Álvarez-Borrego⁴, Martín E. De la Cruz-Orozco⁴,
J. Rubén Lara-Lara⁴ y Gilberto Gaxiola Castro^{4†}**

¹ Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima, Manzanillo, Colima, México.

² Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

³ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa, Guasave, México.

⁴ Departamento de Oceanografía Biológica, División de Oceanología. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México.

⁵ Laboratorio de Percepción Remota Satelital en Ecosistemas Costeros y Oceánicos, CENIT2, Universidad Autónoma de Nayarit, Tepic, Nayarit, México. 63155.

[†] Q. E. P. D. Gilberto Gaxiola fue el responsable de generar la información de producción primaria del programa IMECOCAL desde 1998 a 2017.

INTRODUCCIÓN

Actualmente los océanos aún representan una gran incógnita en el entendimiento humano, debido a los complejos sistemas de interrelaciones que ocurren en él. Malone y Roederer (1985) mencionaron que una de las metas en la oceanografía es la de determinar y entender, en escala global, los procesos que controlan la variación temporal de los flujos de carbono y de los elementos biogénicos con los que se encuentran asociados en el océano.

El flujo de carbono en los océanos, está controlado principalmente por la fotosíntesis realizada por el fitoplancton, el cual, además, contribuye en la producción de compuestos volátiles (como sulfuro de dimetilo), que son liberados hacia la atmósfera y actúan como núcleos en la formación de nubes. Por otra parte, el fitoplancton contribuye al calentamiento estacional de las capas superficiales de los océanos, debido a su efecto en la absorción y dispersión de la radiación solar (Lewis, 1992). La fotosíntesis marina puede reducir la presión parcial de bióxido de carbono en las aguas superficiales, originando que una porción de carbono orgánico recién formado se hunda fuera de

la zona eufótica. Lo anterior provoca un efecto neto de flujo de carbono de la atmósfera hacia el océano. Dicho fenómeno es conocido como “bomba biológica” (Figura 1) (Lewis, 1992). El funcionamiento, eficiencia y la existencia de la bomba biológica, han sido cuestionados principalmente por la carencia de datos que la validen. De ahí se genera la necesidad de realizar estudios a gran escala sobre la producción primaria, para poder tener resultados que comprueben o refuten la hipótesis de su funcionamiento.

Debido a lo anterior, la producción fitoplanctónica constituye una variable de primordial interés, principalmente por que puede ser usada en estudios que van desde el entendimiento del ciclo global del carbono, hasta aspectos pesqueros. Dichos estudios se basan principalmente en su caracterización y su relación con los procesos físicos, de una manera sinóptica en macro y meso-escala.

De la misma manera, otro gran reto en el entendimiento del papel biológico dentro de estos flujos en el mar, es la relación que hay de los productores primarios con los procesos físicos, tales como la irradiación solar y la energía cinética turbulenta (TKE, por sus siglas en inglés), los cuales afectan fuertemente

la dinámica del fitoplancton marino (*i.e.* Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1994; Millán-Núñez *et al.*, 1999) y, por lo tanto, pueden llegar a funcionar como reguladores de la producción primaria.

La producción del fitoplancton es la base principal de las redes tróficas que se desarrollan en el ecosistema pelágico del océano. En los sistemas acuáticos, la tasa de conversión de carbono inorgánico a carbono orgánico por el fitoplancton, durante el proceso fotosintético, sostiene no solamente el fitoplancton mismo, sino también a los otros organismos presentes en el ecosistema. Por lo tanto, resulta esencial conocer la variabilidad espacial y temporal de la producción del fitoplancton para los ciclos del carbono oceánico, los cambios en las poblaciones de recursos pesqueros y el acoplamiento del forzamiento físico-biogeoquímico de los ecosistemas pelágicos con una base regional (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010).

Adicionalmente, la productividad del fitoplancton ocupa una posición central en diversos procesos de gran escala, incluyendo la dinámica de redes tróficas, ciclos biogeoquímicos y flujos de partículas (Schofield *et al.*, 1991). Aunque la fotosíntesis es un componente clave del ciclo global del carbono, no está claro cómo esta variabilidad espacial y temporal puede responder a potenciales escenarios de cambio del clima. La producción primaria global neta, el carbono fijado a través de la fotosíntesis y la disponibilidad para los niveles tróficos superiores, representan alrededor del 48% en los ecosistemas marinos y costeros (Field *et al.*, 1998). La naturaleza altamente dinámica de la fotosíntesis marina produce un promedio anual de 45-50 Gt C (1 Gt = 10^{15} g), la cual es realizada por una biomasa de fitoplancton de aproximadamente 1 Gt (Carr *et al.*, 2006).

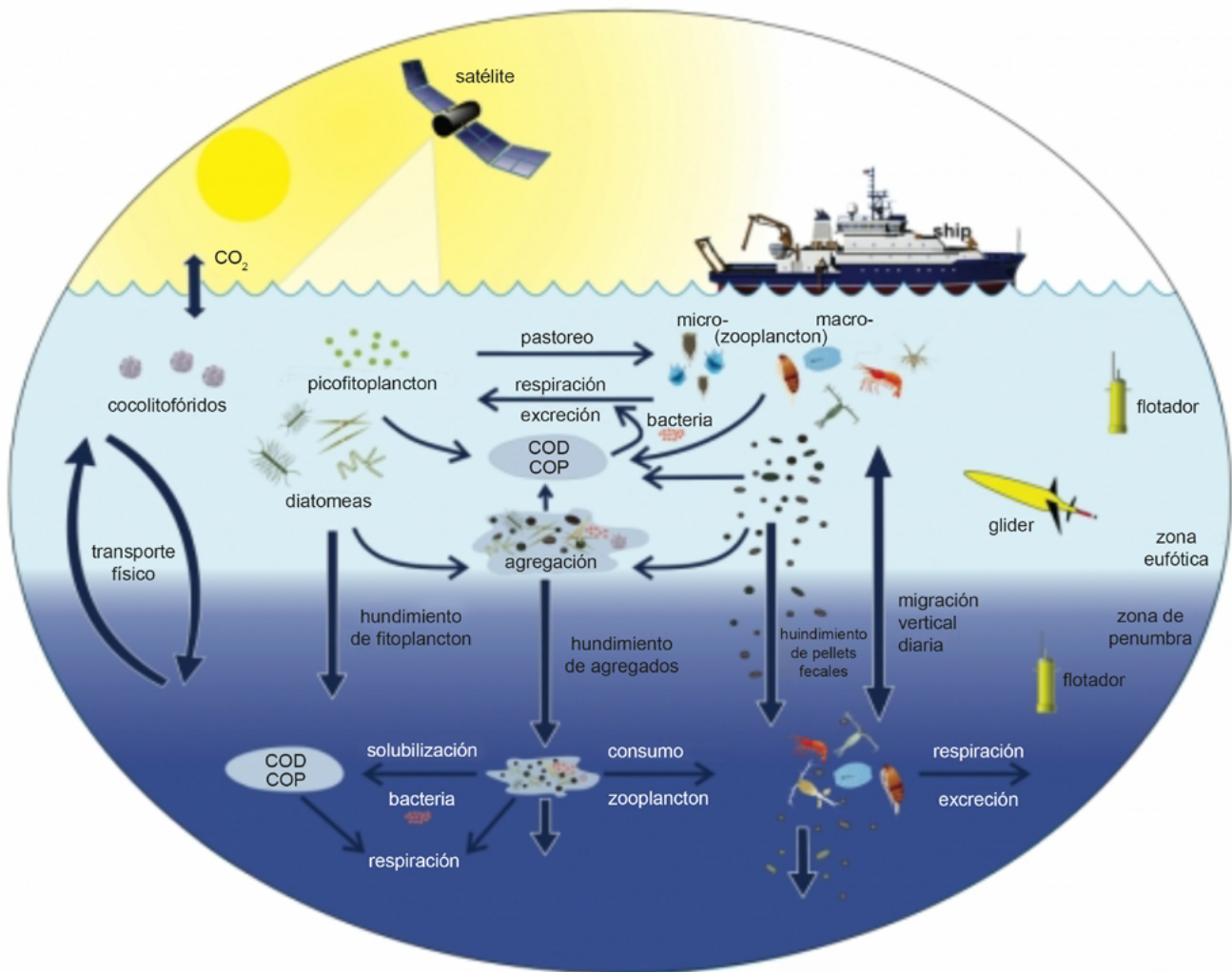


Figura 1. Diagrama que ilustra los vínculos entre la bomba biológica y la red trófica pelágica del océano y, la capacidad para monitorear estos componentes desde barcos, satélites y vehículos autónomos. Las aguas azul claro representan la zona eufótica, mientras que las aguas de color azul oscuro representan la zona donde no llega la luz. Fuente: Modificada de Siegel *et al.* (2015).



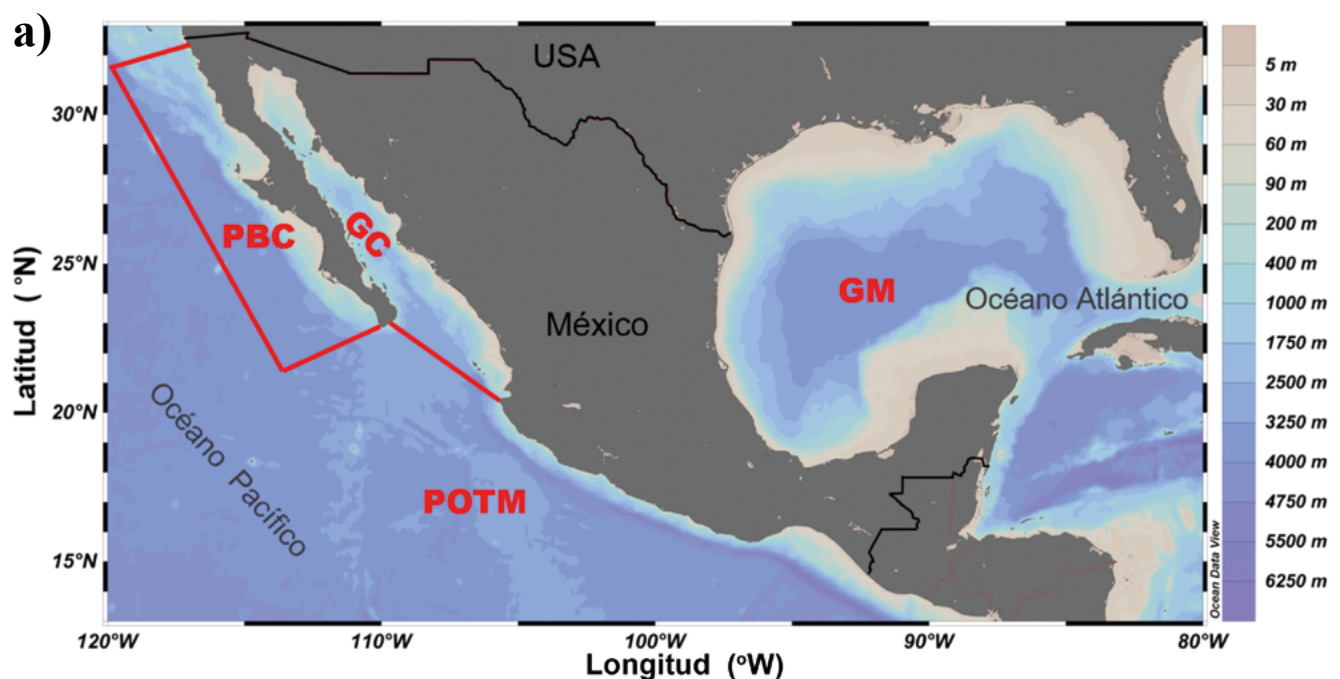
Uno de los objetivos de la oceanografía biológica es determinar y entender sobre una escala global, los procesos que controlan a través del tiempo la variación en los flujos de carbono y ciclos biogeoquímicos en el océano. Por lo anterior, es de vital importancia tener estimaciones precisas de la producción primaria en los ecosistemas marinos de México.

El objetivo de este capítulo fue realizar una revisión sistemática de la literatura sobre las tasas de producción primaria estimadas con el método de radiotrazadores ^{14}C , para establecer un diagnóstico del nivel de conocimiento y su importancia en el ciclo del carbono en los ecosistemas marinos de México.

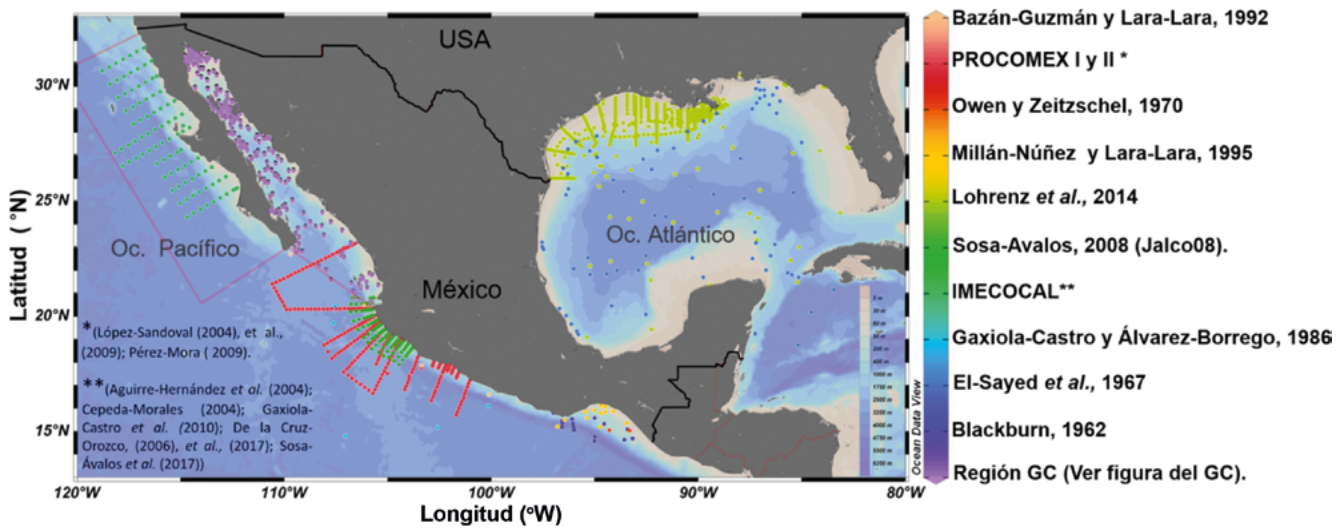
BASES DE LOS ANÁLISIS

En México, la mayor cantidad de estudios para estimar las tasas de producción primaria se han realizado en las zonas del Golfo de México (GM), frente a la península de Baja California (PBC) y Golfo de California (GC). En menor grado se han hecho estimaciones en el océano Pacífico Oriental Tropical Mexicano (POTM) (Figura 2a y 2b). En el GM se localizaron bases de datos de producción primaria que fue estimada desde 1958 hasta 2010, sin embargo, gran parte de ésta información ha sido realizada por investigadores de Estados Unidos de América, sobre todo en la plataforma de Texas, Río Mississippi, Louisiana y oeste de Florida. En las costas de México y la parte oceánica son menores los experimentos

realizados. El programa Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL) inició en 1997 y lleva más de 20 años generando información oceanográfica en la zona frente a Baja California, con la participación de diversas instituciones (CICESE, UABC, CICIMAR, UABCS, CIIDIR, UNAM, entre otras). Simultáneamente se han desarrollado proyectos de investigación tanto en la región sur del Sistema de la Corriente de California, como en el Golfo de California (Figura 2c), con la participación de diferentes instituciones como CICESE, UABC, SEMAR, Scripps Institution of Oceanography (SIO), entre otras. En la región del Pacífico tropical mexicano, el CICESE en conjunto con la Universidad de Colima, realizaron alrededor de 11 cruceros oceanográficos cubriendo la zona desde Mazatlán hasta Zihuatanejo. Adicionalmente, se han realizado estudios en la zona entre la SEMAR y la Universidad de Colima. Sin embargo, hacia el sur del país (Golfo de Tehuantepec) son escasos los estudios en los que se han estimado las tasas de producción primaria del fitoplancton, debido a que muy pocas instituciones tienen la capacidad para utilizar el método de radiotrazadores (^{14}C) para estimar dichas tasas. Los datos de las tasas de producción primaria estimadas en diferentes regiones de los mares del país, se encuentran documentadas en Sosa-Avalos *et al.* (2018). Debido a la heterogeneidad de los datos, las tasas de producción primaria se expresan como $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para la PBC y POTM, $\text{mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ para el GC y, $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en el GM



b)



c)

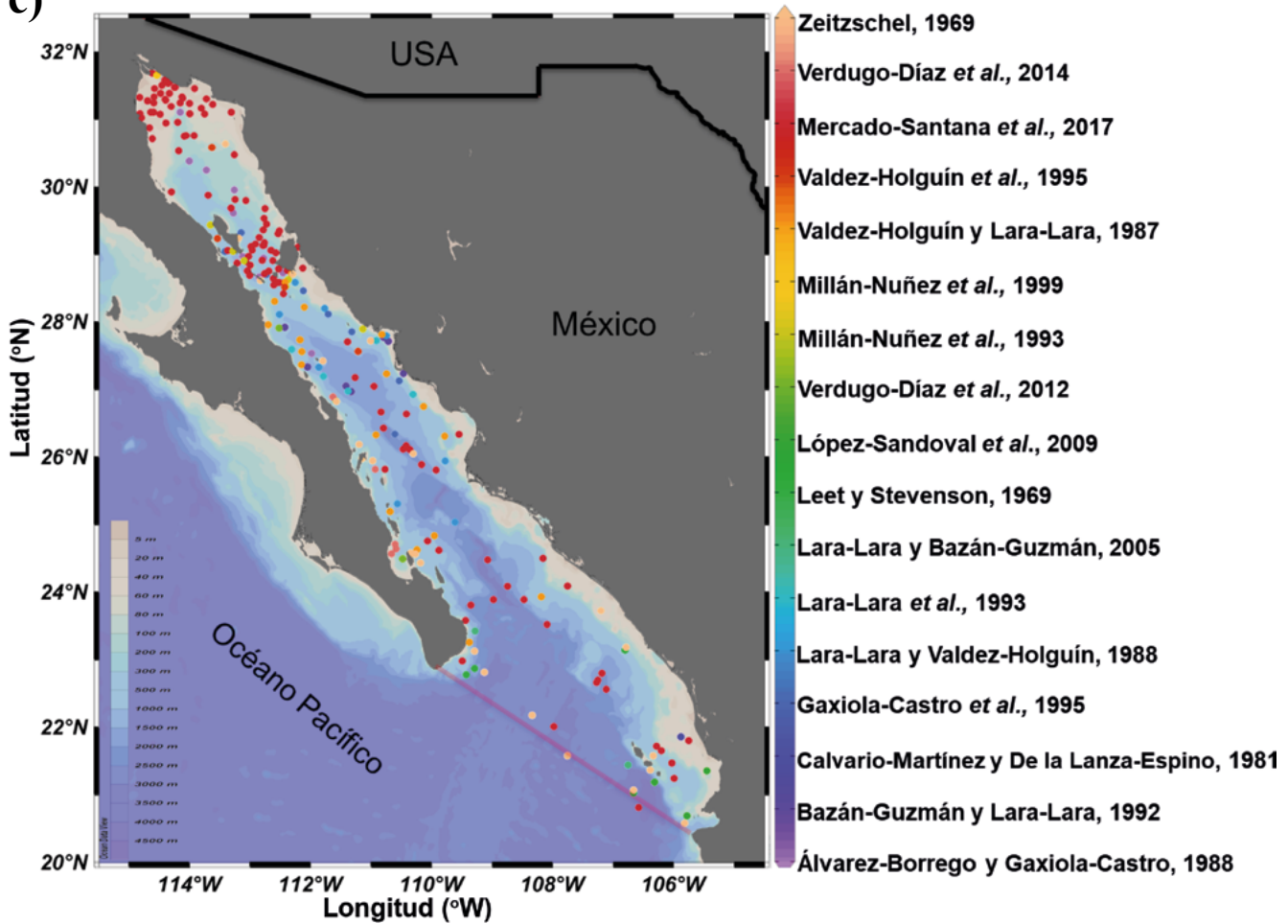


Figura 2. a) Regionalización de los mares mexicanos en las que se estimó la producción primaria, b) Red de estaciones de cada una de las regiones y c) Se muestran las estaciones del Golfo de California en las que se estimó la producción primaria.



En la PBC se presentan datos de 100 cruceros oceanográficos desde 1998 a 2017, en el GC se muestran resultados desde 1960 a 2016, mientras que en el POTM se utilizó información de 11 cruceros oceanográficos. En el GM se localizaron más de 1500 datos de PP integrada en la zona eufótica, como resultado de los cruceros realizados en la zona.

Para facilitar su estudio el GC fue dividido en subregiones con características físicas y químicas similares (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1994; Kahru *et al.*, 2004). Santamaría-del-Ángel *et al.* (1994) basada en concentración de pigmento, usando datos satelitales (CZCS) y de las diferencias en intensidades de la energía cinética turbulenta (*TKE*, por sus siglas en inglés), definió 14 regiones para el Golfo de California; la reserva de la biosfera del Alto golfo y delta del río Colorado (zona I), zona costera de Baja California en el Alto Golfo (zona II), la región central del Alto Golfo (zona IV), el sistema de surgencia invernal (zonas III, VI, X y XIV), el canal de ballenas (zona V), así como las zonas VII, VIII, IX y XI que engloban el sur de las islas, mientras que la zona XII separa la Bahía de la Paz y la zona XIII corresponde a la boca del GC (Sosa-Avalos *et al.*, 2018).

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Península de Baja California

Variabilidad espacial y temporal de la producción primaria

La región frente a la península de Baja California está influenciada por las aguas sureñas de la Corriente de California (CC) y es considerada como una zona de transición (Roden, 1971), debido a la confluencia de varias masas de agua con diferentes propiedades fisicoquímicas: Agua Subártica que se dirige hacia el sur, Agua Tropical Superficial y Agua Subtropical Superficial que se mueven hacia el norte en el área de estudio (Durazo, 2015). Estas masas de agua presentan variabilidad espacial y estacional que se refleja en el comportamiento de las variables físicas, químicas y biológicas en la región. Diversos estudios han demostrado que en primavera la CC es más intensa y domina frente a la península de Baja California, mientras que desde finales de verano y en otoño la CC se debilita y permite la presencia de agua tropical y subtropical que provienen de la región ecuatorial. Estos cambios estacionales en las condiciones ambientales se

reflejan en las variaciones de las tasas de PP.

En esta región se ha presentado variabilidad espacial y estacional de la PP, con valores altos ($> 100 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en las estaciones costeras durante los 20 años de estudio y bajas tasas de PP ($< 65 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en las estaciones oceánicas (Aguirre-Hernández *et al.*, 2004; Gaxiola-Castro *et al.*, 2010; Sosa-Ávalos *et al.*, 2017; De la Cruz-Orozco *et al.*, 2017). En verano de 1998 se observó un gradiente de PP de norte a sur, la cual fue 2-3 veces más baja en las estaciones del suroeste. La PP de otoño fue, al menos, 2 veces menor que la estimada en verano, tanto en las estaciones costeras como oceánicas (Aguirre-Hernández *et al.*, 2004). En 1999 la PP presentó los valores más altos en la zona costera durante primavera ($104 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y otoño ($115 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Sosa-Ávalos *et al.*, 2017). La variación espacial es el resultado de los procesos de surgencias costeras que ocurren con mayor intensidad en primavera (Durazo *et al.*, 2010), con predominancia del flujo de la Corriente de California que se dirige hacia el sur. Estos procesos incrementan el aporte de nutrientes hacia la zona eufótica cerca de la costa y generan mayor crecimiento y abundancia de diatomeas y dinoflagelados. Espinosa-Carreón (2005) identificó algunos de los procesos de mesoescala presentes en la región sur de la Corriente de California: Frente Ensenada, surgencias costeras, remolinos frente a Punta Eugenia, además de su variabilidad estacional e interanual, así como su influencia en la distribución de clorofila y PP.

En general, las máximas tasas de PP se presentaron en invierno con valores promedio para toda el área de estudio de 67 ± 7.5 (error estándar) $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que el promedio más bajo fue observado en primavera de $52 \pm 4.5 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, con un promedio global para la región de $61 \pm 6.3 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Caja 1). Sin embargo, durante La Niña 1999, el promedio más alto de $108 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ se observó en otoño al sur de Punta Eugenia como resultado de la presencia de fuertes vientos Santa Ana, reportados por Sosa-Ávalos *et al.* (2005), los cuales generan fertilización de las aguas superficiales costeras y mezcla vertical (Castro *et al.*, 2003; Trasviña *et al.*, 2003).

Gaxiola-Castro *et al.* (2010) reportaron cambios estacionales con un valor de clorofila de 150 mg m^{-2} en invierno de 2002. Generalmente, la clorofila es alta en primavera y principios de verano; sin embargo, este valor anómalo ha sido atribuido a la intensificación de las surgencias costeras por arriba de lo normal, con relación a las anomalías climáticas

presentes en el Océano Pacífico. El aumento de la biomasa del fitoplancton en invierno de 2002 parece estar relacionado con la disminución en la abundancia de la biomasa del macrozooplancton, así como a la ausencia de especies subtropicales frente a Baja California debido a las anómalas condiciones frías en este año (Schwing *et al.*, 2002). Por su parte, la PP tuvo un comportamiento diferente a la biomasa del fitoplancton, con valores mayores durante 1999 y 2000, observándose un ligero incremento al final de 2002 y 2003 (Figura 3). La distribución espacial del promedio de la PP entre 1998-2006 presentó valores altos ($> 100 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en las estaciones cercanas a la costa, los máximos de PP ($> 150 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) se estimaron al sur frente a Punta Abreojos dentro del Golfo de Ulloa. Con base en la distribución espacial de la PP para el periodo

comprendido entre 1998 y 2006, se podría considerar que los valores mayores de $60 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ representan condiciones mesotróficas del fitoplancton en la región, que equivale a una PP diaria de $0.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, para todos los años y estaciones del año muestreadas. Los datos con valores de PP $< 100 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ estuvieron asociados con concentración de clorofila entre 10 mg m^{-2} y 50 mg m^{-2} , clasificando a la región de IMECOCAL como mesotrófica. Mientras que la PP $> 150 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ fue asociada con clorofila $\geq 50 \text{ mg m}^{-2}$, presentes principalmente en las estaciones costeras. El área de estudio puede clasificarse en regiones tróficas de acuerdo con la concentración de clorofila, de esta manera la media de la PP para la región oligotrófica fue de $49 \pm 29 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mesotrófica de $69 \pm 39 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y eutrófica de $128 \pm 50 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Caja 1. Variación estacional de la PP en PBC

La producción primaria mostró importante variación estacional durante la serie de tiempo de 20 años de datos en la región de la PBC. Las tasas más altas se observaron en invierno y otoño de 69 y $63 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente (Figura C1.1), aun cuando la máxima biomasa fitoplanctónica se ha registrado en primavera, asociada a fuertes eventos de surgencias costeras. Esto sugiere que, en primavera, no es que la PP sea baja, sino que esto obedece a que son escasos los experimentos que se realizan *in situ*, debido a las condiciones oceanográficas (viento y oleaje fuerte) que no permiten trabajar durante los cruceros.

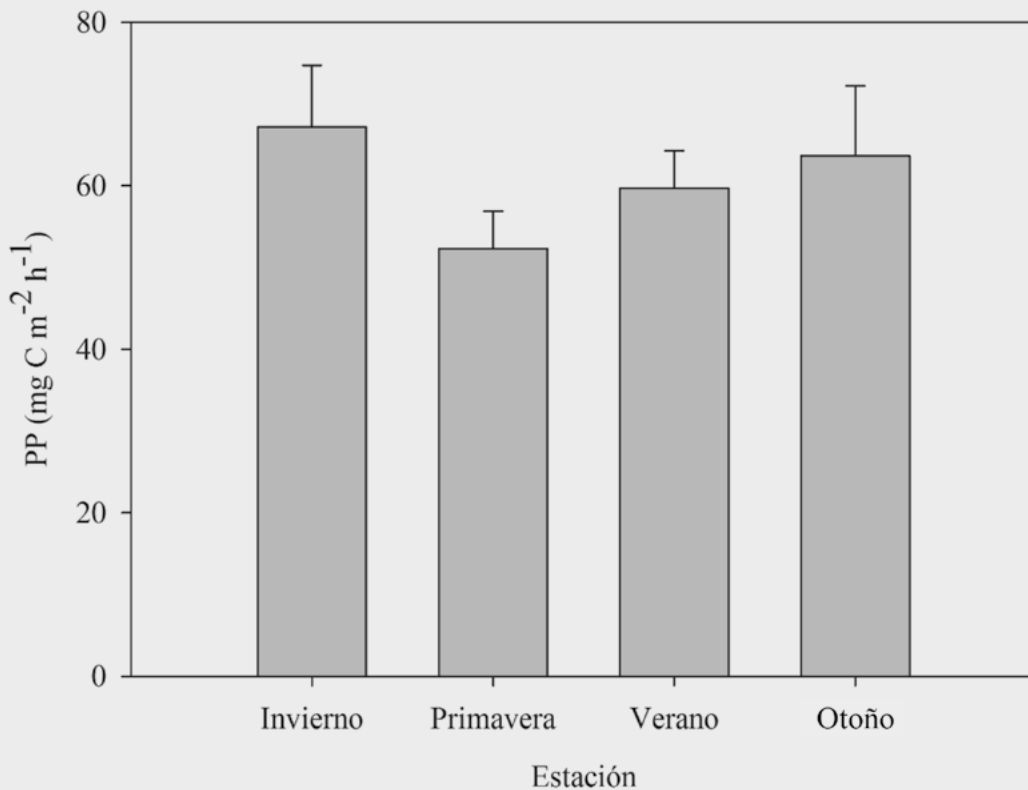


Figura C1.1. Variación estacional de la producción primaria estimada en la Península de Baja California durante los 20 años de monitoreo del programa IMECOCAL.

La fijación de CO_2 por el proceso fotosintético fue de $150 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ al norte y sur de Punta Eugenia en las estaciones costeras, mostrando valores bajos ($< 50 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la zona oceánica, excepto frente a Punta Eugenia donde se observó clorofila de 70 mg m^{-2} que produjo una PP de $125 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ durante 1997-2006. Las altas tasas de PP del orden de $\sim 150 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en invierno fueron estimadas al sur de Punta Eugenia, durante primavera al norte de éste sitio, en otoño enfrente y al sur de ésta, mientras que en verano se encontraron en Bahía Vizcaíno (De la Cruz-Orozco *et al.*, 2017).

La PP promedio de cada año en la PBC presentó variabilidad anual con los valores más altos en 1999-2000, 2003, 2007, 2011, 2013, 2016 y 2017, mientras que las tasas más bajas se observaron en 1998, 2004 y 2010 (Figura 3). Esta importante variabilidad de la PP está estrechamente relacionada con la presencia de eventos interanuales como El Niño/La Niña. La Figura 4 muestra el promedio de la PP de cada crucero, así como los años de los eventos La Niña y El Niño que se han presentado desde 1998. Se observa que durante los años El Niño, 1997-1998, 2002, 2004 y 2010, la PP fue baja (Aguirre-Hernández *et al.*, 2004; Gaxiola-Castro *et al.*, 2010; De la Cruz-Orozco *et al.*, 2017), debido al calentamiento del agua que genera una termoclina más profunda y que ocasiona que los nutrientes no estén disponibles para el fitoplancton.

Bajo estas condiciones probablemente la comunidad fitoplanctónica es dominada por pico y nanoplancton. Cuando se presenta La Niña, la PP es más alta como resultado de las surgencias costeras que se intensifican y permiten mayor disponibilidad de nutrientes, incrementando el crecimiento del microfitoplancton (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010; Sosa-Ávalos *et al.*, 2017). De la Cruz-Orozco *et al.* (2017) también observaron variaciones interanuales de la PP que fueron afectadas por El Niño 1997-1998, 2015-2016, que ocasionaron que la PP disminuyera. Durante los eventos La Niña 1999, 2008 y 2010 y, el aumento en la intensidad de las surgencias en 2002 por la intrusión de agua subártica, la PP se incrementó en la zona. La PP también aumentó a finales de 2014 que fue la transición de la ocurrencia del *Blob* y El Niño 2015-2016, así como a finales de 2016. Adicionalmente, en la Figura 4 se observan las anomalías estandarizadas que indican la presencia de eventos La Niña (anomalías positivas) y El Niño (anomalías negativas). Las anomalías cambiaron de -1.8 en 2004 hasta 2.3 en 1999. Este patrón muestra claramente que las máximas tasas de PP ocurren durante La Niña, mientras que las PP bajas se presentan en los eventos El Niño. Lo anterior permite establecer que el ecosistema pelágico de la PBC se comporta como mesotrófico a eutrófico en La Niña y que actúa como oligotrófico en El Niño (Figuras 3 y 4).

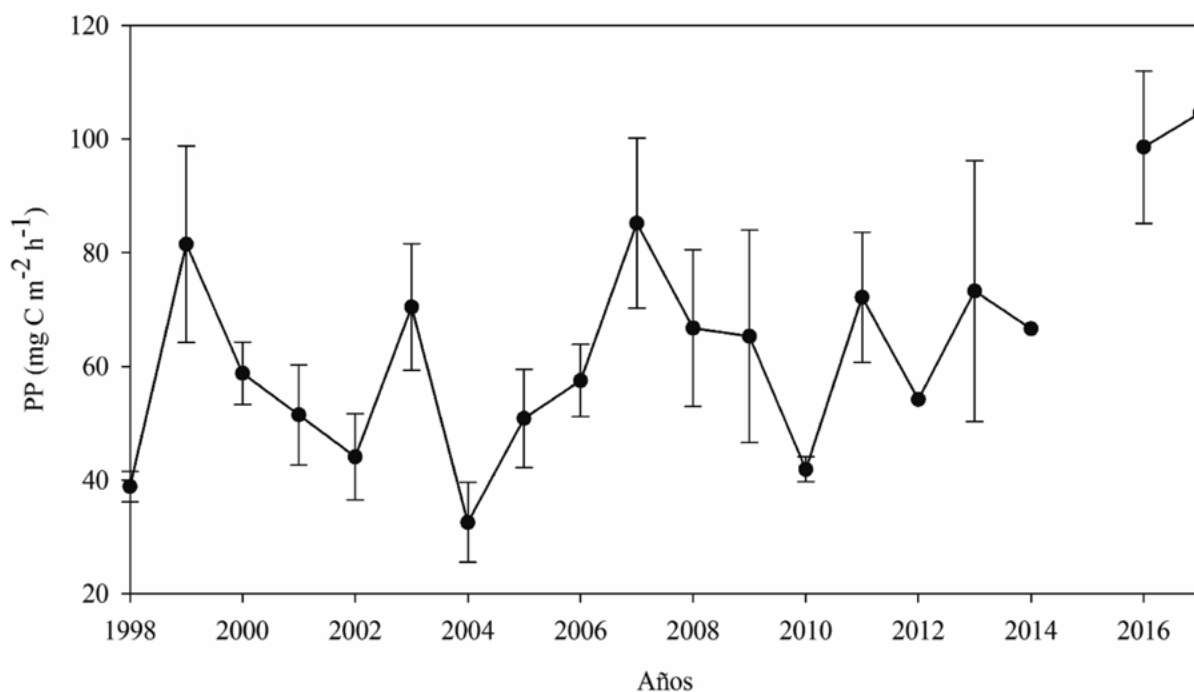


Figura 3. Variabilidad anual del promedio de la producción primaria en la PBC. Las barras verticales representan el error estándar de la media.

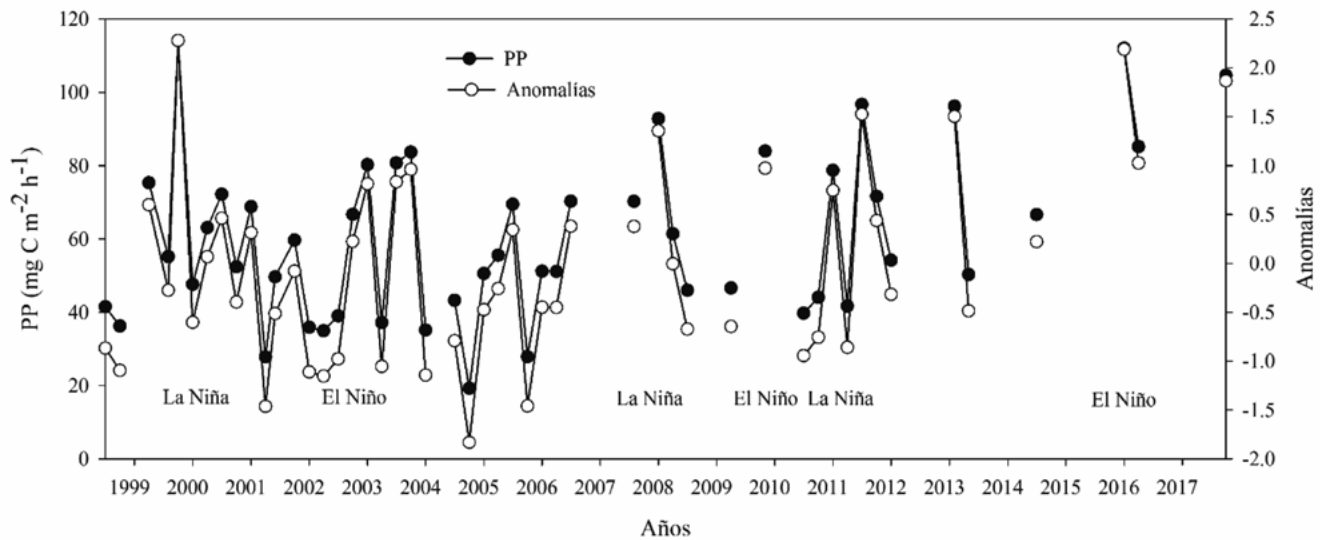


Figura 4. Variación interanual de la producción primaria en la región de la PBC (círculos negros), así como de las anomalías estandarizadas (círculos abiertos).

Kahru y Mitchell (2000) mostraron que la temperatura superficial del mar frente a Baja California de agosto 1997 hasta abril 1998 fueron las más altas de los últimos 20 años; para julio 1998 las aguas costeras y oceánicas regresaron a condiciones más típicas. Estas condiciones fueron las que ocasionaron que se presentaran bajos valores de PP en la región. Las condiciones oceanográficas en 1999 fueron características de un evento La Niña en el área de estudio, en donde se estimó una tasa promedio de PP de $94 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Sosa-Ávalos *et al.*, 2017). Las condiciones anómalamente frías debidas al evento La Niña generaron altas tasas de PP y mayor crecimiento del fitoplancton (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010).

En 2008 se reportaron valores altos de producción primaria y de clorofila, debido a la presencia de Agua de la Corriente de California (CC) a lo largo del área de estudio. En la mayor parte de la zona costera se presentaron condiciones eutróficas con PP promedio de $64 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($36\text{-}91 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Valdez-Diarte, 2010). Esto sugiere la presencia de un remolino ciclónico al suroeste de Punta Eugenia, asociado a baja temperatura. Sin embargo, no hay evidencia del efecto La Niña 2008 sobre la producción primaria, debido a que el sistema probablemente amortiguó los efectos (Espinosa-Carreón *et al.*, 2013).

El fitoplancton juega un papel clave en la fijación de CO_2 que lo convierte en el principal productor primario y constituye la base de la cadena trófica, lo cual es relevante para entender las variaciones regionales, de mesoescala y de gran escala de los niveles tróficos superiores en el ecosistema pelágico. Los altos valores

de la PP ocurrieron en respuesta a la influencia de la CC que transporta agua subártica y al efecto del viento que generaron surgencias de agua fría rica en nutrientes cerca de la costa. Durazo (2015) observó dos estructuras ciclónicas a ambos lados de Punta Eugenia que favorecen la disponibilidad de nutrientes para el crecimiento del fitoplancton de mayor tamaño, como las diatomeas (Hinz *et al.*, 2012; Sosa-Ávalos *et al.*, 2017). Los valores más bajos de PP fueron relacionados con la intrusión de agua subtropical-tropical en la zona, que suele transportar hacia el norte agua cálida pobre en nutrientes con la posible dominancia de fitoplancton pequeño (nano y picoplancton) (Barber y Hiscock, 2006; Sosa-Ávalos *et al.*, 2017). Esta región se caracteriza por formar un hábitat muy importante para el fitoplancton, zooplancton y para especies de alto valor comercial como peces (sardina del Pacífico, anchoveta, lenguado), crustáceos (langosta, camarón) y elasmobranquios (tiburones y rayas). La abundancia de estos organismos es afectada por la respuesta del ecosistema pelágico a los cambios físicos y al cambio del clima, que pueden modificar la dominancia de los productores primarios. El promedio de los 20 años de estudio del programa IMECOCAL en la región fue de $0.77 \pm 0.31 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, que equivalen a $280 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Golfo de California

Se ha descrito al Golfo de California (GC) como una zona importante de reproducción y refugio de especies tope en las redes tróficas, como los peces (Sánchez-



Velasco *et al.*, 2009 y 2013; Inda-Díaz *et al.*, 2010) y los mamíferos (ver revisión de Lluch-Cota *et al.*, 2007). Además, las altas capturas de especies de importancia comercial hacen del GC un ecosistema de alto valor económico de capital natural (Páez-Osuna *et al.*, 2016). Los mares marginales como el GC se consideran áreas de suprema importancia ecológica y económica, ya que contribuyen con el 80% de la captura pesquera mundial anual (Pauly y Watson, 2005). También representan entre el 14 y el 30% de la producción primaria marina (Gattuso *et al.*, 1998), además, proporcionan el 50% de la desnitrificación oceánica global y el 80% de la materia orgánica que se hunde por debajo de la termoclina (Pernetta y Milliam, 1994). Se ha estimado robustamente que el GC puede producir una tasa superior a $300 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Álvarez-Borrego, 2012), lo que lo convierte en uno de los ecosistemas más productivos del mundo.

Se analizaron 524 mediciones de productividad superficiales realizadas con ^{14}C , 323 de las cuales se midieron en la estación fría y 201 en la temporada cálida (Sosa-Avalos *et al.*, 2018). En general y de acuerdo con los primeros informes (Millán-Nuñez y Lara-Lara, 1995; Lara-Lara *et al.*, 2003) para aguas mexicanas, los hallazgos confirman que el GC es uno de los mares mexicanos donde se han realizado el mayor número de experimentos con ^{14}C . Sin embargo, las mediciones no están distribuidas uniformemente a lo largo del Golfo (Caja 2) y hay poca o ninguna información disponible para algunas subregiones. De estos datos, el 62.5% corresponde a la zona I (ambas estaciones) y el 10% a la zona VII (ambas estaciones); el 27.5% restante se comparte entre todas las demás zonas. Nótese que hasta la fecha no se han publicado experimentos para las zonas III y VI en la estación fría. Este hallazgo concuerda con el informe de Álvarez-Borrego (2012), quien mencionó que a pesar de la gran cantidad de datos *in situ* disponibles para el GC, la considerable heterogeneidad (espacial y temporal) de las mediciones hace que sea imposible evaluar la climatología mensual de la productividad primaria.

Las características hidrográficas del Golfo de California producen valores altos de PP (Gilbert y Allen, 1943). El Golfo de California tiene tres mecanismos naturales de fertilización muy importantes: el intercambio de agua con el Pacífico, las surgencias costeras y la mezcla por corrientes de marea (Álvarez-Borrego y Giles-Guzmán, 2012). Las aguas con valores muy bajos de oxígeno disuelto y valores muy altos de concentración de nutrientes son muy someras y se requiere de muy poca energía para que estos nutrientes

alcancen la zona eufótica. Las surgencias intensas ocurren en la costa oriental con condiciones de invierno, con vientos del noroeste de diciembre a mayo. La mezcla por corrientes de marea es muy fuerte, principalmente en la región de las islas Ángel de la Guarda y Tiburón. Este patrón permite altos valores de PP que son a menudo $>1 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, pudiendo alcanzar más de $4 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Las abundancias de fitoplancton tienden a aumentar de la boca hacia el interior del golfo, con los valores más grandes en la cuenca de Guaymas (hasta > 3 millones de células por litro). Sin embargo, la PP para la zona sur puede ser similar a la de la zona norte debido a la mayor profundidad de la zona eufótica en el sur (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991).

La mayoría de las mediciones de PP se han realizado en la parte central y norte del GC, por ejemplo, de los cruceros VARIFRONT-III y de CICESE realizados en diciembre de 1981 y junio de 1982; Gaxiola-Castro y Álvarez-Borrego (1986) reportaron que los valores de PP del Golfo fueron en general un orden de magnitud mayores que las del océano Pacífico abierto. En el Golfo, los valores de PP de verano fueron en general mayores que los de invierno. Los intervalos de PP para el invierno y verano fueron 0.75 a 1.86 y 1.35 a 4.37 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, con un promedio para la región de 2.08 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ que, representa una tasa anual de 759 $\text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, convirtiéndolo en uno de los ecosistemas más productivos del mundo. Lara-Lara *et al.* (1984) reportaron valores de PP para el Golfo, para marzo y octubre de 1983, un año con un evento El Niño fuerte y mostraron que sus resultados fueron similares a los reportados por Gaxiola-Castro y Álvarez-Borrego (1986), lo que significa que en el centro del Golfo los efectos de El Niño están totalmente enmascarados por la fuerte dinámica local, principalmente mezcla por mareas y vientos, así como surgencias costeras. En la parte sur del Golfo los eventos El Niño sí causan un efecto similar al que causan fuera de él (Mee *et al.*, 1985).

En temporada cálida, las aguas ecuatoriales del Pacífico subtropical prevalecen en la capa superior del GC (Ledesma *et al.*, 2009; Lavin *et al.*, 2013), que es cálido y oligotrófico, mientras que, en la estación fría, prevalecen fuertes vientos del noroeste, que inducen eventos de surgencia en la costa continental de Sonora-Sinaloa. En el GC es común encontrar estructuras de mesoescala complejas como remolinos, meandros, frentes e intrusiones, todas las cuales contribuyen al transporte y la distribución de biomasa a través del golfo (Merrifield y Winant, 1989; Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991; Ledesma *et al.*, 2009).

Caja 2. Mediciones de producción primaria en el GC

El GC se considera como una de las regiones del país mayormente estudiadas en cuanto a mediciones de producción primaria. A pesar de esto se tienen zonas dentro del GC en donde las estimaciones de PP son escasas y no es posible observar una variabilidad estacional o interanual. En la Figura C2.1. se presentan las regiones con mayores mediciones de PP durante las estaciones cálida y fría; sin embargo, en las zonas costeras de Sinaloa y Sonora, los experimentos realizados son escasos, aun cuando son zonas de importante producción de camarón.

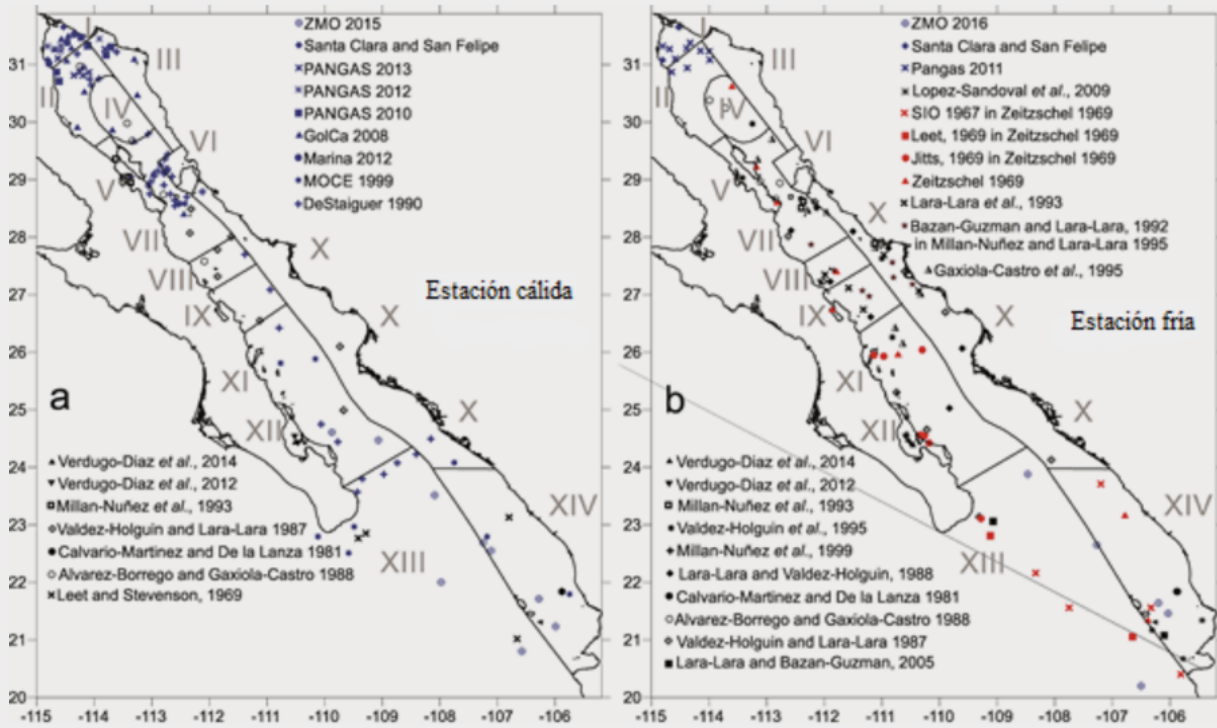


Figura C2.1. Registros superficiales de productividad primaria en el Golfo de California desde 1967 hasta 2016. a) estaciones dentro de la temporada cálida y b) estaciones dentro de la temporada fría. Los símbolos azules son nuevos registros para el GC desde 2000 al 2016.

La distribución espacial de la productividad primaria muestra un gradiente latitudinal tanto en la estación cálida como en la fría, con los valores más altos al norte y los más bajos al sur. En general, la comparación temporal muestra que los promedios PP de superficie son más altos en la estación cálida que en la fría, principalmente en la cuenca de Guaymas y al sur de isla Tiburón (Sosa-Avalos *et al.*, 2018), como lo indica la acumulación de silicatos biogénicos en los sedimentos laminados (Calvert, 1966).

Este gradiente latitudinal de la PP que se presenta de norte a sur ha sido reportado previamente con base en parámetros físicos (Lavin *et al.*, 2013), parámetros químicos (Hernández-Ayón *et al.*, 2013) y parámetros biológicos (Sánchez-Velasco *et al.*, 2013; Velarde *et al.*, 2004). Gilbert y Allen (1943) y Round (1967) describen este patrón basado en la estructura taxonómica del fitoplancton, el cual podría ser el resultado de la

concentración y distribución de los nutrientes. Mientras que Hidalgo-González y Álvarez-Borrego (2004) indicaron que, en general, los valores promedio de nitratos superficiales y cercanos a la superficie (NO_3) aumentan desde la región sur hasta el norte del Golfo.

Hidalgo-González y Álvarez-Borrego (2004) describen con datos *in situ* de ^{14}C que los valores más altos de productividad se registraron en aguas superficiales o cercanas a la superficie (15 m). El uso de valores de productividad superficial en la temporada cálida GC (Cuadro 2) mostró los promedios de PP más altos en la reserva de la biosfera del Alto Golfo de California (AGC) (subregión I con $363.90 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), Archipiélago (subregión VII, $181.74 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) y Canal de Ballenas (subregión V, $152.99 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$). Zeitzchel (1969) reporta que los valores más altos de PP se encontraron cercanos a la superficie y que dichos valores son más altos en la temporada cálida en

comparación con la fría. Considerando que el GC tiene una alta concentración de nutrientes durante el año y en verano (época cálida) mayor cantidad de horas luz, estos factores podría ser la causa de que la PP sea más alta durante esta época.

Se ha señalado que algunas regiones mantienen altos niveles de PP en el año, debido a sus características particulares (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1994). Por ejemplo, la zona I muestra fuertes corrientes de marea que conducen a la constante mezcla de la columna de agua; la influencia de estas corrientes se refleja desde la desembocadura del Delta del Río Colorado (amplitud de marea > 7 m) hasta la zona VII (amplitud > 4 m) (Simpson *et al.*, 1994). Flores-Leynes (2016) reportaron para verano de 2013 altas tasas de PP de 140 mg C m⁻² h⁻¹ y 137 mg C m⁻² h⁻¹, en dos estaciones oceanográficas del Alto Golfo de California: entre las costas de Puerto Peñasco y Santa Clara, Sonora y San Felipe, Baja California, respectivamente.

Los valores superficiales más bajos se han reportado en la parte sur del GC (zonas IX, XI, XIII), con valores promedio de 19.42, 29.22 y 18.15 mg C m⁻³ d⁻¹. Dichas zonas son las más profundas, las cuales se han descrito como un área compleja con una estructura termohalina relacionada con la confluencia de tres diferentes corrientes: corriente nor-ecuatorial, corriente de California y agua GC, que producen frentes locales, remolinos y meandros, las cuales tienen efectos en la productividad (Lavín *et al.*, 2013).

Durante la estación fría, los vientos predominantes provienen del noroeste y promueven eventos de surgencia en la costa este (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1994; Ledesma *et al.*, 2011). Santamaría-del-Ángel *et al.* (1994) sugieren que los eventos de surgencia son tan fuertes que su efecto sobre los pigmentos de fitoplancton es mayor a 10 mg m⁻³. En la estación cálida, los vientos predominantes soplan desde el sureste (Round, 1967) impulsando los eventos de surgencia en la península de Baja California, donde se observa un efecto débil sobre los pigmentos fotosintéticos (incrementos de 0.5 mg m⁻³ aproximadamente), principalmente debido a la marcada estratificación en esta temporada y la dominancia de la masa de agua del Pacífico ecuatorial subtropical (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1999).

Pacífico oriental tropical mexicano

La región del océano Pacífico oriental tropical mexicano (POTM) es una zona de transición tropical-subtropical, influenciada significativamente por procesos

advectivos que son afectados por Agua de la Corriente de California (ACC), Agua Superficial Tropical (AST) y Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) de la Corriente Costera Mexicana (Godínez *et al.*, 2010; Kurczyn *et al.*, 2012; Portela *et al.*, 2016). Además, esta región presenta un complejo sistema de circulación en donde se muestran remolinos de mesoescala y procesos dinámicos que ocurren en escalas estacional e interanual (Zamudio *et al.*, 2007; Godínez *et al.*, 2010).

En esta zona son escasos los estudios oceanográficos que se han realizado. Owen y Zeitzschel (1970) reportaron para un ciclo promedio anual un intervalo de 0.16 a 0.38 g C m⁻² d⁻¹, con un promedio de 0.25 g C m⁻² d⁻¹, que representa una tasa anual de 91.06 g C m⁻² a⁻¹ (Figura 5a). La máxima producción ocurrió a finales de invierno con un pico secundario en primavera, con la PP mínima en verano y otoño (datos del programa EASTROPAC, 1967-1968). En la parte más al sur del área de estudio, los autores reportaron valores promedio de productividad de 0.14 g C m⁻² d⁻¹ para diciembre-enero de 1967-1968. El crucero VARIFRONT-II de la naval americana realizó una trayectoria entre San Diego y Acapulco en enero de 1981, el intervalo de PP fue 0.08-0.54 g C m⁻² d⁻¹, sin considerar una estación cerca de las islas Las Tres Marías, que tuvo un valor de 1.48 g C m⁻² d⁻¹ (Gaxiola-Castro y Álvarez-Borrego, 1986). Fiedler *et al.* (1991) reportó para la temporada de agosto-noviembre de 1990 valores de PP de 0.30 g C m⁻² d⁻¹ (Figura 5b) y un índice de producción de 20 mg C (mg Clo-*a*)⁻¹ d⁻¹.

La PP ha presentado importantes cambios espaciales y estacionales en la zona, con valores más altos durante mayo 2001, marzo, junio y agosto de 2005, agosto de 2006 y marzo de 2007 (Figura 5c). El promedio de 184 mg C m⁻² h⁻¹ (2.20 g C m⁻² d⁻¹) de marzo de 2005 se debe a la presencia de surgencias costeras, además que, el crucero fue muy costero (dentro de las 12 millas náuticas) en donde probablemente la concentración de nutrientes fue alta. La PP estimada en primavera (1.00 ± 0.35 g C m⁻² d⁻¹) y principios de verano (0.71 ± 0.20 g C m⁻² d⁻¹) generalmente es más alta que las otras estaciones del año, esto es resultado del incremento en la concentración de nutrientes por procesos físicos de mesoescala, como surgencias, remolinos y meandros. Mientras que las bajas tasas de PP de otoño (0.40 ± 0.15 g C m⁻² d⁻¹) se deben a la presencia de AST y ASsSt que, transporta agua cálida hacia el norte y ocasiona hundimiento de la capa de mezcla. En 2002 se tuvo el efecto de El Niño, generando bajas tasas de PP (Sosa-Avalos *et al.*, 2018; Figura 5).

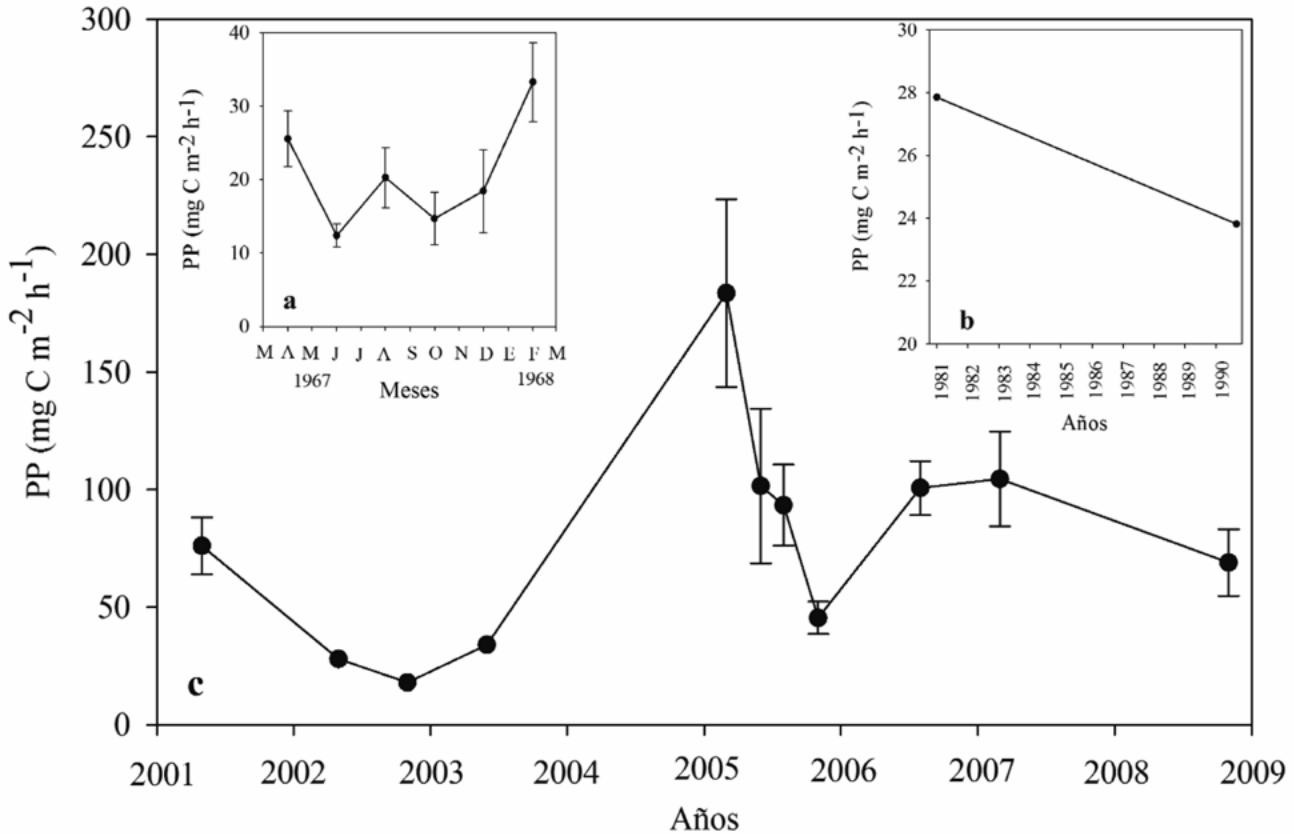


Figura 5. Variación interanual de la producción primaria en el Pacífico oriental tropical mexicano. (a) representan datos estimados durante un ciclo anual (1967-1968), (b) datos estimados en 1981 y 1990, (c) estimaciones de PP a partir de 2001. Las barras verticales representan el error estándar de la media.

López-Sandoval (2004) reportó para mayo de 2001 valores de PP entre 0.88 y 1.98 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, con una tasa promedio de 1.41 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en estaciones costeras, mientras que en las estaciones oceánicas la PP varió de 0.31 a 1.10 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, y una media de 0.69 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ desde el sur de Jalisco hasta Zihuatanejo, Guerrero (Figura 2b). El promedio de la PP para toda el área de estudio fue de 0.95 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Durante mayo y noviembre de 2002 y junio de 2003, López-Sandoval *et al.* (2009) estimaron las tasas de PP para la zona de PROCOMEX II, con bajos promedios de 0.37, 0.20 y 0.45 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en mayo, noviembre de 2002 y junio de 2003, respetivamente. La PP fue más alta en las estaciones costeras frente a Puerto Vallarta y Cabo Corrientes, mostrando un gradiente de la costa hacia el océano abierto. Los bajos valores de PP de 2002 estuvieron asociados con la presencia de un evento El Niño, que generó aumento de la temperatura del agua y provocó una termoclina más profunda con una capa de mezcla bien estratificada que no permite el flujo de nutrientes hacia la zona eufótica. Aunado a esto, también se tiene la presencia de AST y ASsT

que se dirigen hacia el norte con características de agua cálida de la Corriente Costera Mexicana, que ocasiona mayor estratificación y una termoclina más profunda. Bajo estas condiciones es posible que la comunidad fitoplanctónica esté dominada por células pequeñas como cianofitas y proclorofitas que presentan bajas tasas fotosintéticas. La PP de junio de 2003 fue el resultado de eventos de surgencias costeras, que son generadas por el efecto de los vientos dominantes del noroeste frente a Cabo Corrientes, que rompen la estabilidad de la columna de agua y aportan nutrientes disponibles para la fotosíntesis y el crecimiento del fitoplancton. Cuando se tienen nutrientes disponibles la comunidad del fitoplancton es dominada por diatomeas y dinoflagelados, las cuales presentan altas PP. En esta región se ha observado que el periodo de surgencias en algunos años inicia en enero y termina en junio, aunque regularmente se presentan entre marzo y junio.

Molina-Cárdenas (2008) reportó valores de producción primaria para los meses de junio y noviembre de 2005. En junio, la PP máxima fue de 6.06 $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ frente a Cabo Corrientes y, la mínima fue de

0.41 g C m⁻² d⁻¹ en las estaciones oceánicas. Durante noviembre, los valores mínimo y máximo de 0.14 y 0.76 g C m⁻² d⁻¹ fueron estimados en las estaciones intermedias, respectivamente. Los promedios para la zona de estudio fueron de 1.44 y 0.31 g C m⁻² d⁻¹ en junio y noviembre, respectivamente. Adicionalmente, se estimaron las tasas de PP en la zona costera desde Guerrero hasta Sinaloa (Caja 3), con máximos valores en marzo de 2005 frente a Lázaro Cárdenas (3.14 g C m⁻² d⁻¹) y Cabo Corrientes (5.80 g C m⁻² d⁻¹), el promedio para este crucero fue de 1.91 g C m⁻² d⁻¹. En julio-agosto de ese año los altos valores de 1.43 g C m⁻² d⁻¹ y 2.84 g C m⁻² d⁻¹ fueron estimados frente a Guerrero, con un promedio de 1.28 g C m⁻² d⁻¹ (Figura 5) (Moreno-Ramos, comunicación personal). Asimismo, se reportaron valores de producción

primaria para agosto de 2006 y marzo de 2007 en la zona de PROCOMEX-II. En agosto el promedio de la PP fue de 1.29 g C m⁻² d⁻¹, con bajos valores (~0.64 g C m⁻² d⁻¹) en las estaciones oceánicas, mientras que los altos valores (> 1.28 g C m⁻² d⁻¹) se registraron en las estaciones intermedias y costeras. Este mismo patrón se observó en marzo de 2007, con un promedio de 1.27 g C m⁻² d⁻¹, los valores bajos fueron estimados en las estaciones oceánicas (< 0.78 g C m⁻² d⁻¹) y los máximos en las estaciones costeras (> 1.80 g C m⁻² d⁻¹) (Pérez-Mora, 2009). A finales de noviembre y principios de diciembre de 2008 se reportaron altos valores de PP mayores de 1.32 g C m⁻² d⁻¹ en las estaciones costeras, con un promedio de 0.76 g C m⁻² d⁻¹ (Sosa-Ávalos, comunicación personal).

Caja 3. Red de estaciones de los cruceros ODEPAMEX-2005

En 2005 se realizaron dos cruceros oceanográficos por investigadores del Instituto Oceanográfico del Pacífico-Secretaría de Marina (SEMAR), dentro de la zona costera (12 millas náuticas) desde el Morro de Papanoa, Guerrero hasta Mazatlán, Sinaloa (Figura C3.1). En cada uno de estos cruceros se llevaron a cabo experimentos con ¹⁴C para estimar la producción primaria integrada en la zona eufótica. La PP presentó variabilidad espacial con los valores más altos frente a Lázaro Cárdenas y Cabo Corrientes.

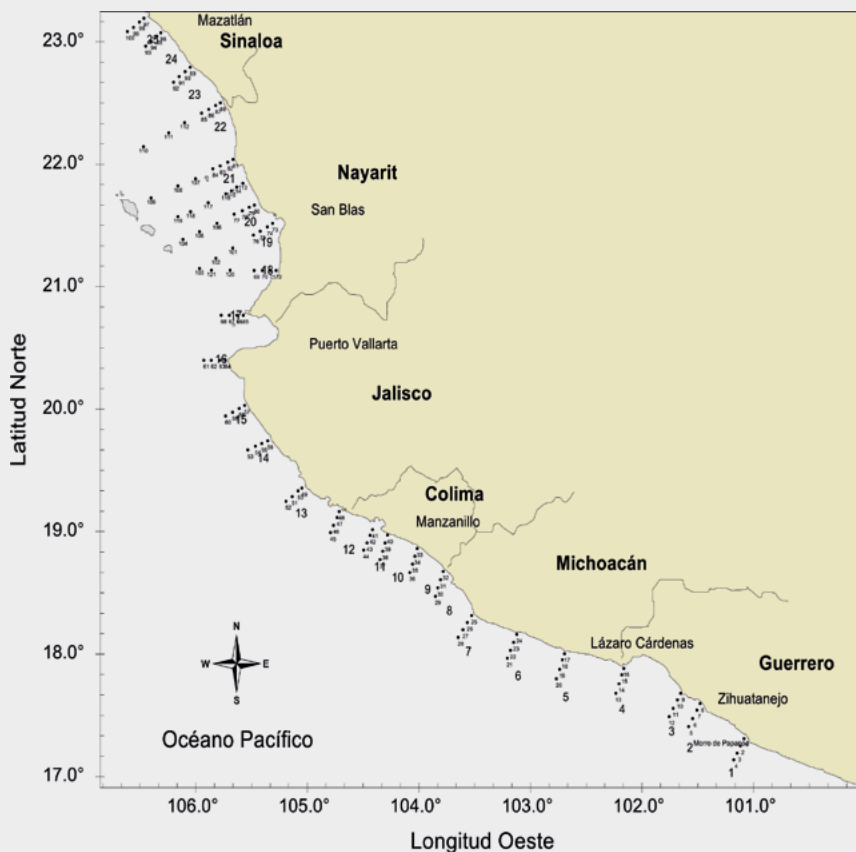


Figura C3.1. Red de estaciones visitadas durante los cruceros ODEPAMEX-2005 (marzo y agosto) del Instituto Oceanográfico del Pacífico-Secretaría de Marina.

Los altos valores de PP reportados en primavera y principio de verano en la región estuvieron relacionados con aguas frías transportadas hacia el ecuador por la Corriente de California. Diversos autores han evidenciado la existencia de un brazo tropical de la CC durante primavera (Kessler, 2006; Godínez *et al.*, 2010; Kurczyn *et al.*, 2012) en el POTM. Por el contrario, se ha detectado la presencia de AST y ASsSt principalmente en verano y principios de otoño que se dirigen hacia el norte transportando agua cálida (Kessler, 2006; Lavín *et al.*, 2006; Kurczyn *et al.*, 2012). La alta PP es el resultado de mayor disponibilidad de nutrientes cerca de la costa frente a Cabo Corrientes y el sureste del área de estudio, que pudieron ser llevados a la zona eufótica durante las surgencias y procesos de mesoescala como giros y remolinos, que generan levantamiento de las isopícnas (Godínez *et al.*, 2010). Mientras que, en la segunda mitad de verano y otoño, se tiene la presencia de agua cálida de AST y ASsSt que pueden formar una termoclina más profunda, con una capa de mezcla bien estratificada que no permite el aporte de nutrientes hacia las aguas superficiales. Portela *et al.* (2016) reportaron para la región que AST se mueve durante la segunda mitad del año hacia el norte, transportando agua cálida que se pega a la costa hasta ~150 km mar adentro, incrementando la profundidad de la termoclina. Sin embargo, en diciembre de 2008 se detectaron vientos fuertes dominantes del noroeste que formaron surgencias frente a Cabo Corrientes, que fertilizaron de nutrientes las aguas superficiales de la zona eufótica, ocasionando aumento de la PP ($1.51 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Los estudios analizados muestran un promedio de la PP para la región de $0.65 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ que, equivalen a $236 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. (Sosa-Ávalos *et al.*, 2018).

Golfo de México

Esta región se caracteriza por presentar frentes oceanográficos que se manifiestan en los procesos biológicos y químicos. Los frentes térmicos muestran fuerte señal estacional, proliferan en invierno asociados a la Corriente de Yucatán, Corriente de Lazo, anillos anticiclónicos de agua cálida, frentes en el quiebre de la plataforma y en la mitad de la plataforma al oeste del Banco de Campeche. La Corriente de Yucatán también es asociada con una zona frontal en su lado oeste, que separa corrientes de agua poco productivas de aguas biológicamente muy ricas del Banco de Campeche. Otra de las características del Golfo de México (GM) es la formación de surgencias costeras en primavera en

Cabo Catoche que se atribuye a la Corriente de Yucatán, dependiendo de la intensidad de la corriente se pueden presentar surgencias en verano (Merino-Ibarra, 1992). Frente a Campeche es común la formación de giros anticiclónicos y ciclónicos acoplados que generan un patrón de circulación característico (Monreal-Gómez *et al.*, 2004).

Los datos de PP medida con incubaciones con ^{14}C de los cruceros de los años 1960s y 1970s, son todavía la base para sustentar el paradigma general de que las aguas del GM son de baja productividad fitoplanctónica del quiebre de la plataforma continental hacia aguas profundas (menos de $0.15 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Biggs y Ressler, 2001). Estos últimos autores reconocieron que hay lugares con valores altos de PP ($> 2.0 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) que ocurren donde hay valores altos de nutrientes por la dinámica muy local asociada a remolinos y el cizallamiento de estos con las aguas aledañas, aún en aguas con profundidades $> 300 \text{ m}$.

El-Sayed *et al.* (1972) reportaron valores superficiales 214 estaciones con un intervalo de $0.17 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1} \leq \text{PP} < 0.64 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ en todo el GM. Los valores más altos se localizaron al norte de la Península de Yucatán, Banco de Campeche, en la plataforma de Louisiana y oeste de Florida (Figura 6). Estos mismos autores reportaron valores integrados en la zona eufótica que, variaron entre $1 < \text{PP} > 10 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, los valores más altos se observaron en la plataforma del GM desde Texas hasta la Península de Yucatán (Figura 7).

Barreiro-Guemes *et al.* (2003) reportaron datos de PP obtenidos con incubaciones con ^{14}C para zonas costeras con influencia de ríos con un intervalo de 0.84 a $2.11 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para la plataforma de Yucatán y un intervalo de 0.50 a $1.40 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para la plataforma frente a Texas y Louisiana. Lohrenz *et al.* (1999) reportaron valores para las aguas oceánicas del golfo con un intervalo de 0.14 a $0.48 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Adicionalmente, se tienen reportes del proceso de surgencia que existe en la orilla de la Corriente de Lazo, el cual es una fuente de nutrientes para la zona eufótica que produce incrementos de la concentración de clorofila en la orilla de esta corriente. En general, los datos indican que el pico y el nano fitoplancton constituyen tres cuartos de los conteos de células de aguas profundas y más de dos tercios de la PP (Müller-Karger *et al.*, 1991).

Lohrenz *et al.* (2014) reportó valores de producción primaria integrada para la región desde 1956 a 2009, con la mayor cantidad de datos colectados en la plataforma de Estados Unidos de América. La PP

presentó una importante variación espacial y temporal en donde los valores más altos fueron observados en la plataforma de Texas, Louisiana y oeste de Florida

(Figura 8), como resultado de los aportes de ríos que descargan importantes cantidades de nutrientes que son aprovechados por el fitoplancton.

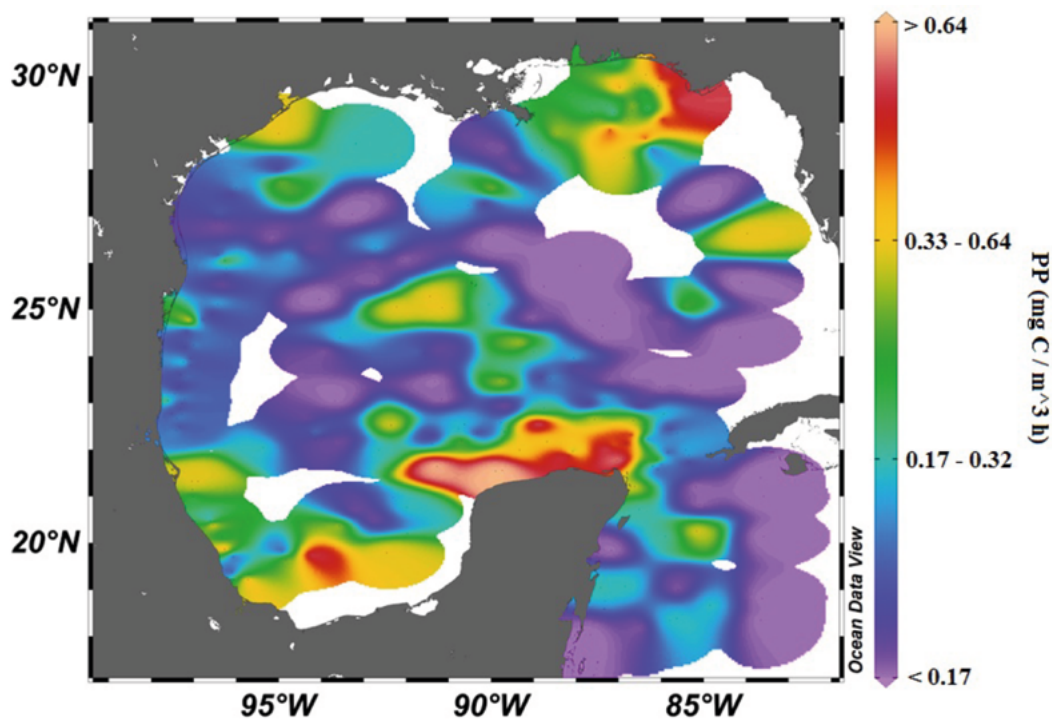


Figura 6. Distribución horizontal de la producción primaria superficial estimada en el GM. Los datos fueron obtenidos de El-Sayed *et al.* (1972).

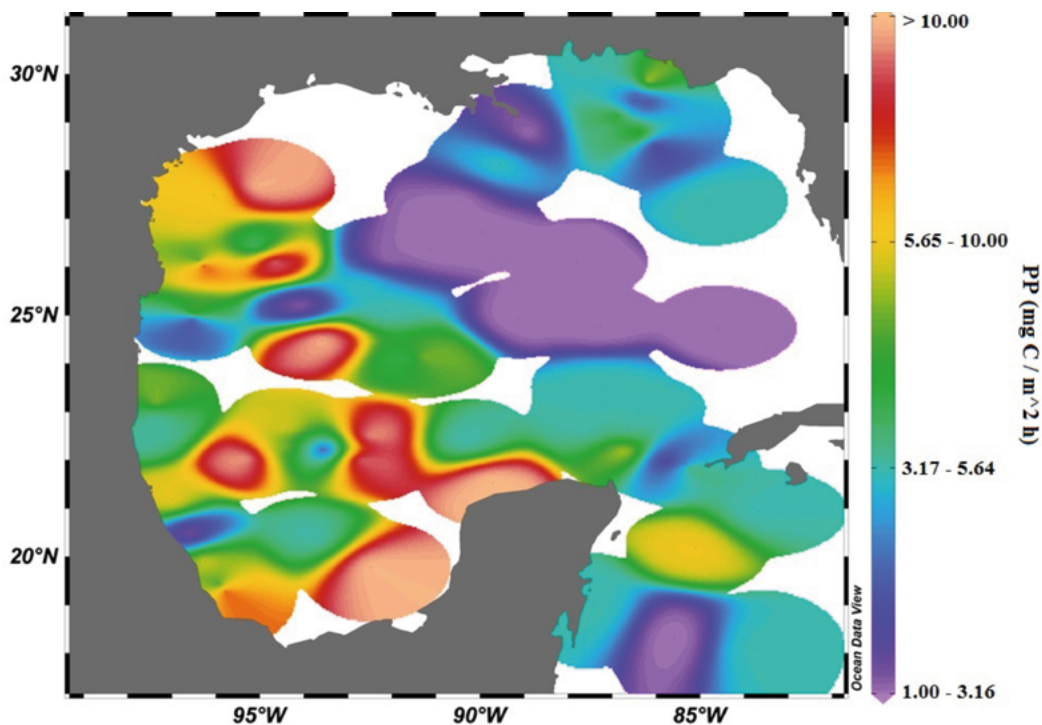


Figura 7. Variación espacial de la producción primaria integrada en la zona eufótica estimada en el GM. Los datos fueron obtenidos de El-Sayed *et al.* (1972).

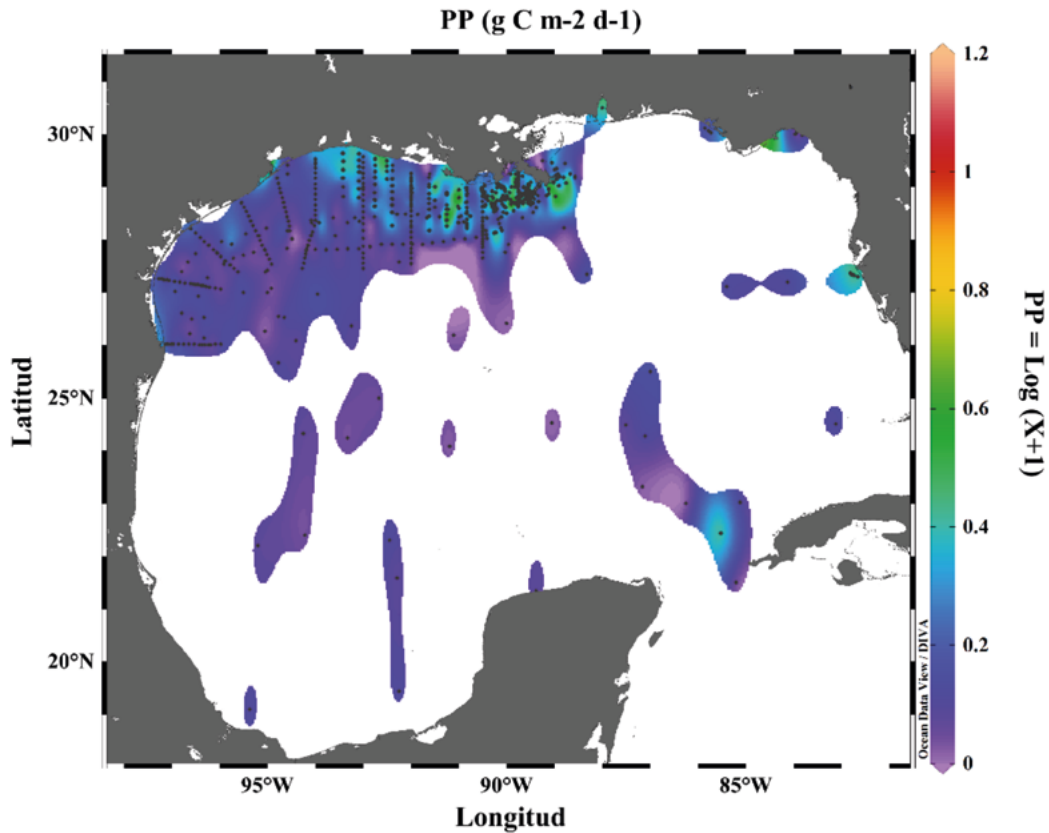


Figura 8. Distribución espacial de la producción primaria estimada en el Golfo de México, a partir de la base de datos reportada por Lohrenz *et al.* (2014). Los valores de PP fueron transformados a $\text{Log}_{10}(X+1)$ para resaltar la variabilidad entre los valores.

El intervalo promedio mensual de la PP fue de 0.15 a 1.44 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en diciembre y septiembre, respectivamente, mientras que la variación estacional fue de 0.41 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en otoño a 1.12 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en invierno, asociado a la presencia de eventos meteorológicos conocidos como “vientos norte”. Adicionalmente, el promedio del periodo de estudio en el GM fue de 0.84 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ que representan una tasa anual promedio de 308 $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$.

Los procesos físicos y químicos descritos anteriormente influyen sobre la productividad registrada en el GM, el cual es considerado como un ecosistema con una productividad moderadamente alta (150-300 $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$), que soporta importante biomasa de peces, crustáceos, moluscos, aves marinas y mamíferos marinos. Sin embargo, parece que la productividad ha disminuido con el tiempo (Herrera-Silveira *et al.*, 2011). Las surgencias que ocurren frente a la plataforma de la península de Yucatán, transportan aguas profundas ricas en nutrientes hacia la zona eufótica, las cuales influyen en la producción primaria, así como en los patrones de distribución del fitoplancton. La plataforma de Campeche es afectada

por la circulación ciclónica y por las descargas de los ríos Papaloapan, Grijalva y Usumacinta, que ocasionan incremento de la concentración de clorofila y PP. Uno de los principales problemas que afectan a la producción primaria en el GM, es la eutroficación de la zona costera que incrementa la fijación fotosintética del CO_2 , como resultado del aumento de nutrientes por actividades antropogénicas, que es un indicador del creciente problema de contaminación en la costa. Zernova (1982) asume que la alta producción está relacionada con la tasa de renovación de los nutrientes por arriba de la plataforma que son remineralizados y regenerados en la columna de agua, incrementando la abundancia y biomasa del fitoplancton.

La producción primaria del fitoplancton fue alta en las distintas regiones analizadas con valores promedio de 0.77 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en la PBC, 2.08 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en el GC, 0.65 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en el POTM (incluyendo los dos cruces de marzo y agosto de 2005 que, fueron muy costeros y ocasionan un promedio de PP más alto) y, 0.84 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en el GM (Figura 9). Estos valores representan una tasa promedio anual de 280, 759, 236 y 308 $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$, en la PBC, GC, POTM y GM, respectivamente. Las



regiones presentan importantes variaciones espaciales y temporales como respuesta a los cambios en los procesos físicos y biológicos. El promedio global para los ecosistemas marinos de México representa un proxy de $\sim 396 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, considerando a estos ecosistemas marinos como altamente productivos.

En el caso del POTM son pocos los estudios que se han realizado y, tal vez no representan adecuadamente la variabilidad espacial y temporal de la región, aunado a esto, en la zona de Michoacán a Chiapas son muy

escasos los estudios realizados y se considera como oligotrófica, excepto el Golfo de Tehuantepec. En el GM, la mayoría de los estudios fueron llevados a cabo por investigadores de Estados Unidos desde la plataforma de Texas, Lousiana y oeste de Florida, mientras que en la parte mexicana son menores los estudios realizados, de tal forma que, el promedio mencionado en ésta región, representa más la parte americana que la mexicana.

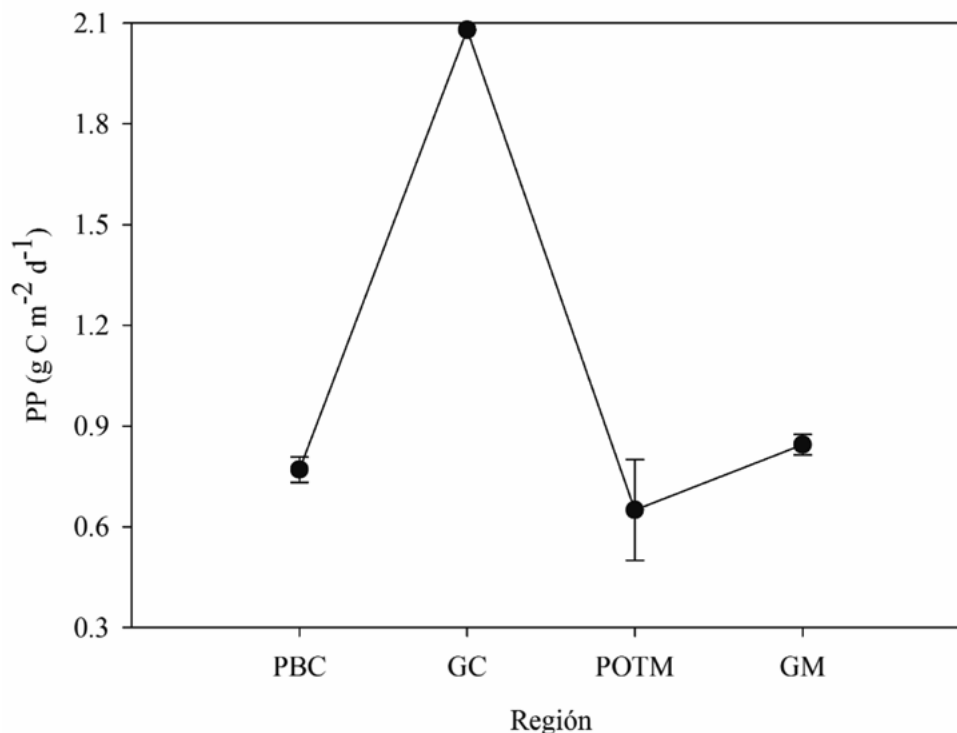


Figura 9. Tasa promedio de la producción primaria estimada en cada región. Las barras verticales representan el error estándar de la media.

SIGUIENTES PASOS

La mayoría de la información publicada y los estudios realizados para estimar la producción primaria utilizando trazadores radiactivos, se encuentran frente a la PBC, GM y el GC. Menos estudios se han llevado a cabo en la región del POTM, pero prácticamente se desconoce la PP desde la zona de Michoacán hasta Chiapas, considerando que el Golfo de Tehuantepec constituye una zona productiva por el efecto de los vientos tehuanos que bombean nutrientes a la zona eufótica. Con la información generada en las regiones de la PBC, GC y GM, se pueden establecer variaciones espaciales (de la costa hacia el océano y latitudinales) y temporales de la PP (estacionalidad, anual e interanual),

además de detectar el efecto de eventos como El Niño/La Niña.

En la región del POTM es necesario realizar más estudios que permitan conocer la variabilidad espacial y temporal de la PP, su relación con los procesos físicos y con las pesquerías de importancia comercial. Por ejemplo, en la alberca cálida del POTM se desconoce el comportamiento de la PP en la zona mínima de oxígeno (ZMO) y, el efecto que esto ocasionará sobre las pesquerías de atún, picudos y otras especies de importancia comercial y ecológica. Aun cuando El-Sayed *et al.* (1972) y Lohrenz *et al.* (2014) reportaron datos de PP en la parte mexicana del GM, estos son escasos, por tanto, es necesario implementar un programa de monitoreo en ésta región en la parte mexicana.

Con base en los análisis del capítulo, se establece la necesidad de cambiar el método de ^{14}C por el de ^{13}C , debido a todos los problemas inherentes que existen para continuar usando el método de ^{14}C , de tal forma que a partir de 2019 se utilizará el método de ^{13}C para estimar la PP en ecosistemas acuáticos de México. Finalmente, a pesar de que existe suficiente información de PP en algunas regiones del país como la PBC y el GC, aún no se tiene la capacidad de estimar los flujos de carbono a través de la columna de agua, por consiguiente, es imperativo llevar a cabo estudios de pastoreo del zooplankton sobre el fitoplancton, además de utilizar más trampas de sedimentos, que permitan conocer dichos flujos en las regiones mencionadas.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En general, las tasas anuales de PP son del orden de $270 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (o mayores) para las regiones de PBC, GC y GM, convirtiéndolas en las más productivas del país, con una estrecha relación con las pesquerías de importancia comercial. Por su parte, el POTM mantiene una producción menor a éstas regiones y, solo durante finales de invierno y primavera la tasa de PP llega a ser comparable con estos ecosistemas. Esto significa que el Océano Pacífico mexicano, junto con el GM están fijando alrededor de $395 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, los cuales son convertidos en carbono orgánico particulado que es exportado hacia aguas más profundas, actuando estas regiones como altamente productivas y quizá como sumidero de carbono.

Las cuatro regiones mencionadas en este capítulo presentan importantes cambios estacionales y temporales, que resultan de los procesos físicos que prevalecen en cada estación del año, tales como masas de agua, surgencias costeras, giros ciclónicos y meandros. Las altas tasas de PP de la PBC se estimaron durante invierno y en años dominados por eventos La Niña, mientras que en el GC se observaron en verano. La región del POTM muestra cambios hidrográficos estacionales fuertes que son reflejados en la biomasa del fitoplancton y en las tasas de PP. En esta zona se han identificado periodos de surgencia intensa durante primavera, especialmente frente a Cabo Corrientes en donde incrementa la PP debido a la termoclina y profundidad de la zona eufótica más someras. En el GM pueden observarse áreas con baja, media y alta tasas fotosintéticas y biomasa fitoplanctónica. Las áreas de baja producción y biomasa están relacionadas con giros anticiclónicos (parte central del GM) y las tasas

más altas con zonas de surgencias (Cabo Catoche en la Península de Yucatán) o entradas de agua dulce por los ríos que influyen sobre la plataforma continental, donde se encuentran aguas costeras eutróficas. Esto permite que exista variabilidad espacial y estacional, con zonas fértiles y otras pobres en la misma estación del año. Algunas áreas ricas son relacionadas con pesquerías de importancia comercial de crustáceos (camarón) y peces, como es el caso del Banco de Campeche donde se pesca camarón. En todas las regiones se detectaron surgencias costeras y procesos de mesoescala que fertilizan las aguas superficiales. Esto permite que la comunidad fitoplanctónica sea dominada por células grandes como diatomeas y dinoflagelados; sin embargo, cuando el agua es más cálida y hay limitación de nutrientes, la comunidad es dominada por cianofitas y proclorofitas. Otro factor a considerar es el pastoreo por el macro y microzooplankton que regula la biomasa del fitoplancton.

La implementación del programa IMECOCAL en la PBC, ha permitido conocer la variabilidad espacial y temporal de los procesos físicos que afectan a los procesos biológicos en el ecosistema pelágico, así como el efecto de eventos interanuales como El Niño/La Niña y el *Blob*. Sin embargo, se tienen regiones de mares mexicanos que han sido pobremente estudiadas como el POTM y GM, en los que se requiere implementar programas oceanográficos multidisciplinarios, para conocer la respuesta del ecosistema pelágico en diferentes escalas de tiempo. Adicionalmente, se necesita establecer escenarios del comportamiento de los procesos biológicos y físicos ante los efectos del cambio climático, cómo éste afectará a las tasas de producción primaria, la comunidad fitoplanctónica y las redes tróficas en los mares mexicanos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al CONACYT por los proyectos financiados que permitieron estimar la producción primaria en las cuatro regiones mencionadas. Proyectos de las distintas instituciones educativas y de investigación (CICESE, UABC, CICIMAR, UNISON, CIIDIR-IPN, UCOL, CINVESTAV-IPN, entre otras). Programas como el IMECOCAL y PROCOMEX I y II, Fundaciones nacionales e internacionales, a la tripulación de los distintos buques oceanográficos (PUMA, Francisco de Ulloa, Alpha Helix, Altair, Río Tecolutla) que participaron en los cruceros, así como a la Secretaría de Marina-Armada de México.



Adicionalmente, se agradece al North American Carbon Program por la base de datos de producción primaria del Golfo de México y, a todos los proyectos y fundaciones de EEUU que generaron datos a través de cruceros oceanográficos en ésta región.

LITERATURA CITADA

- Aguirre-Hernández, E., G. Gaxiola-Castro, S. Nájera-Martínez, T. Baumgartner, M. Kahru and B. G. Mitchell. 2004. Phytoplankton absorption, photosynthetic parameters, and primary production off Baja California: summer and autumn 1998. *Deep-Sea Research II* 51:799–816.
- Álvarez-Borrego, S. and G. Gaxiola-Castro. 1988. Photosynthetic parameters of northern Gulf of California phytoplankton. *Continental Shelf Research* 8:37–47.
- Álvarez-Borrego, S. and J. R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. In: J. P. Dauphin and B. R. T. Simoneit (eds.). *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. Memoir 47 of the American Association of Petroleum Geologists, Tulsa. pp. 555–567.
- Álvarez-Borrego, S. 2012. Phytoplankton biomass and production in the Gulf of California: a review. *Botanica Marina* 55:119–128.
- Álvarez-Borrego, S. and A. D. Giles-Guzmán. 2012. Opal in the Gulf of California sediments as a tool to estimate the vertical component of water exchange between the gulf and the Pacific. *Botanica Marina* 55:161–168.
- Barber, R. T. and M. R. Hiscock. 2006. A rising tide lifts all phytoplankton: Growth response of other phytoplankton taxa in diatom dominated blooms. *Global Biogeochemical Cycles* 20:1–12.
- Barreiro-Guemes, M. T., M. Signoret-Poillon and C. Bulit-Gámez. 2003. Phytoplankton biomass and production distribution patterns in the Gulf of Mexico. *En: M. T. Barreiro-Guemes, M. V. Meave-Del-Castillo, M. Signoret-Poillon and M. G. Figueroa-Torres (eds.). Mexican studies of plankton*. Sociedad Mexicana de Planctología, La Paz. pp. 125–142.
- Bazán-Guzmán, C. y J. R. Lara-Lara. 1992. Biomasa y productividad primaria del fitoplancton por fracciones de tamaño en el Golfo de California durante el otoño de 1984. Informe Técnico. Comunicaciones Académicas, Serie Ecología. CICESE. 61 p.
- Biggs, D. C. and P. H. Ressler. 2001. Distribution and abundance of phytoplankton, zooplankton, ichthyoplankton and micronekton in the Deepwater Gulf of Mexico. *Gulf of Mexico Science* 19:7–29.
- Calvario-Martínez, O. y G. De la Lanza-Espino. 1981. Productividad primaria y productos de excreción en el noreste de la isla Isabel, México. Resúmenes del VII Simposium Latinoamericano sobre Oceanografía Biológica. Acapulco, Guerrero.
- Calvert, S. E. 1966. Accumulation of diatomaceous silica in the sediments of the Gulf of California. *Geological Society of America Bulletin* 77:569–596.
- Carr, M. E., M. A. M. Friedrichs, M. Schmeltz, M. Noguchi Aita, D. Antoine, K. R. Arrigo, I. Asanuma, O. Aumont, R. Barber, M. Behrenfeld, R. Bidigare, E. T. Buitenhuis, J. Campbell, A. Ciotti, H. Dierssen, M. Dowell, J. Dunne, W. Esaias, B. Gentili, W. Gregg, S. Groom, N. Hoepffner, J. Ishizaka, T. Kameda, C. Le Quéré, S. Lohrenz, J. Marra, F. Mélin, K. Moore, A. Morel, T. E. Reddy, J. Ryan, M. Scardi, T. Smyth, K. Turpie, G. Tilstone, K. Waters and Y. Yamanaka. 2006. A comparison of global estimates of marine primary production from ocean color. *Deep-Sea Research II* 53:741–770.
- Castro, R., A. Parés-Sierra and S. G. Marinone. 2003. Evolution and extension of the Santa Ana winds of February 2002 over the ocean, off California and the Baja California Peninsula. *Ciencias Marinas* 29:275–281.
- De la Cruz-Orozco, M. E., E. Gómez-Ocampo, L. E. Miranda-Borjórquez, J. Cepeda-Morales, R. Durazo, B. E. Lavaniegos, T. L. Espinosa-Carreón, R. Sosa-Ávalos, E. Aguirre-Hernández and G. Gaxiola-Castro. 2017. Phytoplankton biomass and production off Baja California Peninsula: 1997–2016. *Ciencias Marinas* 43:217–228.
- Durazo, R., A. M. Ramírez-Manguilar, L. E. Miranda y L. A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. *En: G. Gaxiola-Castro G y R. Durazo (eds.). Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California 1997–2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. pp. 25–57.
- Durazo, R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *Journal Geophysical Research Oceans* 120:1173–1196.
- El-Sayed, S. Z., W. M. Sackett, L. M. Jeffrey, A. D. Fredericks, R. P. Saunders, P. S. Conger, G. A. Fryxell, K. A. Steidinger and S. A. Earle. 1972. Primary productivity and standing crop of phytoplankton. Chemistry, primary productivity, and benthic algae of the Gulf of Mexico. *In: V. C. Bushnell, W. M. Sackett and L. M. Jeffrey (eds.). Serial Atlas of the Marine Environment*. American Geographical Society, New York, Folio 22. 29 pp.
- Espinosa-Carreón, T. L. 2005. Producción primaria en relación a procesos físicos de mesoescala en la región sur de la Corriente de California. Tesis de Doctorado. CICESE. 179 p.
- Espinosa-Carreón, T. L., S. Valdez-Diarte, G. Gaxiola-Castro and M. De la Cruz-Orozco. 2013. Distribución de la productividad fitoplanctónica frente a Baja California durante el evento La Niña 2008. *En: F. Paz-Pellat, J. Wong-González, M. Bazan y V. Saynes (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2013*. pp. 365–372.

- Field, C., M. Behrenfeld, J. Randerson and P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281:237-240.
- Fielder, P., F. Chavez, D. Behringer and S. Reilly. 1991. Physical and biological effects of Los Niños in the eastern tropical Pacific, 1986-1989. *Deep Sea Research* 39:199-219.
- Flores-Leynes, Y. 2016. Estimación de la productividad primaria en el Alto Golfo de California en verano de 2013. Universidad de Occidente. Tesis de Licenciatura. 86 p.
- Gattuso, J. P., M. Frankignoulle, I. Bourge, S. Romaine and R. W. Buddemeier. 1998. Effect of calcium carbonate saturation of seawater on coral calcification. *Global Planetary Change* 18:37-46.
- Gaxiola-Castro, G. and S. Álvarez-Borrego. 1986. Primary productivity of the Mexican Pacific. *Ciencias Marinas* 12:26-33.
- Gaxiola-Castro, G., J. Garcia-Cordova, J. E. Valdez-Holguin and M. Botello-Ruvalcaba. 1995. Spatial distribution of chlorophyll α and primary productivity in relation to winter physical structure in the Gulf of California. *Continental Shelf Research* 15:1043-1059.
- Gaxiola-Castro, G., J. Cepeda-Morales, S. Nájera-Martínez, T. L. Espinosa-Carreón, M. E. De la Cruz-Orozco, R. Sosa-Avalos, E. Aguirre-Hernández and J. P. Cantú-Ontiveros. 2010. Biomasa y producción del fitoplancton. *En: G. Gaxiola-Castro y R. Durazo (eds.). Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California 1997-2007. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, D. F., México. pp. 59-85.*
- Gilbert, J. Y. and W. A. Allen. 1943. The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the E.W. Scripps in 1939 and 1940. *Journal Marine Research* 5:89-110.
- Godínez, V. M., E. Beier, M. F. Lavín and A. Kurczyn. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observation. *Journal Geophysical Research* doi.org/10.1029/2009JC005705.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Ángel, S. Galindo-Bect and J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of Dissolved Inorganic Carbon in the Midriff Islands of the Gulf of California: Influence of Subtropical Sub-surface Water. *Ciencias Marinas* 39:183-201.
- Herrera-Silveira, J. A., S. Morales and C. Álvarez. 2011. Productivity. *In: UNIDO. Transboundary diagnostic analysis. Integrated Assessment and Management of the Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. United Nations Industrial Development Organization, Vienna, Austria. pp. 1-39.*
- Hidalgo-González, R. M. and S. Álvarez-Borrego. 2004. Total and new production in the Gulf of California estimated from ocean color data from the satellite sensor SeaWiFS. *Deep-Sea Research II* 51:739-752.
- Hinz, D. J., M. C. Nielsdóttir, R. E. Korb, M. J. Whitehouse, A. J. Poulton, C. M. Moore, E. P. Achterberg and T. S. Bibby. 2012. Responses of microplankton community structure to iron addition in the Scotia Sea. *Deep-Sea Research II* 59-60:36-46.
- Inda-Díaz, E. A., L. Sánchez-Velasco and M. F. Lavín. 2010. Three-dimensional distribution of small pelagic fish larvae (*Sardinops sagax* and *Engraulis mordax*) in a tidal-mixing front and surrounding waters (Gulf of California). *Journal Plankton Research* 32:1241-1254.
- Jitts, H. R. 1969. Data collected by the Australian participants during the May, 1968 sea trials of the SCOR/UNESCO Working Group 15 on Photosynthetic radiation in the sea in the Gulf of California on board the Ellen B. Scripps. Report Division Fisheries Oceanography. C.S.I.R.O. Australia 43 p.
- Kahru, M. and B. G. Mitchell. 2000. Influence of the 1997-98 El Niño on the surface chlorophyll in the California Current. *Geophysical Research Letters* 27:2937-2940.
- Kahru, M., S. G. Marinone, S. E. Lluch-Cota, A. Parés-Sierra and B. G. Mitchell. 2004. Ocean-color variability in the Gulf of California: Scales from days to ENSO. *Deep-Sea Research II* 51:139-146.
- Kessler, W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A Review. *Progress in Oceanography* 69:181-217.
- Kurczyn, J. A., E. Beier, M. F. Lavín and A. Chaigneau. 2012. Mesoscale eddies in the northeastern Pacific tropical-subtropical transition zone: statistical characterization from satellite altimetry. *Journal Geophysical Research* doi.org/10.1029/2012JC007970.
- Lara-Lara, J. R., J. E. Valdez-Holguin and L. C. Jiménez-Pérez. 1984. Plankton studies in the Gulf of California during the 1982-83 "El Niño". *Tropical Ocean Atmospheric Newsletter* 28:16-17.
- Lara-Lara, J. R. y J. E. Valdez-Holguin. 1988. Biomasa y productividad primaria del Golfo de California por fracción de tamaños durante primavera de 1984. *Ciencias Marinas* 14:1-14.
- Lara-Lara, J. R., R. Millán-Núñez, J. L. Lara-Osorio y C. Bazán-Guzmán. 1993. Productividad y biomasa del fitoplancton por clases de tamaño, en la parte central del Golfo de California durante primavera, 1985. *Ciencias Marinas* 19:137-154.
- Lara-Lara, J. R., E. Millán-Núñez, R. Millán-Núñez y M. C. Bazán-Guzmán. 2003. Producción primaria del fitoplancton en el Pacífico Mexicano (1992-2000). *En: M.T. Barreiro-Guemes, M. E. Meave-del-Castillo, M. Signoret-Poillon y M. G. Figueroa-Torres (eds.). Planctología Mexicana. Sociedad Mexicana de Planctología. pp. 103-124.*
- Lara-Lara, J. R. and C. Bazán-Guzmán. 2005. Distribution of chlorophyll and primary production by size classes along the Mexican Pacific coast. *Ciencias Marinas* 31:11-21.
- Lavín, M. F., E. Beier, J. Gómez-Valdés, V. M. Godínez and J. García. 2006. On the summer poleward coastal cur-



- rent off SW Mexico. *Geophysical Research Letters*. doi: 02610.01029/02005glo24686.
- Lavín, M. F., R. Castro, E. Beier and V. M. Godínez. 2013. Mesoscale eddies in the Gulf of California during summer: characteristics and interaction with the wind stress. *Journal Geophysical Research* 118:1-15.
- Ledesma-Vázquez, J., M. E. Johnson, O. González-Yajimovich and E. Santamaría-del-Ángel. 2009. Gulf of California geography, geological origins, oceanography, and sedimentation patterns. *In*: M. E. Johnson, and J. Ledesma-Vazquez (eds.). *Atlas of Coastal Ecosystems in the Western Gulf of California*. The University of Arizona Press, Tucson. pp. 1-10.
- Ledesma-Vázquez, J., A. L. Carreño and R. Guardado. 2011. Biogenic coastal deposits: Isla del Carmen, Gulf of California, Mexico. *Facies*. doi: 10.1007/s10347-011-0277-x.
- Leet, W. S. and M. R. Stevenson. 1969. Oceanographic observations for the Mazatlán project. October 1966–August 1967.
- Lewis, M. R. 1992. Satellite ocean color observations of global biogeochemical cycles. *In*: P. G. Falkowski and A. D. Woodhead (eds.). *Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea*. Plenum Press, New York. pp. 139-153.
- López-Sandoval, D. C. 2004. Estimación de la productividad primaria en el Pacífico central mexicano. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. 46 p.
- López-Sandoval, D. C., J. R. Lara-Lara, M. F. Lavín, S. Álvarez-Borrego and G. Gaxiola-Castro. 2009. Primary productivity in the Eastern tropical off Cabo Corrientes, Mexico. *Ciencias Marinas* 35:169-182.
- Lohrenz, S. A., D. A. Wiesenburg, R. A. Arnone and X. Chen. 1999. What controls primary production in the Gulf of Mexico? *In*: H. Kumpf, K. Steidinger and K. Sherman (eds.). *The Gulf of Mexico large marine ecosystem*. Blackwell Science Ltd. pp. 151-170.
- Lohrenz, S., S. Chakraborty, M. Huettel, J. Herrera-Silveira, K. Gundersen, D. Redalje, J. Wiggert, B. E. Denton and J. Lehner. 2014. Primary Production. *In*: H. M. Benway and P. G. Coble (eds.). *Report of the U.S. Gulf of Mexico Carbon Cycle Synthesis Workshop, March 27-28, 2013*. Ocean Carbon and Biogeochemistry Program and North American Carbon Program. pp. 28-38.
- Lluch-Cota, S. E., E. A. Aragón-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D. Aurióles-Gamboa, J. R. Bautista-Romero, C. Brusca, R. Cervantes-Duarte, R. Cortés-Altamirano, P. Del-Monte-Luna, A. Esquivel-Herrera, G. Fernández, M. E. Hendrickx, S. Hernández-Vázquez, H. Herrera-Cervantes, M. Kahru, M. F. Lavín, D. Lluch-Belda, D. Lluch-Cota, J. López-Martínez, S. G. Marinone, M. O. Nevárez-Martínez, S. Ortega-García, E. Palacios-Castro, A. Parés-Sierra, G. Ponce-Díaz, M. Ramírez-Rodríguez, C. A. Salinas-Zavala, R. A. Schwartzlose and A. P. Sierra-Beltrán. 2007. *The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges*. *Progress Oceanography* 73:1-26.
- Malone, T. F. and J. G. Roederer. 1985. *Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge. 512 p.
- Mee, L. D., A. Ramírez-Flores, F. Flores-Verdugo and F. González-Farías. 1985. Coastal upwelling and fertility of the southern Gulf of California: impact of the 1982-83 ENSO event. *Tropical Ocean and Atmospheric Newsletter* 31:9-10.
- Mercado-Santana, J. A., E. Santamaría-del Ángel, A. González-Silveira, L. Sánchez-Velasco, F. Gracia-Escobar, R. Millán-Núñez and C. Torres-Navarrete. 2017. Productivity in the Gulf of California large marine ecosystem. *Environmental Development* 22:18-29.
- Merino-Ibarra, M. 1992. Afloramiento en la plataforma de Yucatán: Estructura y fertilización. Tesis de Doctorado. UNAM. 280 pp.
- Merrifield, M. A. and C. D. Winant. 1989. Shelf circulation in the Gulf of California: a description of the Variability. *Journal Geophysical Research* 94:18133-18160.
- Millán-Núñez, R., R. Cajal-Medrano, E. Santamaría-del Ángel y E. Millán-Núñez. 1993. Productividad primaria y Clorofila a en la parte central del Golfo de California (otoño, 1987). *Ciencias Marinas* 19:29-40.
- Millán-Núñez, R. y R. Lara-Lara. 1995. Productividad primaria del fitoplancton del Pacífico mexicano: un diagnóstico. *En*: F. González-Farías y J. De -la-Rosa (eds.). *Temas de Oceanografía Biológica en México*. SEP-UABC Mexicali. pp. 31-60.
- Millán-Núñez, R., E. Santamaría-del-Ángel, R. Cajal-Medrano y O. A. Barocio-León. 1999. El delta del Río Colorado: un ecosistema con alta productividad primaria. *Ciencias Marinas* 25:509-524.
- Molina-Cárdenas, C. A. 2008. Productividad primaria in situ en el Pacífico central mexicano durante 2005. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. 51 pp.
- Monreal-Gómez, M. A., D. A. Salas-de-León y H. Velasco-Mendoza. 2004. La hidrodinámica del Golfo de México. *En*: M. I. Pisanty y E. Escurra (eds.). *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. SEMARNAT-INE, INECOLA. C., Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. TAMUCC, Texas Vol 1. pp. 47-68.
- Moreno-Ramos, O. L. Producción primaria y clorofila a medidas en la margen continental del Pacífico tropical mexicano durante invierno y verano de 2005. Comunicación personal.
- Müller-Karger, F. E., J. J. Walsh, R. H. Evans and M. B. Meyers. 1991. On the seasonal phytoplankton concentration and sea surface temperature cycles of the Gulf of Mexico as determined by satellites. *Journal Geophysical Research* 96:12,645-12,665.
- Owen, R. W. and B. Zeitzschel. 1970. Phytoplankton production: seasonal change in the oceanic eastern tropical Pacific. *Marine Biology* 71:32-36.

- Páez-Osuna, F., J. A. Sanchez-Cabeza, A. C. Ruiz-Fernandez, R. Alonso-Rodríguez, A. Piñon-Gimate, J. G. Cardoso-Mohedano, F. J. Flores-Verdugo, J. L. Carballo, M. A. Cisneros-Mata and S. Alvarez-Borrego. 2016. Environmental status of the Gulf of California: a review of responses to climate change and climate variability. *Earth Science Reviews*. doi: 10.1016/j.earscirev.2016.09.015
- Pauly, D. R. and J. A. Watson. 2005. Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions Royal Society: Biological Sciences* 360:5-12.
- Pérez-Mora, G. I. 2009. Parámetros fotosintéticos y producción primaria in situ y estimada a partir de modelos globales en el Pacífico tropical mexicano. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. 76 pp.
- Pernetta, J. C. and J. D. Milliam. 1994. Land-ocean interactions in the coastal zone: Implementation Plan. IGBP 3, 1994, Stockholm. 215 pp.
- Portela, E., E. Beier, E. D. Barton, R. Castro, V. Godínez, E. Palacios-Hernández, P. C. Fiedler, L. Sánchez-Velasco and A. Traviña. 2016. Water masses and circulation in the Tropical Pacific off Central Mexico and surrounding areas. *Journal Physical Oceanography* 46:3069-3081.
- Roden, G. I. 1971. Aspects of the transition zone in the Northeastern Pacific. *Journal Geophysical Research* 76:3462-3475.
- Round, F. E. 1967. The phytoplankton of the Gulf of California. Part I. Its composition, distribution and contribution to the sediments. *Journal Experimental Marine Biology Ecology* 1:76-97.
- Sánchez-Velasco, L., M. F. Lavín, M. Peguero-Icaza, C. A. León-Chávez, F. Contreras-Catala, S. G. Marinone, I. V. Gutiérrez-Palacios and V. M. Godínez. 2009. Seasonal changes in larval fish assemblages in a semi-enclosed sea (Gulf of California). *Continental Shelf Research* 29:1697-1710.
- Sánchez-Velasco, L., M. F. Lavín, S. P. A. Jiménez-Rosenberg, V. M. Godínez, E. Santamaría-del-Ángel and D. U. Hernández-Becerril. 2013. Three-dimensional distribution of fish larvae in a cyclonic eddy in the Gulf of California during summer. *Deep-Sea Research I* 75:39-51.
- Santamaría-del-Ángel, E., S. Álvarez-Borrego and F. E. Müller-Karger. 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *Journal Geophysical Research* 99:7411-7421.
- Santamaría-del-Ángel, E., S. Álvarez-Borrego, R. Millán-Nuñez y F. E. Müller-Karger. 1999. Sobre el efecto de las surgencias de verano en la biomasa fitoplanctónica del Golfo de California. *Revista Sociedad Mexicana Historia Natural* 49:207-212.
- Siegel, D., K. Buesseler, M. Behrenfeld, C. Benitez-Nelson, E. Boss, M. Brzezinski, A. Burd, C. Carlson, E. D'Asaro, S. Doney, M. J. Perry, R. Stanley and D. Steinberg. 2015. Export Processes in the Ocean from Remote Sensing (EXPORTS): A Science Plan for a NASA field campaign. 96 p.
- Simpson, J. H., A. J. Souza and M. F. Lavín. 1994. Tidal mixing in the Gulf of California. In: K. J. Beven, P.C. Chatwin and J. H. Millbank (eds.). *Mixing and Transport in the Environment*. John Wiley, New York. pp. 160-182.
- SIO.1967. CCOFI cruise 6505 (El Golfo II). Data Report Scripps Institution of Oceanography (SIO). Scripps Institution of Oceanography, University of California. Ref. 67-16. 8 p.
- Schofield, O., B. B. Prézelin, R. C. Smith, P. M. Stegmann, N. B. Nelson, M. R. Lewis and K. S. Baker. 1991. Variability in spectral and nonspectral measurements of photosynthetic light utilization efficiencies. *Marine Ecology Progress Series* 78:253-271.
- Schwing, F. B., S. J. Bograd, C. A. Collins, G. Gaxiola-Castro, J. Garcia, R. Goericke, J. Gómez Valdés, A. Huyer, K. D. Hyrenbach, P. M. Kosro, B. E. Lavaniegos, R. J. Lynn, A. W. Mantyla, M. D. Ohman, W. T. Peterson, R. L. Smith, W. J. Sydeman, E. Venrick and P. A. Wheeler. 2002. The State of the California Current, 2001-2002: will the California Current keep its cool, or is El Niño looming? *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 43:31-73.
- Sosa-Ávalos, R., G. Gaxiola-Castro, R. Durazo and B. G. Mitchell. 2005. Effect of Santa Ana winds on bio-optical properties off Baja California. *Ciencias Marinas* 31:339-348.
- Sosa-Ávalos, R. 2008. Producción primaria estimada en el Pacífico oriental tropical mexicano. Comunicación personal.
- Sosa-Ávalos, R., R. Durazo, B. G. Mitchell, J. Cepeda-Morales and G. Gaxiola-Castro. 2017. Phytoplankton photosynthetic parameters off Baja California: A tool to estimate primary production with remote sensing data. *Ciencias Marinas* 43:157-172.
- Sosa-Ávalos, R., T. L. Espinosa-Carreón, E. Santamaría-del-Ángel, J. Cepeda-Morales, A. Mercado-Santana, M. E. De la Cruz-Orozco, J. R. Lara-Lara, S. Álvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro. 2018. Diagnóstico y análisis de la producción primaria neta en los mares de México. *Elementos para Políticas Públicas* No. YY:XX-ZZ.
- Stemann-Nielsen, E. 1952. The use of radioactive carbon ¹⁴C for measuring organic production in the sea. *ICES Journal Marine Science* 18:117-140.
- Valdez-Diarte, S. 2010. Productividad primaria frente a Baja California en Julio de 2008. Universidad de Occidente. Tesis de Licenciatura. 67 p.
- Valdez-Holguín, J. E. y J. R. Lara-Lara. 1987. Productividad primaria en el Golfo de California: efectos del evento El Niño 1982-1983. *Ciencias Marinas* 13:34-50.
- Valdez-Holguín, E., R. Cervantes-Duarte y G. Gaxiola Castro. 1995. Productividad primaria en el Golfo de California, calculada a partir de la relación entre irradiancia superficial y clorofila de la zona eufótica. *Ciencias Marinas* 21:311-329.
- Velarde, E., E. Ezcurra, M. A. Cisneros-Mata and M. F. Lavín. 2004. Seabird ecology, El Niño anomalies, and prediction of sardine fisheries in the Gulf of California. *Ecological Applications* 14:607-615.



- Verdugo-Díaz, G., A. Martínez-López, G. Gaxiola-Castro and J. E. Valdez-Holguín. 2012. Phytoplankton photosynthetic parameters from the Gulf of California southern region. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*.47:527-535.
- Verdugo-Díaz, G., A. Martínez-López, M. M. Villegas-Aguilera y G. Gaxiola-Castro. 2014. Producción primaria y eficiencia fotosintética en cuenca Alfonso, Bahía de la Paz, Golfo de California, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 49:527-536.
- Trasviña, A., M. Ortiz-Figueroa, H. Herrera, M. A. Cosío and E. González. 2003. Santa Ana winds and upwelling filaments off northern Baja California. *Dynamics of Atmospheres and Oceans* 37:113-129.
- Zamudio, L., H. E. Hurlburt, E. J. Metzger and C. E. Tilburg. 2007. Tropical wave-induced oceanic eddies at Cabo Corrientes and the María Islands, Mexico. *Journal Geophysical Research* doi:10.1029/2006JC004018
- Zeitzschel, B. 1969. Primary productivity in the Gulf of California. *Marine Biology* 3:201-207.
- Zernova, V. V. 1982. On the dependence of the quantitative development of phytoplankton on the abiotic factors in the Gulf of Mexico. *Proceedings of the Institute of Oceanology, USSR Academy of Science* 114:60-72.

Capítulo 3

PRODUCCIÓN EXPORTADA EN ECOSISTEMAS MARINOS

Coordinador

Fernando Aguirre-Bahena¹

Colaboradores

**Norman Silverberg¹, María Luisa Machain-Castillo², José Rubén Lara-Lara³
y Mara Yavari Pérez-Burguez⁴**

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur, 23096.

²Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, Ciudad de México.

³Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México.

⁴Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México.

INTRODUCCIÓN

El exceso de CO₂ que se acumula en la atmósfera de la Tierra, asociado al incremento continuo en el uso de combustibles fósiles, influye en el mundo marino debido a que se mantiene un equilibrio dinámico con el CO₂ disuelto en la capa superficial del océano. El proceso de disminución gradual del pH del mar se ha convertido en un factor importante para los organismos que forman estructuras de CaCO₃. La fotosíntesis (incorporación de CO₂ disuelto y nutrientes para formar materia orgánica particulada o MOP) reduce temporalmente la concentración de CO₂. Sin embargo, en gran parte del océano, la remineralización de la MOP por organismos pastoreadores y bacterias devuelven rápidamente gran parte de este carbono a la fase disuelta. A corto plazo, los cambios en la presión parcial del CO₂ en la zona fótica están asociados con las oscilaciones de la producción primaria neta (PPN), la actividad bacteriana, la temperatura y la presión atmosférica, lo que determina si las aguas locales se comportan como fuente o sumidero de CO₂ atmosférico. El secuestro de carbono

por debajo de la zona fótica mediante la sedimentación de materia particulada aún rica en carbono orgánico, a menudo denominada como la *Bomba Biológica*, es un mecanismo que *exporta* parte del exceso de CO₂. Las escalas de tiempo antes de que esta pérdida regrese a la superficie del océano en forma de CO₂ remineralizado, varían de semanas a meses en aguas subsuperficiales sometidas a surgencias, difusión turbulenta o mezcla vertical; miles de años para aguas profundas y del fondo y, millones de años, para el carbono orgánico particulado (COP) que es atrapado en los sedimentos y rocas sedimentarias después del levantamiento, la erosión y el intemperismo. Aun cuando es claro que la Bomba Biológica marina no puede seguir el ritmo de la producción de CO₂ antropogénico (Canadell *et al.*, 2018; Le Quéré *et al.*, 2018), los detalles sobre la tasa y naturaleza del material en hundimiento involucrado en el transporte vertical de COP, son importantes para la comprensión general de la ecología marina y las variaciones geográficas y temporales del fenómeno, por lo que se analizan a través de trampas de sedimentos (ver Caja 1).

Caja 1. Trampas de sedimentos (TS) de series de tiempo

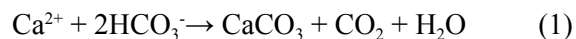
En la Figura C1.1 se muestran diferentes trampas de sedimentos usadas en series de tiempo.



Figura C1.1. A la izquierda, TS cilindro-cónica de Technicap modelo PPS 3/3 de 0.125 m² de área y 12 botellas colectoras de 250 mL de capacidad. Intervalo de muestreo de 1 h hasta 60 días. Instalación continua máxima hasta por 18 meses y a una profundidad de hasta 6000 m. A la derecha, TS cónica de la compañía McLane Research Labs Inc. (MRL) modelo Parflux Mark 78H-21 de 0.5 m² de abertura de colecta con 21 botellas colectoras de 500 mL de capacidad. Intervalo de muestreo de 1 minuto en adelante. Instalación continua máxima hasta por 18 meses y a una profundidad de hasta 7000 m.

En este capítulo se sintetiza la información disponible, con base en diferentes métodos, concerniente a la exportación vertical de COP biogénico en diferentes ambientes marinos mexicanos (ver Caja 2); se parte de la síntesis de Hernández-de la Torre y Gaxiola-Castro (2007), para su actualización. Cabe señalar que no se incluye la exportación vertical de carbono orgánico e inorgánico disuelto, principalmente por medio del hundimiento de masas de agua, ni el hundimiento de carbono inorgánico particulado (mayoritariamente CaCO₃). Se conoce que la precipitación de CaCO₃, incluida la de los organismos marinos, tales como los

cocolitóforos y foraminíferos, implica la introducción de más CO₂ en forma disuelta:



Por lo tanto, su exportación desde la capa superficial influye poco en la reducción del exceso de CO₂ en la atmósfera (Archer, 2003; Ridgwell y Zeebe, 2005). En general, la literatura reciente indica que los océanos absorben alrededor del 25% de las emisiones de carbono antropogénicas globales (Candell *et al.*, 2018; Le Quére *et al.*, 2018).

Caja 2. Material en hundimiento

En la Figura C2.1 se muestra el material colectado por las trampas de sedimentos.

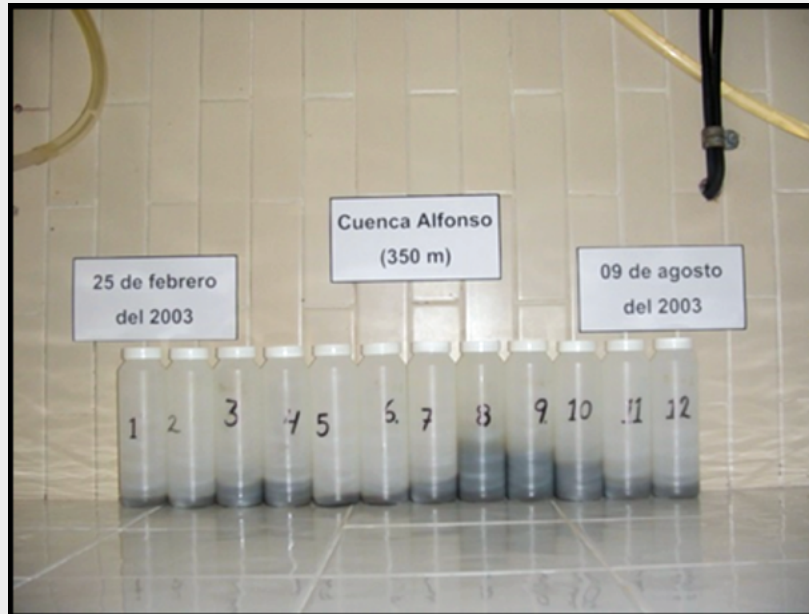


Figura C2.1. Botellas colectoras que muestran la variación en la magnitud del flujo del material. En este caso, en particular, la resolución de colecta fue de 14 días y se aprecian cambios rápidos en la abundancia, por ejemplo, entre la botella 7 y la siguiente.

BASES PARA LOS ANALISIS

Los valores para el COP exportado por debajo de la zona fótica en aguas mexicanas, que se reportan en esta revisión, se derivan de estudios que utilizaron diversas ubicaciones, procedimientos y períodos; a continuación se muestra un resumen de los resultados.

PP_{exp} estimada por parámetros medidos en la capa superficial

Golfo de California y Golfo de México:

Álvarez-Borrego (2007) realizó un resumen del conocimiento sobre la P_{nueva} para varias zonas de los Golfos de California y de México, basada en imágenes satelitales del color del océano (SEAWIFS) y en modelos semi-analíticos. Estas estimaciones de P_{nueva} no permiten tener valores absolutos de la exportación vertical del material orgánico (incluyen, por ejemplo, flujos laterales), pero sí de su variabilidad temporal y espacial, así como de los órdenes de magnitud. Su reporte abarca el Golfo de California durante la *época fría*, desde 1997-1998 hasta 2001-2002 para la Zona

I (entrada del golfo), la Zona II (parte central); la Zona III (área de las islas) y la Zona IV (alto golfo). Para la *época caliente*, que se presenta cuando la capa superficial es más delgada y más estratificada, el autor analizó de 1997 a 2002, para dos grandes zonas: área 1 (parte sur) y área 2 (parte norte).

Para el Golfo de México, se tienen datos para los años 1997 al 2002 de la P_{nueva} y P_{int} para la Zona I (parte suroeste del golfo, alrededor de Yucatán) y para la Zona II, profunda y mucho menos productiva (donde la parte oeste está dentro de las aguas mexicanas). Existen datos para la zona norte del golfo, que tiene una fuerte influencia de la descarga del río Mississippi, pero es un área que no forma parte de los mares mexicanos.

El margen del Pacífico frente a la Península de Baja California

Hernández-de la Torre *et al.* (2007) analizaron la variación interanual de la PP_{nueva} sobre el margen del Pacífico frente a Baja California, con énfasis sobre el efecto del PDO (Pacific Decadal Oscillation). Los autores actualizaron los datos generados por COADS (Comprehensive Ocean- Atmosphere Data Set) y

mediciones de nutrientes, la PP_{total} y las razones- f derivadas de los programas CalCoFI e IMECOCAL entre 1970 y 2005; también, dividieron la región en dos áreas: costera y oceánica. Las mediciones se reportan para la línea 90 al norte (frente de Los Ángeles), con valores generalmente más altos (no están incluidos en esta revisión); la línea 107 al centro (frente a San Quintín, B.C.), con los valores más bajos y, la línea 120 al sur (frente a Punta Eugenia, B.C.S.), Figura 1.

Registro paleoceanográfico sedimentario

Una gran parte del COP se remineraliza durante su hundimiento y la tasa de oxidación es baja al interior del sedimento ($>1\%$ es enterrado con el sedimento, Flujo_{burial}, especialmente en las áreas costeras). En la superficie de los sedimentos, la materia orgánica

está expuesta a la descomposición durante muchos años antes de ser enterrada por nuevas partículas y, la resolución de la tasa de acumulación y la edad del sedimento superficial varía en función del espesor de las submuestras. No obstante, se puede hacer una estimación mínima de la PP_{exp} en los primeros cm del sedimento, a partir de la concentración del COP (masa seca), multiplicado los datos del COP por la tasa de sedimentación, lo que da como resultado su tasa de acumulación de masa (MAR, por sus siglas en inglés).

Sedimentos del margen Pacífico

Al multiplicar la concentración de COP en los primeros centímetros de cada núcleo, por la tasa de sedimentación, Sánchez y Carriquiry (2007) determinaron los flujos de COP de la época más reciente (Holoceno tardío).

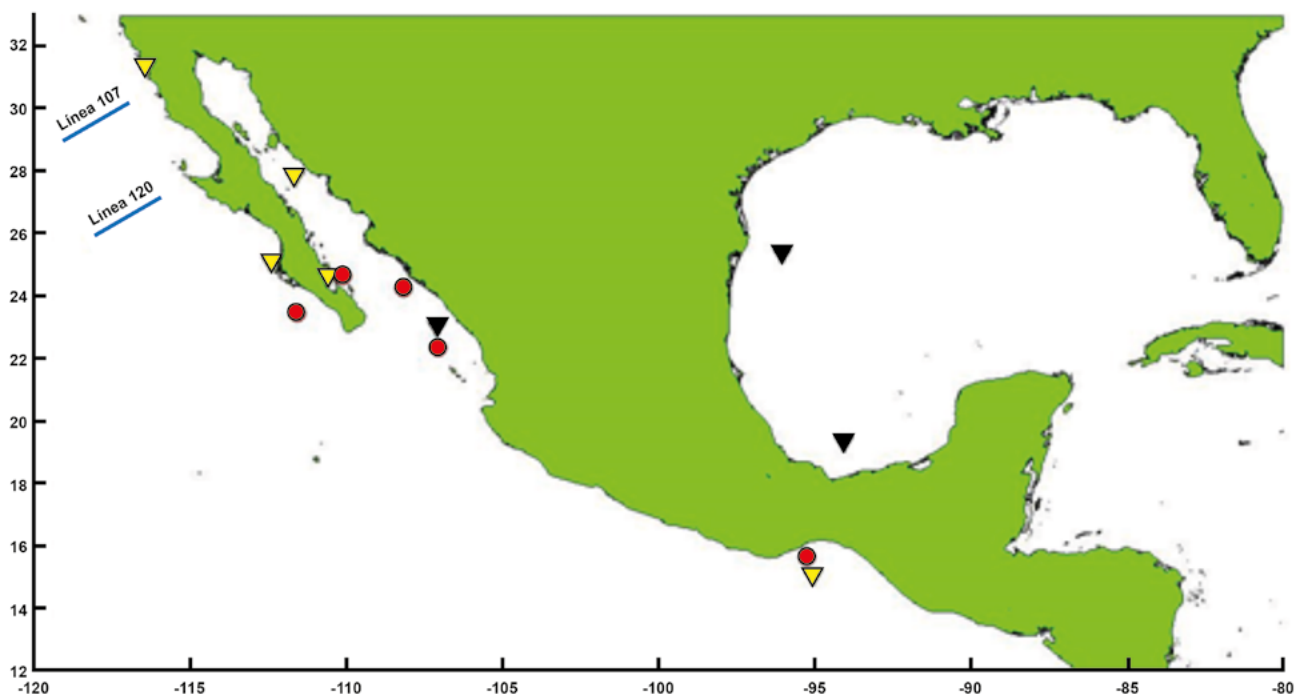


Figura 1. Localización de los sitios con información referida en esta revisión. Los triángulos amarillos indican la ubicación de las trampas de sedimentos de series de tiempo referidas en este estudio, mientras que los triángulos negros señalan la ubicación de trampas con resultados aún no reportados. Los círculos rojos muestran los sitios de donde se obtuvieron núcleos de sedimentos. Las líneas azules indican los transeptos de las líneas 107 y 120 del Programa IMECOCAL.

Sedimentos del margen sur-oeste del Golfo de California

González-Yajimovich (2004) generó perfiles verticales de COP y tasas de acumulación de sedimentos para dos núcleos en Cuenca Alfonso y uno más en Cuenca Pescadero.

Mediciones directas de los flujos con trampas de sedimentos

Trampas de corta duración en el centro del Golfo de California

Lara-Lara *et al.* (2007) midieron el flujo vertical del

COP durante períodos de 11 a 24 días en 1994-1995 en un sitio frente a Guaymas, Sonora. Utilizaron trampas consistentes en un arreglo de tubos de PVC con una superficie de colecta de 0.0054 m², a profundidades de 50, 100 y 200 m. La producción primaria se estimó en nueve estaciones en los alrededores del área, mediante el método de fluorescencia natural.

Trampas de sedimentos de series de tiempo

Se evaluó el flujo de COP en la Cuenca San Lázaro, plataforma continental a lo largo de Bahía Magdalena, BCS (cuenca marginal cubierta por la Corriente de California), con una trampa de sedimentos Technicap PPS-3 (superficie de recolecta de 0.125 m², para más detalles ver Caja 1) anclada a 330m de profundidad, muy dentro de la capa de mínimo oxígeno (Silverberg *et al.*, 2004). Las muestras se recolectaron cada semana, entre agosto y noviembre de 1996 y, después de una interrupción de más de un año, cada 15 días entre diciembre de 1997 y junio de 1998. Los flujos de carbono mostraron agrupaciones distintas en cada uno de los esfuerzos de muestreo. Después del inicio de febrero de 1998, con influencia de las aguas superficiales calientes y la disminución de las surgencias asociada con el evento de El Niño, los flujos cayeron bruscamente.

Para el Golfo de Tehuantepec, Machain-Castillo *et al.* (2009) presentaron resultados del flujo de COP de tres periodos de muestreo, con trampas de sedimento (cruceros oceanográficos a bordo del B/O *El Puma* de la UNAM). En el primer periodo, del 4 de febrero al 24 de junio de 2006, los valores representan dos escenarios oceanográficos: vientos (4 de febrero – 15 de abril) y calma (22 de abril – 24 de junio). Los flujos de COP fueron casi del doble durante el invierno tardío–principio de primavera, que durante el final de la primavera–inicio del verano, coincidiendo los mayores valores con la época de surgencias y alta productividad en la zona, como se aprecia en las imágenes de satélite de temperatura y clorofila-*a*. Durante el segundo periodo (del 9 de septiembre de 2006 al 16 de febrero de 2007), los valores fueron mayores que en los dos escenarios del muestreo anterior y corresponden, predominantemente, a períodos de vientos y surgencias en la región, durante condiciones de El Niño. En el tercer periodo de muestreo (2 de septiembre de 2007 al 17 de febrero de 2008) se obtuvieron los valores más bajos de los tres periodos de muestreo; las condiciones oceanográficas fueron similares a las del periodo

anterior (surgencias mayormente), pero durante un fenómeno de La Niña.

En la Cuenca Guaymas, parte central del Golfo de California, Thunell (1998) estableció un programa de muestreo con una resolución de 15 días, a una profundidad de 500 m, sobre el talud norte de Cuenca Guaymas, con una trampa de sedimentos de series de tiempo no especificada (probablemente del tipo Parflux), que inició en julio de 1990 y finalizó en diciembre de 1996, por lo que incluyó periodos de El Niño de 1991-1992 y La Niña subsecuente.

La Cuenca Alfonso (2002-2011) es un sitio con trampa de series de tiempo, que todavía forma parte de un programa de monitoreo ambiental y continúa ofreciendo mucha información. Se ubica en la Bahía de La Paz, al suroeste del Golfo de California. El periodo de muestreo varió entre 7 y 30 días, a una profundidad de 350 o 300 m.

En el margen continental frente a Ensenada, B.C. se instaló una trampa de sedimentos (Technicap® PPS 3/3) de serie de tiempo, a 100 m del fondo marino y 300 m de profundidad. La ubicación exacta (31° 45' 27" N y 116° 39' 53" W) de este equipo se encontraba, aproximadamente, 25 km al suroeste de esta ciudad. La resolución de colecta (del 1 de abril al 15 de octubre de 2012) fue, en la mayoría de los casos, de 17 días. La resolución y época del año se concibió de esta manera con la finalidad de documentar la influencia de los eventos de surgencias costeras, que alcanzan su máximo nivel generalmente de abril a junio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Flujos verticales de COP reportados para las aguas mexicanas

Los valores del flujo de COP que se encontraron en esta síntesis (Cuadro 1) oscilan entre 454 g C m⁻² a⁻¹ (en el norte del Golfo de California durante el período frío) a 1.19 g C m⁻² a⁻¹ (en Cuenca San Lázaro, durante el evento de El Niño de 1997-1998). Otros flujos grandes (*i.e.* 373 g C m⁻² a⁻¹ frente a la costa de Yucatán en el Golfo de México) provienen de valores de PP_{exp} basados en imágenes satelitales de SEAWIFS y en la modelación de datos de la parte superior de la columna de agua (Álvarez-Borrego, 2007). Sin embargo, otros resultados de la columna de agua que se basan en datos de CalCOFI e IMECOCAL en el Pacífico NE (Hernández-de la Torre *et al.*, 2007), varían más moderadamente entre 22.1 g C m⁻² a⁻¹ frente a San Quintín hasta 48.3 g C m⁻² a⁻¹ en Punta Eugenia.

Cuadro 1. Flujos de carbono orgánico calculado con base en información de la columna de agua. Sitios, métodos, referencias, de PP_{mexa} y PP_{int} calculados y, el porcentaje de la PP que llega a la base de la zona fótica.

Método	Sitio	Período	PPexp zona fótica	g C m ⁻² a ⁻¹	PPint	PPint	%PPexp/ PP _{int}	Todo
Estimaciones PP_{mexa} y PP_{int}								
Imágenes satelitales	Golfo de California	5-6 años		Fría + caliente		Fría + caliente		
Datos oceanográficos históricos	Sur época fría	Promedios	215	Sur	602	Sur	Sur	35.8
Modelación	Sur época caliente		102	153	490	546	28.1	20.7
	Norte época fría		454	Norte	588	Norte	Norte	77.2
	Norte época caliente		102	278	158	373	74.6	64.6
Álvarez-Borrego (2007)		Promedio global	218		460		51.3	49.6
(Origen de los datos de PPint)								
SEAWIFS	Golfo de México							
Hidalgo-González y Álvarez-Borrego (2004)	Parte sureste, frente a Yucatán	7 años	373		434		86.1	
Hidalgo-González <i>et al.</i> (2005)	Parte profunda	Promedios	30.6		109		28.2	
Modelado de datos COADS, CaICOFI, IMECOCAL	Margen Pacífico	1975-2005						
	Línea 107 frente a San Quintín, B.C.							
	Costera	Promedios	28.6		128		22.4	
	Oceánica		22.1		146		15.1	
Hernández-de la Torre <i>et al.</i> (2007)	Línea 120 frente a Punta Eugenia, B.C.S.							
	Costera		44.1		124		35.5	
	Oceánica		48.3		139		34.8	

Las estimaciones hechas con base en las tasas de acumulación de COP, en la parte superior de los núcleos de sedimentos (Cuadro 2), varían entre 3.50, frente a la costa de Mazatlán, y 22.0 g C m⁻² a⁻¹ en el Golfo de Tehuantepec (Sánchez y Carriquiry, 2007; González-Yajimovich, 2004).

Cuadro 2. Datos de los núcleos y de las trampas de sedimentos. Lugares, métodos, referencias, COP medido, COP100, PP, y el porcentaje del PP que representa el COP₁₀₀.

Sitio (Referencia)	Profundidad m	Periodo	COP medido	COP a 100m g C m ⁻² a ⁻¹	PP MODIS (3)	COP100m/PP%
Cima de núcleos						
Frente a Bahía Magdalena (1)	700	~1000 años	6.00	20.9	291	7.20
Frente a Mazatlán (1)	1000	~1000 años	3.50	19.3	202	9.55
Golfo de Tehuantepec (1)	740	~1000 años	22.0	37.1	449	8.26
Cuenca Alfonso (2)	410	~20 años	6.25	19.1	451	4.24
Cuenca Pescadero (2)	600	~20 años	6.80	21.2	209	10.1
Trampas de corto plazo Trampas chicas						
Golfo de California frente a Guaymas (4)	(0.0054 m ²)				(PPint70m)	
otoño 1994	200		9.05	17.3	376	4.60
primavera 1995			27.4	35.7	621	5.75
verano 1995			30.7	38.9	296	13.2
otoño 1995			39.9	48.1	562	8.56
Trampas de serie de tiempo						
Cuenca San Lázaro (5)	Trampa PPS3/3					
promedios					promedio	3.10
22 Ago al 09 Oct 1996	330	8 días	8.36	20.1	2002-17	2.87
10 Oct al 28 Nov		8 días	6.83	18.6		2.16
19 Dic 1997 al 01 Feb 1998		15 días	2.23	14.0	649	1.84
02 Feb al 18 Jun		15 días	0.15	11.9		

Cuadro 2. Datos de los núcleos y de las trampas de sedimentos. Lugares, métodos, referencias, COP medido, COP100, PP, y el porcentaje del PP que representa el COP₁₀₀ (Continuación).

Sitio (Referencia)	Profundidad m	Periodo # días	COP medido	COP a 100m g C m ⁻² a ⁻¹	PP MODIS (3)	COP100m/PP%
margen Pacifico						
Frente a Ensenada (6)	300					
fecha intermedia						
05 abr 2012		10	81.4	92.6	1738	5.33
19 abr		17	96.0	107	2345	4.57
06 mayo		17	72.3	83.5	1357	6.15
23 mayo		17	nd	nd	1762	nd
09 jun		17	52.2	63.4	827	7.67
26 jun		17	11.3	22.5	2221	1.01
13 jul		17	nd	nd	704	nd
30 jul		17	5.8	17.0	757	2.25
16 ago		17	16.4	27.6	421	6.57
02 sep		17	65.7	76.9	277	27.8
19 sep		17	73.4	84.6	265	31.9
06 oct		17	57.3	68.5	347	19.8
Golfo de Tehuantepec (7)						
	Trampa Parflux					
año y mes	450-550	15 días				
2006 febrero	(500)		7.44	21.2	967	2.19
marzo			3.34	17.1	573	2.98
abril			10.0	23.8	524	4.53
mayo			2.36	16.1	223	7.23
junio			9.86	23.6	250	9.45
julio			nd	nd	292	nd
agosto			3.94	17.7	185	6.05
septiembre			3.94	17.7	211	9.55
octubre			7.91	21.7	195	10.3
noviembre			8.74	22.5	434	11.6
diciembre			23.3	37.0	457	8.54

Cuadro 2. Datos de los núcleos y de las trampas de sedimentos. Lugares, métodos, referencias, COP medido, COP100, PP, y el porcentaje del PP que representa el COP¹⁰⁰ (Continuación).

Sitio (Referencia)	Profundidad m	Periodo	COP medido	COP a 100m g C m ⁻² a ⁻¹	PP MODIS (3)	COP100m/PP%
2007 enero			11.2	24.9	570	6.84
febrero			10.5	24.2	352	3.71
marzo			nd	nd	365	nd
abril			nd	nd	653	nd
mayo			nd	nd	319	nd
junio			nd	nd	199	nd
julio			3.49	17.2	160	nd
agosto			nd	nd	150	nd
septiembre			2.49	16.2	163	10.6
octubre			2.44	16.2	227	7.14
noviembre			3.82	17.6	149	5.07
diciembre			nd	nd	678	2.59
2008 enero			6.43	20.2	651	3.48
febrero			3.11	16.9	580	2.90
Cuenca Guaymas (8)					de Alfonso	
1990-1996					2002-17	
Promedios mensuales	500	15 días				
ene			5.49	19.2	660	2.91
feb			6.19	19.9	838	2.38
mar			6.82	20.6	1064	1.93
abr			14.3	28.0	996	2.81
may			7.12	20.9	521	4.01
jun			7.03	20.8	307	6.78
jul			8.79	22.5	210	10.7
ago			7.21	21.0	178	11.8
sep			8.37	22.1	201	11.0
oct			4.93	18.7	345	5.41

Cuadro 2. Datos de los núcleos y de las trampas de sedimentos. Lugares, métodos, referencias, COP medido, COP100, PP, y el porcentaje del PP que representa el COP₁₀₀ (Continuación).

	Sitio (Referencia)	Profundidad m	Periodo	COP medido	COP a 100m g C m ⁻² a ⁻¹	PP MODIS (3)	COP100m/PP%
nov				6.45	20.2	707	2.86
dic				6.81	20.5	621	3.31
	Promedios anuales						
1990				8.25	22.0	451	4.88
1991				5.36	19.1		4.23
1992				7.97	21.7		4.81
1993				4.34	18.1		4.01
1994				7.57	21.3		4.73
1995				13.2	26.9		5.97
1996				7.16	20.9		4.63
	Cuenca Alfonso 2002-2011 (9)	Trampa PPS3/3					
	promedios por mes						
ene		300		17.7	29.6	660	4.49
feb		350		14.4	26.3	838	3.14
mar				14.1	26.0	1064	2.44
abr				14.3	26.2	996	2.63
may				13.1	25.0	521	4.80
jun				16.4	28.2	307	9.21
jul				16.6	28.4	210	13.5
ago				14.9	26.8	178	15.1
sep				22.4	34.2	201	17.0
oct				22.3	34.1	345	9.89
nov				21.6	33.4	707	4.73
dic				26.6	38.4	621	6.19

Cuadro 2. Datos de los núcleos y de las trampas de sedimentos. Lugares, métodos, referencias, COP medido, COP100, PP, y el porcentaje del PP que representa el COP₁₀₀ (Continuación).

Sitio (Referencia)	Profundidad m	Periodo	COP medido	COP a 100m g C m ⁻² a ⁻¹	PP MODIS (3)	COP100m/PP%
promedios por año						
2002			19.2	30.4	298	10.2
2003			17.8	30.6	425	7.19
2004			13.9	29.2	484	6.03
2005			18.0	25.3	408	6.21
2006			19.3	29.4	455	6.47
2007			19.3	30.7	534	5.75
2008			19.4	31.6	592	5.34
2009			7.51	31.6	491	6.44
2010			21.6	19.7	425	4.65
2011			17.5	33.8	480	7.04

Lista de Referencias: (1) Sánchez y Carriquiry (2007), (2) González-Yajimovich (2004), (3) MODIS <https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/mod17.php>, (4) Lara-Lara *et al.* (2007), (5) Silverberg *et al.* (2004), (6) García-Romero (2015), (7) Machain *et al.* (2009) y (8) Thunell (1998).

Los flujos de COP en el Golfo de California, frente a Guaymas, medidos directamente con pequeñas trampas de sedimentos (0.0054 m^2) sobre períodos de 11 a 24 días durante 1994-1995, oscilaron entre $9.10 \text{ gCm}^{-2}\text{a}^{-1}$ en el otoño de 1994, a $39.9 \text{ gCm}^{-2}\text{a}^{-1}$ en el otoño de 1995 (Lara-Lara *et al.*, 2007).

Comparación de los flujos verticales en la base de la zona fótica (COP_{100})

Se sabe que las concentraciones y flujos de COP disminuyen exponencialmente con la profundidad, ya que las fracciones lábiles se consumen o remineralizan progresivamente a medida que se hunden hacia el fondo marino (*i.e.* Martin *et al.*, 1987). Los flujos de exportación de COP descritos anteriormente, se obtuvieron utilizando una variedad de dispositivos de muestreo a diferentes profundidades. Con el fin de comparar adecuadamente la variación de los flujos de un sitio a otro, es posible transformarlos, de modo que permitan indicar cómo habrían sido estos flujos a cierta profundidad. Esto no es fácil de hacerse con precisión, ya que las tasas de descomposición exponencial *in situ* varían de una parte del océano a otra, así como a través del tiempo (Marsay *et al.*, 2015; Armstrong *et al.*, 2002).

Además de los valores de PP_{exp} derivados de la modelación de los parámetros en la columna de agua superior, hasta la base de la zona fótica local, se optó por utilizar la *Curva de Martin* para estimar los flujos de COP y extrapolarlos a una profundidad de 100 m (COP_{100}). Los resultados, Cuadros 1 y 2, proporcionan una comparación más realista entre las diversas áreas marinas de México.

Las estimaciones basadas en las tasas de acumulación de COP en la parte superior de los núcleos de sedimento, una vez extrapoladas a 100 m, varían entre $19.1 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, en Cuenca Alfonso y, $37.1 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ en el Golfo de Tehuantepec.

Los flujos de COP_{100} para las trampas de sedimentos pequeñas en el Golfo de California frente a Guaymas tuvieron en un intervalo de entre $17.3 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ en otoño de 1994, a $48.1 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ en otoño de 1995 (Lara-Lara *et al.*, 2007).

Los datos de la trampa de sedimentos de series de tiempo proporcionaron flujos de COP_{100} que estuvieron entre $107 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, frente a Ensenada a mediados de abril de 2012 (García-Romero, 2015) y $11.9 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ en Cuenca San Lázaro, siendo éste el valor más bajo que se estimó (Silverberg *et al.*, 2004).

En lo siguiente se examinan con más detalle los datos *in extenso* de las trampas de sedimentos de series de tiempo.

Golfo de Tehuantepec

Los flujos de COP_{100} promediaron $20.7 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, con los flujos más bajos, $16.1 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ observados en mayo de 2006 y, el más alto $37.0 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, en diciembre de 2006. La Figura 2 muestra los valores mensuales promedio entre 2006 y 2008. La mayoría de los valores oscilaron entre 15 y $25 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Desafortunadamente, los datos de la trampa de sedimentos disponibles no incluyen los de diciembre de 2007, por lo que no se puede saber si el pico en diciembre de 2006 es un fenómeno estacional.

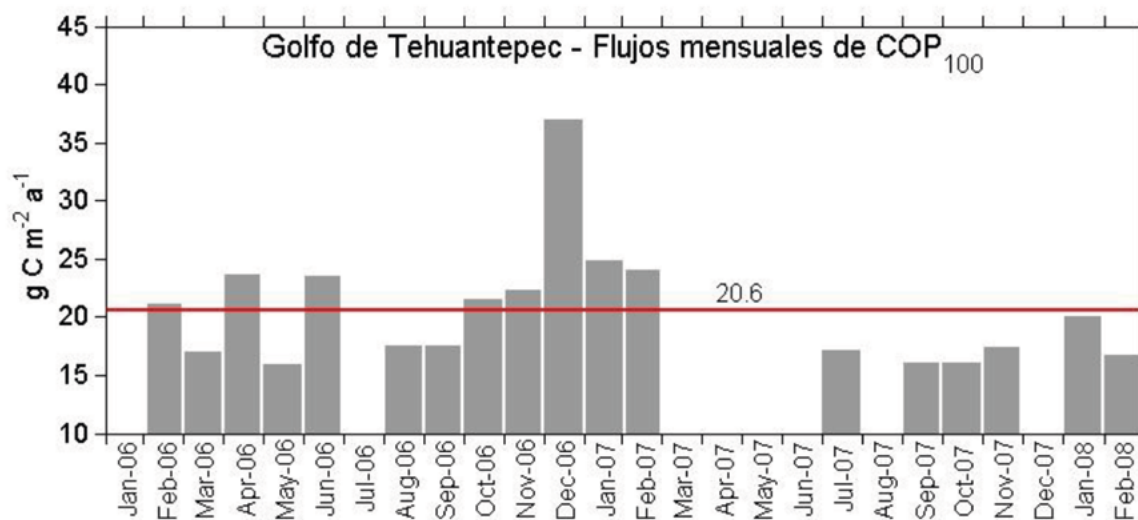


Figura 2. Flujos promedio mensuales de carbono orgánico particulado a una profundidad de 100 m en el Golfo de Tehuantepec de febrero de 2006 a febrero de 2008.

Cuenca Guaymas

Siete años (de 1990 a 1996) de datos de una trampa de sedimentos, instalada a 500 m de profundidad en el talud de esta cuenca, se presentan en términos de los flujos mensuales promedio de COP₁₀₀ (Figura 3, superior), además de los flujos anuales promedios (Figura 3, inferior).

Los flujos de COP₁₀₀ tienden a ser más altos a fines del otoño y principios del invierno, cuando los vientos

del norte más fuertes aumentan la profundidad de la capa de mezcla, e introducen agua subsuperficial rica en nutrientes, mientras que los más bajos ocurren a principios de la primavera.

Los flujos anuales promedio más bajos ocurrieron en 1991 y 1993, posiblemente asociados con el evento ENSO de 1991-92 y la abundancia relativa de diatomeas y cocolitos (Thunell, 1998).

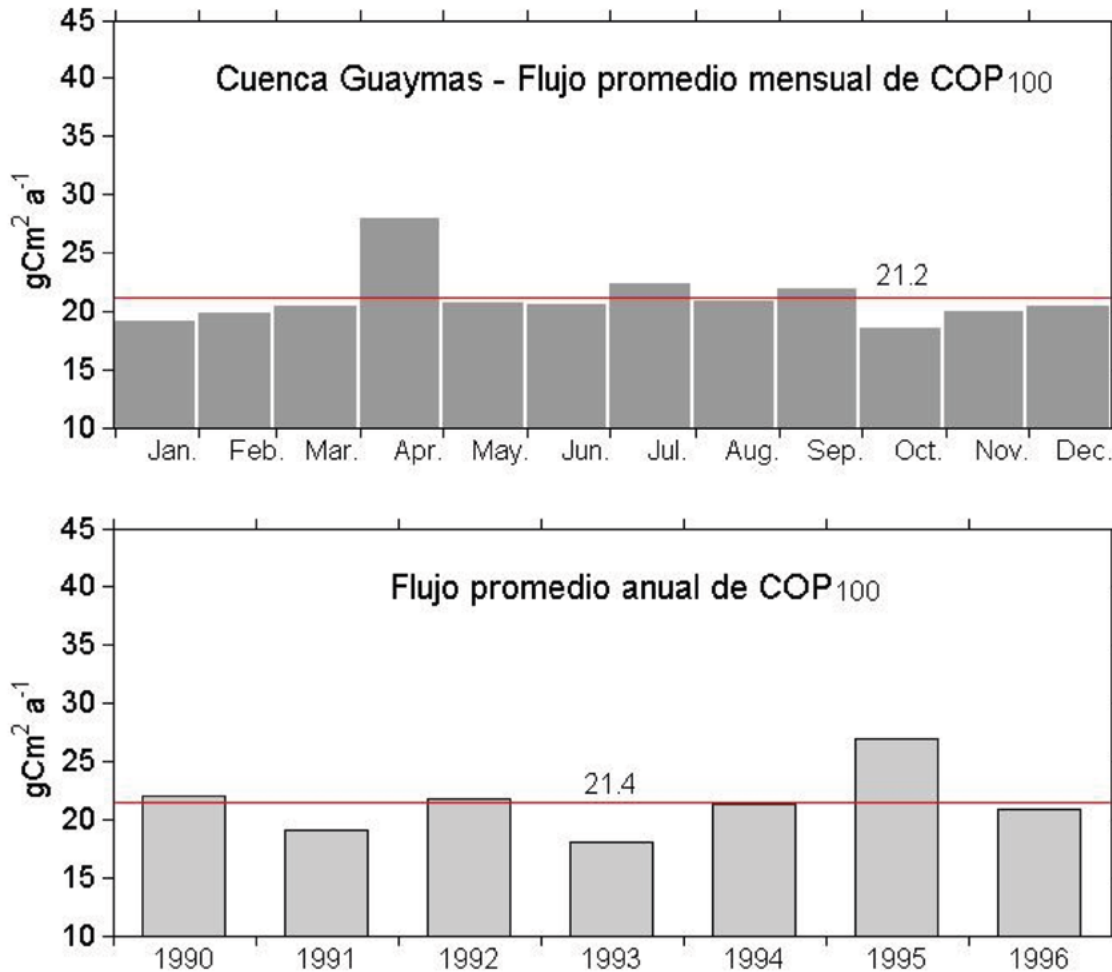


Figura 3. Flujos promedio mensuales y anuales del COP₁₀₀ en Cuenca Guaymas.

Cuenca Alfonso

Los flujos de la trampa de sedimentos se registraron entre 2002 y 2011, con algunos vacíos (Aguirre-Bahena, 2007; Silverberg *et al.*, 2014). Los resultados de las variaciones en el promedio mensual y anual se muestran en la Figura 4, en el panel superior e inferior, respectivamente. Los flujos de COP₁₀₀ son más altos en el otoño y a principios del invierno y más bajos durante

la primavera. Silverberg *et al.* (2014) sugieren que esto está asociado con una capa de mezcla más profunda generada por la presencia de vientos del noroeste más fuertes (y las tormentas y huracanes ocasionales) y una mayor entrada de granos minerales terrígenos que actúan como lastre.

El flujo anual promedio de COP₁₀₀ fluctuó alrededor del flujo promedio general que es de 29.2 g C m⁻² a⁻¹.



Durante 2005, los flujos de casi todos los componentes del material particulado en hundimiento, fueron considerablemente inferiores al promedio. Aún no se conocen las causas de un flujo promedio, incluso, más bajo en 2010, pero la gran ausencia de información en

los meses de flujos normalmente altos durante el otoño e invierno puede haber sido suficiente para sesgar el valor promedio anual hacia los flujos más bajos propios de la primavera y verano.

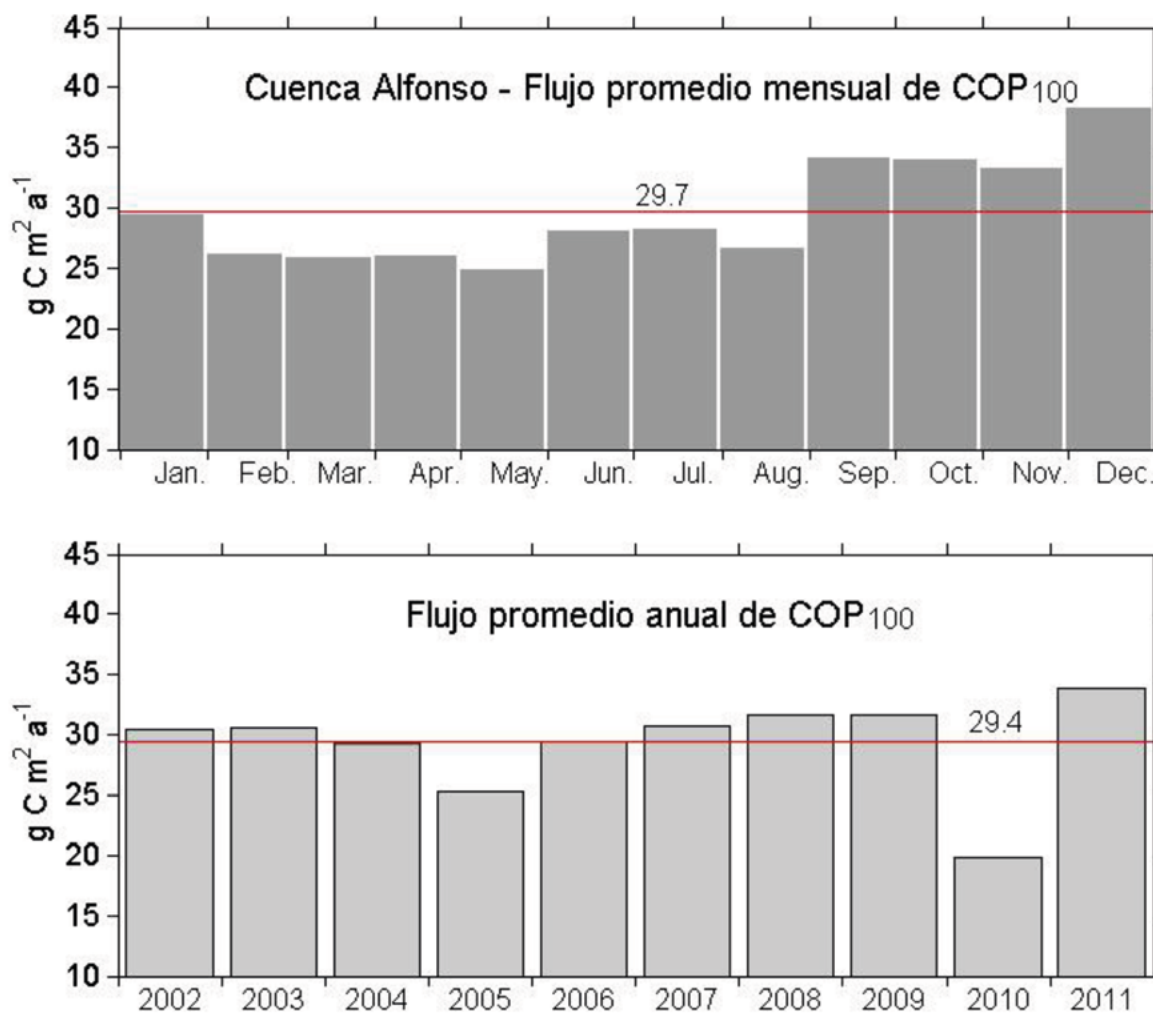


Figura 4. Flujos promedio mensuales y anuales del COP₁₀₀ en Cuenca Alfonso.

Ensenada

El contenido de COP en el material en hundimiento colectado frente a Ensenada mostró una alta variabilidad (García-Romero, 2015). Presentó un valor mínimo de 4.2% y un máximo de 8.3%, con un promedio general de 5.5%. Por otro lado, el flujo mínimo fue de 16 mgC m⁻² d⁻¹ de julio-agosto del 2012, el máximo de 263 mg C m⁻² d⁻¹ en abril del 2012, con un promedio de 146 ± 138 mg C m⁻² d⁻¹. Se observó la misma distribución

que tuvo el FMT, con valores altos en primavera que disminuyen a finales de ésta y durante gran parte del verano, aumentando nuevamente (201 mgC m⁻² d⁻¹) a finales de verano-principios de otoño. En las muestras de la A-3 a la A-6 (mayo-junio del 2012) se observaron flujos bajos de carbono orgánico; sin embargo, el material en hundimiento estuvo enriquecida con COP. En la figura 5 se muestran los valores de los flujos (en g C m⁻²a⁻¹) estimados de COP₁₀₀.

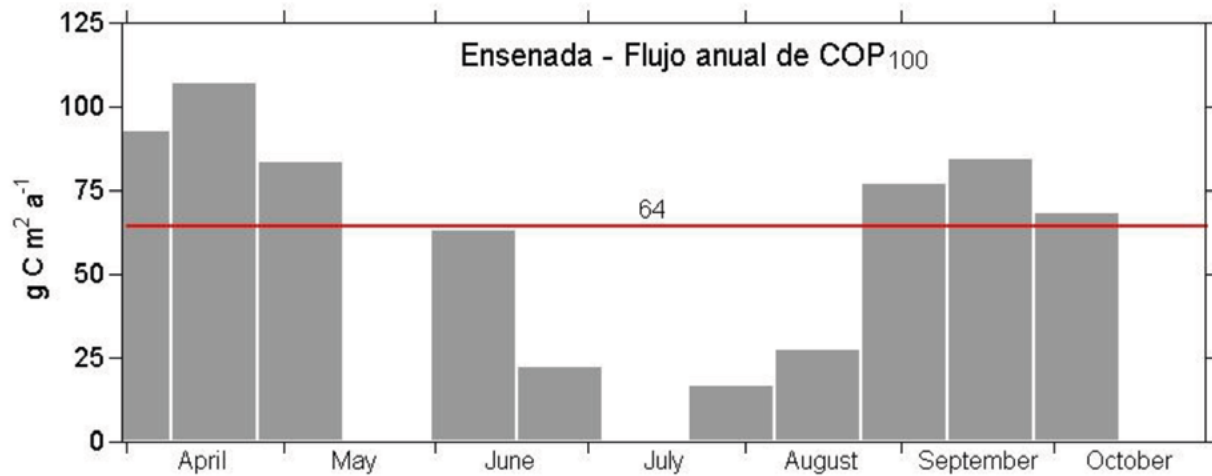


Figura 5. Flujos promedio mensuales de carbono orgánico particulado a una profundidad de 100 m, frente a Ensenada B. C.

Producción primaria y los flujos de exportación de COP

Con el objetivo de comparar la eficiencia de la exportación de COP (equivalente a la *Razón-f*), se calculó la razón entre el COP₁₀₀ y la productividad primaria total (como porcentaje de la PP), con base en la productividad primaria integrada (PP_{int}), cuando estuvo disponible, derivada de la modelación de observaciones *in situ* o de algoritmos de imágenes satelitales (MODIS) para cada sitio. En caso de ausencia de datos (antes de MODIS), se eligió, arbitrariamente, el promedio general de los valores de PP de MODIS disponibles durante un período de 15 años, desde 2002 a 2017, con la confianza de que este período es suficientemente largo para incorporar la variación tanto anual como decenal.

Los resultados de los cálculos se presentan en los Cuadros 1 y 2. La eficiencia del flujo de exportación parece ser anormalmente alto entre los valores obtenidos con la modelación de la PP_{int} y PP_{exp} en la columna de agua en el norte del Golfo de California (~75%) y en la costa SE de Yucatán (~86%), Golfo de México. En el Pacífico NE, las eficiencias más altas fueron solo alrededor del 35%.

La eficiencia de flujo de exportación calculada a partir de la recuperación directa de la materia

particulada en hundimiento en los núcleos, o trampas de sedimentos, muestran valores mucho más bajos (Cuadro 2). Excepto por picos ocasionales en la fracción del flujo de COP₁₀₀ relativo a la PP; por ejemplo: 13.2% en el verano de 1995 en Cuenca Guaymas; de 20 a 32% en septiembre-octubre de 2012 frente a Ensenada; de 10.3 a 11.6% en octubre-noviembre de 2006 y 10.6% en septiembre de 2007 en el Golfo de Tehuantepec; entre 10.7 y 11.8% durante el período de julio a septiembre en Cuenca Guaymas (utilizando los valores promedio mensuales de PP de Cuenca Alfonso) y para Cuenca Alfonso, 13.5-17.0% durante el período de julio a septiembre. Todas las demás estimaciones a menudo están muy por debajo del 10%, con una media general de $6.91 \pm 5.14\%$.

Cuando todas las eficiencias se representan en la misma gráfica (Figura 6), es evidente que la proporción de COP producida durante la fotosíntesis que alcanza las aguas subsuperficiales, aumenta dramáticamente cuando la PP es menor a $500 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Parecería que cuando las presas son más abundantes, la mayoría de la materia orgánica se consume o se remineraliza dentro de la zona fótica (PP regenerada). Esto puede optimizarse por una población más diversa y abundante de zooplancton y consumidores microbianos.

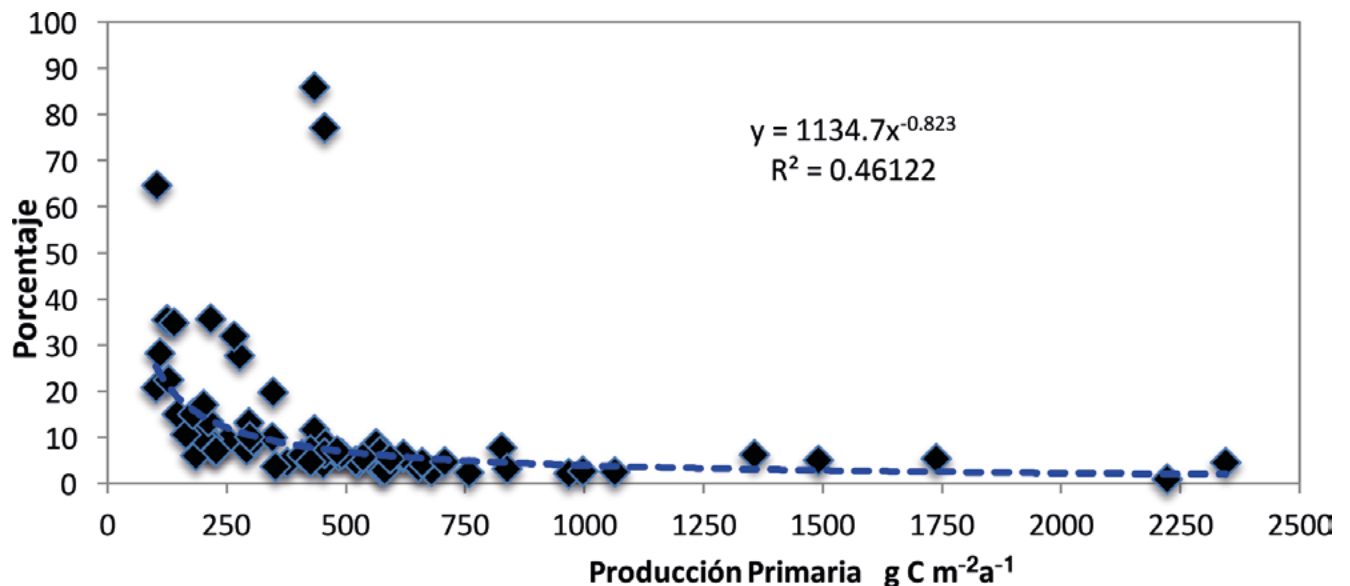


Figura 6. Porcentaje de la productividad primaria exportada hasta 100 m de profundidad por el COP, en función de la tasa de la PP.

SIGUIENTE PASOS

Este capítulo presenta el estado del conocimiento actual sobre la producción exportada de carbono orgánico particulado en ecosistemas marinos de México. Sobresale la existencia de una tendencia general, en la que la exportación de COP desde la capa superficial de los mares de México es generalmente >10% de la PP y se describe cómo, cuándo y, en dónde, ocurre una exportación más intensa. El número de sitios con mediciones completas es muy bajo, dada la gran área del territorio marino mexicano.

Se sabe de la existencia de muestras de una trampa de sedimentos de series de tiempo instalada en la boca del Golfo de California, pero se desconoce si los resultados del COP estarán disponibles. Del mismo modo, se han obtenido muestras de trampa en dos sitios en el Golfo de México y se espera que los resultados aparezcan pronto en la literatura. Se requiere de mayor financiamiento para apoyar estudios de investigación multidisciplinarios y para ampliar el número de sitios de muestreo, lo que sin duda ayudaría a complementar el panorama.

Al entender cómo el cambio climático puede influir en la ecología marina de los mares mexicanos, vale la pena recordar que las tasas del flujo de COP representan sólo uno de los muchos parámetros que pueden y que, de hecho, se han medido sólo en algunos sitios. Entre muchos otros posibles datos ecológicos que pueden extraerse del material recolectado por las

trampas de sedimentos, están: las razones C/N, sus isótopos estables, abundancia relativa de las partes duras del fitoplancton y zooplancton identificables, las pelotillas fecales de rápido hundimiento producidas por el zooplancton y los peces, así como la composición y abundancia relativa de material terrígeno. Aún se está muy lejos de comprender los mecanismos que influyen en cómo estos parámetros cambian con la profundidad del mar y la importancia relativa de los cambios que ocurren dentro de la *Zona Crepuscular* (Twilight Zone) del océano (*i.e.* Buesseler *et al.*, 2007).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La transferencia de carbono orgánico particulado fuera de la capa superficial del mar en aguas mexicanas se ha obtenido en varias áreas de estudio, a través de diversas tecnologías. En general, los flujos verticales se miden usando los parámetros de la columna de agua hasta la base de la zona fótica conocida; el promedio fue de 142 g C m⁻² a⁻¹ y oscilaron entre 454 y 0.15 g C m⁻² a⁻¹. Para la parte superior de los núcleos de sedimento y las trampas de sedimentos, el promedio fue de 16.5 g C m⁻² a⁻¹ y osciló entre 0.15 y 96.0 g C m⁻² a⁻¹.

Para proporcionar alguna base para la intercomparación, las mediciones de las trampas de sedimentos y la parte superficial de los núcleos se han extrapolado a una profundidad arbitraria de 100 m, para representar una base común de la zona fótica. Estos flujos tienen un promedio estimado de 29.2 g

C m² a⁻¹ con un intervalo entre 11.9 y 107 g C m⁻² a⁻¹. Finalmente, la proporción de la PP que alcanzó hasta el océano subsuperficial, sigue una curva de función de potencia, con valores que crecen rápidamente cuando la PP disminuye por debajo de los 500 g C m⁻² a⁻¹.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Dr. Eduardo González R. y al M.C Alejandro Ramos R. por su ayuda en la obtención y tratamiento de datos satelitales históricos de productividad primaria. Asimismo, se agradece la ayuda de la Biól. Mar. Nathalia Todasky U., en la búsqueda de información y la generación de figuras.

LITERATURA CITADA

- Aguirre-Bahena, F. 2007. Cambios temporales en los componentes y los flujos de la materia en hundimiento en Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, durante el periodo 2002–2005. Tesis Doctoral. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN. 104 p.
- Álvarez-Borrego, S. 2007. Flujos de carbono en los golfos de California y México. *En*: B. Hernández-de la Torre y G. Gaxiola-Castro (Comps.) Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. pp. 337-354.
- Archer, D., 2003. Biological fluxes in the ocean and atmospheric pCO₂. *In*: H. Elderfield (ed.). Treatise on Geochemistry, Volume 6. The Oceans and Marine Geochemistry. pp. 275-292.
- Armstrong, R. A., C. Lee, J. I. Hedges, S. Honjo and S. G. Wake-man. 2002. A new, mechanistic model for organic carbon fluxes in the ocean based on the quantitative association of POC with ballast minerals. *Deep-Sea Research II* 49:219-236.
- Buesseler, K. O., C. H. Lamborg, P. W. Boyd, P. J. Lam, T. W. Trull, R. R. Bidigare, J. K. B. Bishop, K. L. Casciotti, F. Dehairs, M. Elskens, M. Honda, D. M. Karl, D. A. Siegel, M. V. Silver, D. K. Steinberg, J. Valdes, B. Van Mooy and S. Wilson. 2007. Revisiting carbon flux through the ocean's twilight zone. *Science* 316:567-570.
- Canadell, J. G., C. Le Quéré, G. Peter, R. Andrew, R. B. Friedlingstein, R. B. Jackson and T. Ilyina. 2018. The global carbon budget. *In*: WMO Statement on the state of the global climate in 2017. WMO No. 1212, https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=4453.
- Dugdale, R. C. and J. J. Goering. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography* 12:196–206.
- Emerson, S., S. Meking and J. Abell. 2001 The nutrient pump in the North Pacific ocean: Nutrient sources, Redfield ratios and recent changes. *Global Biogeochem. Cycles* 15:535-554.
- Eppley, R. W. and B. J. Peterson. 1979. Particulate organic matter flux and planktonic new production in the deep ocean. *Nature* 282:677–680.
- García-Romero, F. de J. 2015. Contribución al flujo de carbonato de calcio de cocolitóforos y foraminíferos planctónicos frente a la costa de Ensenada, B.C. Tesis de Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos, CICIMAR-IPN. 77 p.
- González-Yajimovich, O. E. 2004. Holocene sedimentation in the southern Gulf of California and its climatic implications. Doctoral Dissertation, University Southern California. 230 p.
- Hernández-de la Torre, B., G. Gaxiola-Castro, G. Alvarez-Borrego y R. Aguirre-Gómez. 2007. Variabilidad Interannual de la producción nueva (1970-2005) frente a Baja California en relación a la oscilación decadal del Pacífico. *En*: Hernández-de la Torre, B. y G. Gaxiola-Castro (Comps.) Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. pp 319-334.
- Hidalgo-González, R. M. y S. Alvarez-Borrego. 2004. Total and new production in the Gulf of California estimated from ocean color data from the satellite sensor SeaWiFS. *Deep-Sea Res. II* 51:739–752.
- Hidalgo-González, R. M., S. Alvarez-Borrego, C. Fuentes-Yaco and T. Platt. 2005. Satellite-derived total and new production in the Gulf of Mexico. *Ind. J. Mar. Sci.* 34:408-417.
- Lara-Lara, J. R., García-Pámanes J. y Bazán-Guzmán C. 2007. Flujo vertical de materia orgánica particulada en la región central del Golfo de California, Capítulo 26. *En*: Hernández-de la Torre, B. y G. Gaxiola-Castro (Comps.) Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. pp. 383-395.
- Le Quéré, C., R. M. Andrew, P. Friedlingstein, S. Sitch, J. Pongratz, A. C. Manning, J. I. Korsbakken, G. P. Peters, J. G. Canadell, R. B. Jackson, T. A. Boden, P. P. Tans, O. D. Andrews, V. K. Arora, D. C. E. Bakker, L. Barbero, M. Becker, R. A. Betts, L. Bopp, F. Chevallier, L. P. Chini, P. Ciais, C. E. Cosca, J. Cross, K. Currie, T. Gasser, I. Harris, J. Hauck, V. Haverd, R. A. Houghton, C. W. Hunt, G. Hurtt, T. Ilyina, A. K. Jain, E. Kato, M. Kautz, R. F. Keeling, K. K. Goldewijk, A. Körtzinger, P. Landschützer, N. Lefèvre, A. Lenton, S. Lienert, I. Lima, D. Lombardozzi, N. Metzl, F. Millero, P. Monteiro, D. R. Munro, J. EMS. Nabel, S. Nakaoka, Y. Nojiri, X. A. Padin, A. Peregon, B. Pfeil, D. Pierrot, B. Poulter, G. Rehder, J. Reimer, C. Rödenbeck, J. Schwinger, R. Séférian, I. Skjelvan, B. D. Stocker, H. Tian, B. Tilbrook, I. T van der Laan-Luijkx, G. R van der Werf, S. van Heuven, N. Viovy, N. Vuichard, A. P Walker, A. J. Watson, A. J. Wiltshire, S. Zaehle and D. Zhu. 2018. Global Carbon Budget 2017. *Earth Syst. Sci. Data* 10:405-448.
- Machain-Castillo, M. L., F. Nava-Fernández, R. Gío-Argáez, R. Thunell, E. Tappa, G. González-Chávez y L. B. Cuesta-Castillo. 2009. Flujos de masa total y carbono en el golfo de Tehuantepec asociados a surgencias durante el período de febrero de 2006 a febrero de 2007. Cartel: Primer Simposio Internacional



del Carbono en México. INE and PMC. Ensenada, B C. 7-9 octubre.

- Marsay, C. M., R. J. Sanders, S. A. Henson, K. Pabortsava, E. P. Achterberg and R. S. Lampitt. 2015. Attenuation of sinking particulate organic carbon flux through the mesopelagic ocean. *Proc. of the Nat. Acad. Sci.* 112:1089-1094.
- Martin, J., G. Knauer, D. Karl and W. Broenkow. 1987. VERTEX: carbon cycling in the northeast Pacific. *Deep Sea Res. Part A* 34:267–286.
- Ridgwell, A. and R. E. Zeebe. 2005. The role of the global carbonate cycle in the regulation and evolution of the Earth system. *Earth Planet. Sci. Lett.* 294:299–315.
- Sánchez, A. y J. Carriquiry . 2007. Flujos de carbono orgánico sedimentario a lo largo del margen continental del Pacífico nororiental Mexicano en los últimos 50 000 años. *In: Hernández-de la Torre, B. y G. Gaxiola-Castro (Comps.) Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México* pp. 427-436.
- Silverberg, N., A. Martínez-Lopez, S. Agúñiga, J. D. Carriquiry, N. Romero, E. Choumiline and S. Soledad-Cota. 2004. Contrasts in sedimentation flux below the southern California Current between late 1996 and during the El Niño event of 1997-98. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59:575-587.
- Silverberg, N., F. Aguirre-Bahena and A. Mucci. 2014. Time-series measurements of settling particulate material in Alfonso Basin, La Paz Bay, southwestern Gulf of California. *Continental Shelf Research* 84:168-187.
- Thunell, R. C. 1998. Seasonal and annual variability in particle fluxes in the Gulf of California: A response to climate forcing. *Deep Sea Res.* 45:2059–2083.

Capítulo 4

ACIDIFICACIÓN DE LOS MARES MEXICANOS

Coordinador

J. Martín Hernández-Ayón¹

Colaboradores

**Cecilia Chapa-Balcorta³, Norma Oliva-Mendez¹, Ramón Sosa-Ávalos⁴,
T. Leticia Espinosa-Carreón⁴, Margarita Caso⁹, Ma. Carmen Ávila-Lopez¹,
Carlos Orión Norzagaray-López¹, Rodrigo Beas², J. Rubén Lara-Lara⁶,
Amilcar Cupul-Magaña⁷, Alma Paola Rodríguez-Troncoso⁷, Ana Franco Nobela²,
Gabriela Cervantes-Díaz² y Andrés López-Pérez⁸**

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

³Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

⁴Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, *Campus* El Naranjo, Universidad de Colima, Manzanillo, Colima, México.

⁵Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Sinaloa, Instituto Politécnico Nacional, Guasave, Sinaloa, México.

⁶Departamento de Oceanografía Biológica, CICESE, Ensenada, Baja California, México.

⁷Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, Jalisco, México.

⁸Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México.

⁹Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Ciudad de México, México.

INTRODUCCIÓN

El problema de la acidificación del océano forma parte de la agenda científica nacional del país y atiende los compromisos nacionales e internacionales de México como parte de la Estrategia Nacional de Cambio Climático y los compromisos contraídos por México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC). Se resalta que el cambio climático ocasionado por las actividades antropogénicas, causará grandes cambios en la química del mar (disminución del pH; ver Caja 1), la productividad marina, el incremento de zonas del mínimo de oxígeno, efectos en la distribución de recursos biológicos y que, a su vez, afectarán el intercambio de CO₂ entre la atmósfera y el océano.

El océano actúa regulando el clima de la Tierra mediante un continuo intercambio de calor y gases de efecto invernadero con la atmósfera. Debido al incremento de los aportes de CO₂ atmosférico por el aumento de emisiones antropogénicas a partir de la

revolución industrial (IPCC, 2007), el ciclo del carbono se ha visto desbalanceado a escala global, adquiriendo el océano un papel importante como regulador en las variaciones del CO₂ antropogénico. El impacto del CO₂ antropogénico en el cambio climático global depende, entre otras cosas, de la capacidad del océano y los ecosistemas costeros para absorber y secuestrar el CO₂. La captura del CO₂ atmosférico por parte de los océanos, se encuentra mediada principalmente por la bomba biológica y la circulación oceánica (bomba física o de solubilidad) (Broecker y Peng, 1992). Estos mecanismos hacen que el intercambio de CO₂ con la atmósfera a lo largo del océano y los ecosistemas costeros, no sea de manera uniforme, por lo que existe gran variabilidad espacial y temporal. Por tanto, la variabilidad intrínseca de los sistemas litorales requiere de una amplia base de datos que permita establecer cuáles son los principales factores que modelan el ciclo en estas zonas, con la finalidad de entender el comportamiento del sistema de CO₂ y sus efectos en el océano global y sus ecosistemas costeros.



LA ACIDIFICACIÓN DEL OCÉANO

En los últimos ~250 años, la superficie de los océanos ha absorbido un tercio del total de las emisiones de CO₂ antropogénico de la atmósfera, lo que equivale a más de 550 billones de toneladas (Canadell *et al.*, 2007). Esta absorción de CO₂ por el océano, ha reducido la acumulación de gases de efecto invernadero

en la atmósfera y amortigua también los efectos del cambio climático (IPCC, 2007). Sin embargo, cuando el CO₂ entra en contacto con el agua de mar, reacciona para formar ácido carbónico (CO₂ + H₂O ↔ H₂CO₃) y, cuando el CO₂ antropogénico es absorbido por el agua de mar, el pH disminuye y a este proceso se le conoce como *acidificación de los océanos* (Caldeira y Wickett, 2003

Caja 1. Acidificación del Océano

El CO₂ atmosférico reacciona con el agua para formar ácido carbónico cuando se disuelve en el océano (CO₂ + H₂O ↔ H₂CO₃) y cuando el CO₂ antropogénico es absorbido por el agua de mar, el pH disminuye y este proceso es conocido como *acidificación de los océanos* (Caldeira y Wickett, 2003). Se ha reportado que la absorción continua de CO₂ antropogénico por las aguas superficiales de los océanos, las han vuelto paulatinamente corrosivas para estructuras de exoesqueletos de carbonato de calcio de organismos marinos. El término *corrosivo*, se refiere a la disminución del pH en el océano, lo cual puede disolver estructuras carbonatadas, proceso que ocurre ampliamente a grandes profundidades en los océanos, principalmente debido a la presión y bajo pH; esas condiciones disminuyen el estado de saturación del agua de mar con respecto a alguna forma mineral del carbonato de calcio (aragonita, calcita, calcita magnesiana), indicador relacionado con la facilidad para que se precipiten estos minerales (Broecker y Peng, 1992; Smith, 2013).

El ácido carbónico consume iones de carbonato (CO₃²⁻), ya sea por reacción directa (H₂CO₃ + CO₃²⁻ ↔ 2HCO₃⁻) o a través de la liberación de protones. La saturación de carbonato de calcio, como Omega calcita (Ω_{calc}) y Omega aragonita (Ω_{arag}), es función de la concentración de CO₃²⁻, calcio (Ca²⁺) y la temperatura mediante el producto de solubilidad, el cual es dependiente de la presión, K_{ps}* (Ω = [Ca²⁺] [CO₃²⁻] / K_{ps}*) (Mucci, 1983). Dado que el calcio es 28 veces más abundante que el carbonato en el agua de mar, los estados de saturación de aragonita y calcita responden directamente a los cambios de la disponibilidad del ión CO₃²⁻, de modo que, si el océano absorbe más CO₂, al disminuir el pH, el Ω_{arag} y Ω_{calc} también disminuirán (ver Caja 2). También, los valores de Ω = 1, indican que los minerales de carbonato están saturados; por un

lado, cuando el Ω > 1, favorece las condiciones para que ocurra el proceso de precipitación o la preservación de minerales de carbonato. Mientras que cuando el Ω < 1, se favorece la disolución. Si el estado de saturación de aragonita y calcita disminuye, se esperan mayores retos fisiológicos en los organismos calcificadores (Fabry *et al.*, 2008; Guinotte y Fabry, 2008). En este aspecto de la saturación, se utiliza el término *corrosivo* para referirse a los efectos de las condiciones del estado de baja saturación que resultan de factores como: 1) la absorción oceánica de CO₂ antropogénico; 2) el incremento de CO₂ en zonas costeras producto de procesos naturales de respiración y 3) el aporte de agua subsuperficial con alto contenido de CO₂ debido a los procesos de surgencias costeras.

Caja 2. Acidificación del Océano



El Estado de Saturación

$$\Omega_{\text{aragonita}} = [\text{Ca}^{+2}] [\text{CO}_3^{-2}] / K_{ps \text{ arag}}$$

$$\Omega_{\text{calcita}} = [\text{Ca}^{+2}] [\text{CO}_3^{-2}] / K_{ps \text{ cal}}$$

$\Omega \gg 1$ Organismos pueden construir "mas fácilmente" su concha

$\Omega > 1$ Organismos pueden construir concha

$\Omega < 1$ Las conchas "se disuelven"

Concha de Ostiones adultos
—Formado de Calcita—Difícil disolverse



Concha de larvas de Ostión
—Formado de Aragonita—Fácil de disolverse



Figura C2.1. Los estados de saturación de aragonita y calcita responden directamente con los cambios de la concentración de CO_3^{2-} , de modo que si el océano absorbe más CO_2 , el Ω_{arag} y Ω_{calc} disminuirán.

Crédito de las imágenes de ostión: L. Degremont, IFREMER y Huitre creuse.

Partiendo del inicio de la era industrial hasta el presente, el pH de las aguas superficiales del océano ha disminuido 0.1 unidades, que equivale a un aumento global de ~30% en la concentración de iones hidrógeno. Sin embargo, se prevé que disminuya de 0.3 a 0.4 unidades hacia finales de este siglo (Doney *et al.*, 2009; Feely *et al.*, 2004; Steinacher *et al.*, 2009). Otra forma de ver esto, es en términos de la reducción porcentual de la concentración de iones carbonato (CO_3^{2-}): de acuerdo con los datos y escenarios, en el año 2000 las concentraciones de carbonatos disminuyeron ~13% con respecto a los valores pre-industriales y se espera que disminuyan ~ 26% para el 2030, ~33% en 2050

y, ~50% en 2100 (Wolf-Gladrow *et al.*, 1999). Las extrapolaciones para regiones oceánicas con modelos del ciclo del carbono marino, sugieren que las aguas subsaturadas serán cada vez más someras y que esto afectará los hábitats de importantes pesquerías y de diversas comunidades en las próximas décadas (Feely *et al.*, 2004; Orr *et al.*, 2005). En el 2007 se reportó, por vez primera, la presencia de aguas corrosivas en la plataforma continental desde Canadá, hasta Baja California, México (ver Caja 3). En dicho estudio, se observó la presencia de aguas corrosivas sobre la plataforma continental entre 40-120 m durante eventos de surgencia.

Caja 3. Primera Evidencia de la presencia de *aguas corrosivas* sobre la plataforma continental desde Canadá hasta Baja California México



North American Carbon Program

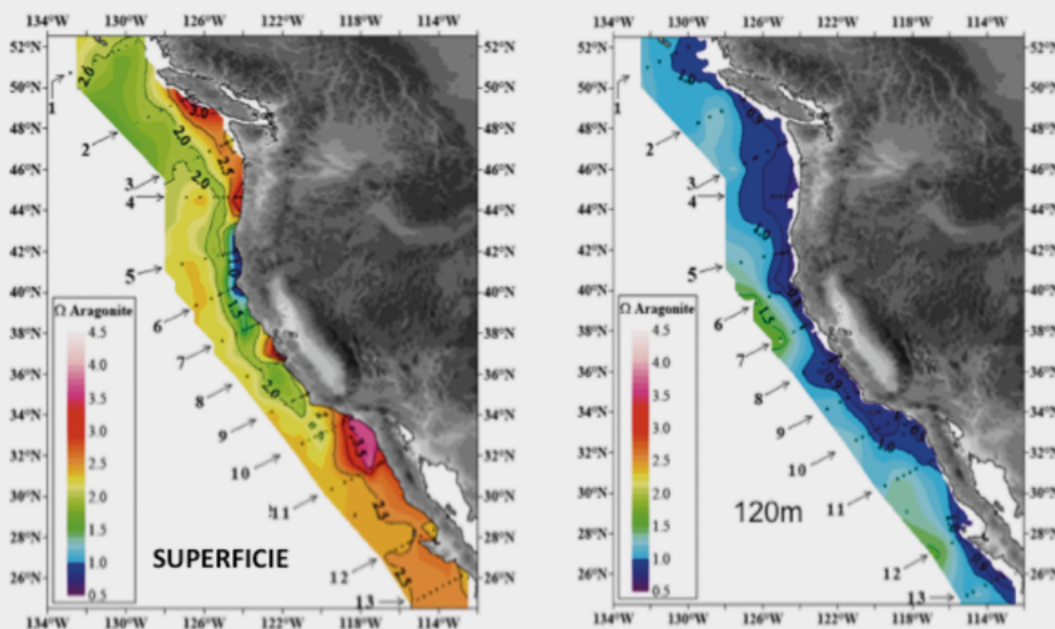


Figura C3.1. Distribución espacial de la profundidad (m) del agua corrosiva con valor de $\text{pH}=7.6$ a lo largo de la plataforma continental de las costas de Norte América. Observar los valores bajos a menor profundidad cerca de las costas. El término “corrosivo” para referirse a los efectos de las condiciones de estado de baja saturación que resultan de factores como: 1) la absorción oceánica de CO_2 antropogénico; 2) el incremento de CO_2 en zonas costeras producto de procesos naturales de respiración y 3) el aporte de agua subsuperficial con alto contenido de CO_2 debido a los procesos de surgencias costeras (Feely *et al.*, 2008).

ACIDIFICACIÓN DEL OCÉANO EN LAS COSTAS DE BAJA CALIFORNIA

En un estudio realizado por Feely *et al.* (2008), reportaron valores de pH de hasta 7.6 cerca de la superficie en las costas del Pacífico Norte Oriental, producto del transporte por surgencias. Los valores de pH bajos se detectaron desde Canadá hasta el sur de la Península de Baja California en México. Lo relevante de este hallazgo, fue que los valores presentaron diferencias negativas de hasta 0.5 unidades de pH con respecto al pH de aguas superficiales y que dichos valores fueron la primera evidencia de la presencia de aguas corrosivas no solo en Canadá y EUA, sino también en costas mexicanas (ver Caja 3). En el caso particular de Baja California, el agua subsaturada se observó entre 50 y 70 m durante un crucero oceanográfico realizado en

junio del 2007 durante eventos de surgencia (Figura 1). Este resultado no fue una buena noticia, dado que esta condición se pronosticaba que ocurriría hasta dentro de 50 años (Feely *et al.*, 2008). Sin embargo, es importante mencionar que se desconoce el impacto que estas aguas pudieran causar en organismos que forman estructuras carbonatadas en las costas de Baja California. El origen de aguas corrosivas, se explica debido al efecto de la absorción del CO_2 de origen antropogénico y/o, aunado al incremento de CO_2 en el agua que ocurre durante los procesos naturales de respiración de la materia orgánica. Se ha reportado que la absorción continua de CO_2 antropogénico por las aguas superficiales de los océanos, las han vuelto paulatinamente corrosivas para estructuras de exoesqueletos de carbonato de calcio de organismos marinos.

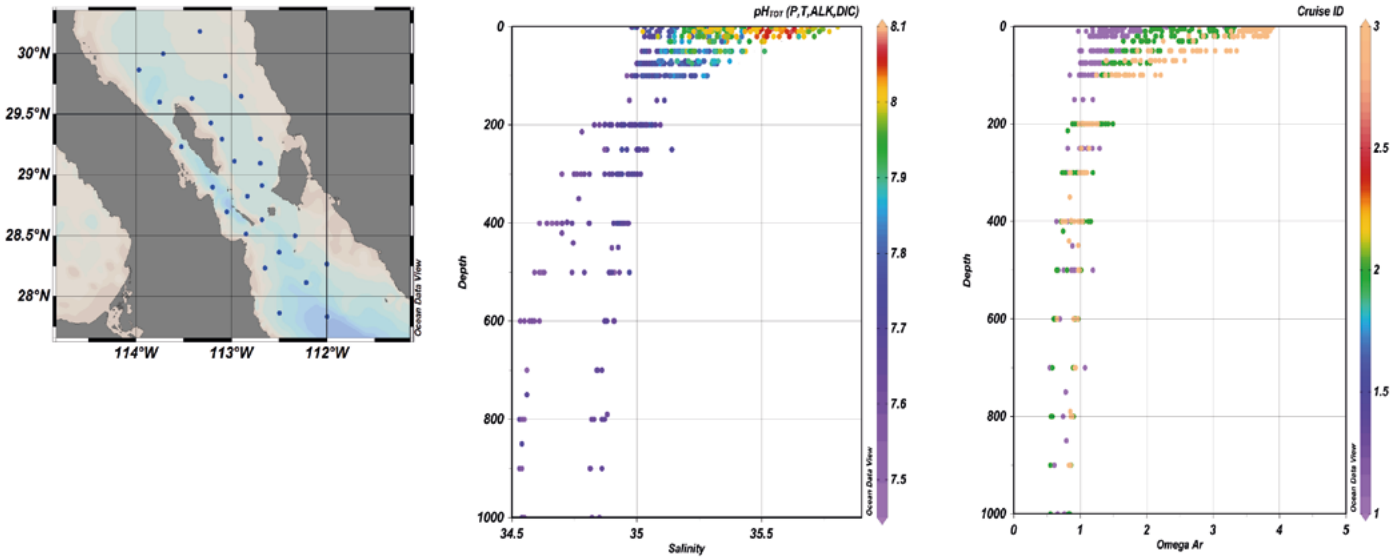


Figura 1. Distribución vertical del Omega Aragonita a lo largo de las costas de Baja California. Se puede observar que el agua corrosiva varió entre ~50 a 70 m sobre la plataforma continental.

GOLFO DE CALIFORNIA: REGIÓN DE LOS UMBRALES

Las áreas que se comportan como fuentes de CO₂ están asociadas a zonas de surgencias o zonas de alta mezcla. Este último es el caso de la Región de las Grandes Islas (RGI) en el Golfo de California (GC), por lo cual dicha zona ha sido considerada como una fuente potencial de CO₂ hacia la atmósfera (Zirino *et al.*, 1997; Hidalgo-González *et al.*, 1997). Sin embargo, los estudios referentes al sistema del CO₂ en el GC son escasos. En la RGI existe no solo un transporte de carbono, sino que también de nutrientes y metales del fondo hacia la superficie (Gaxiola-Castro *et al.*, 1978; Torres-Delgado *et al.*, 2013; Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2001). Este aporte de nutrientes es constante y es modulado quincenalmente por las mareas (Hidalgo-González *et al.*, 1997), pero adicionalmente existe un efecto combinado de las corrientes de marea y la batimetría, principalmente entre los estrechos de las islas y los umbrales lo cual produce zonas frías visibles claramente en imágenes de satélite (Santamaria-del Angel *et al.*, 1994).

Un estudio de las fracciones de masa en tres estaciones en verano de la RGI concluyó que en un 80% la distribución CID podría ser explicado

mediante mezcla vertical y por tanto que los procesos físicos en la RGI tienen un papel muy importante en el control y distribución de las concentraciones de las variables físicas y químicas (Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2001; Hernández-Ayón *et al.*, 2013). En un estudio detallado realizado en el 2002, 2003 y 2004 de las variables químicas del carbono se encontró que el Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) es la principal fuente de CID (carbono inorgánico disuelto) a la capa superficial (Figura 2). Se encontró que en invierno la ASsSt al traspasar la región de los umbrales y mezclarse con el AGC (agua del Golfo de California) en el Canal de Ballenas y modifica sus características físico-químicas a profundidades superiores a los 400 m resultando en una disminución de pH ~7.7 y Ω_{arag} con valores cercanos a 1, pero hacia la época más cálida el volumen del agua del Golfo de California se incrementa y va limitando el transporte de agua subsuperficial rica en CO₂ del ASsSt y nutrientes hacia la superficie hacia el verano. Se registraron valores de pH fluctuando de 7.75 a 7.95, pCO₂ (presión parcial de CO₂) de 600 a 900 μatm y CID ~2160 a 2225 $\mu\text{mol kg}^{-1}$. En general, las aguas superficiales de la RGI se encontraron saturadas con CO₂, indicando que la región de los Umbrales se comportó como una fuente de CO₂ hacia la atmósfera principalmente en condiciones de invierno.

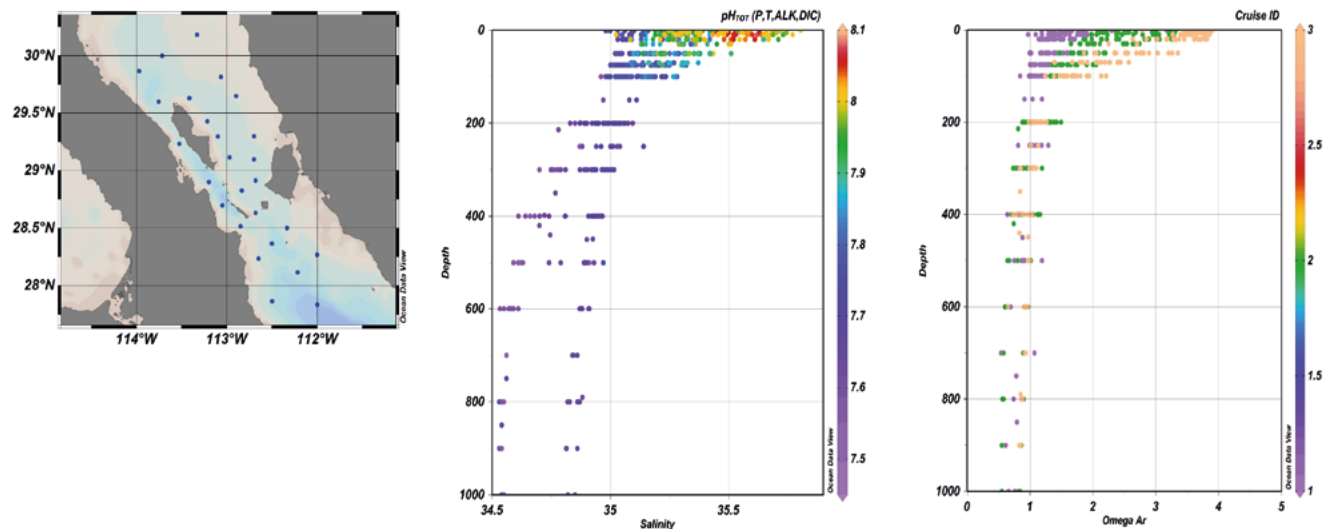


Figura 2. Perfiles verticales de salinidad con pH (Escala protones totales) y de Omega Aragonita en la región de los Umbrales del Golfo de California.

Panel izquierdo se muestra las estaciones donde se realizaron los muestreos durante los cruceros en marzo 2002, mayo del 2003 y septiembre del 2004. El panel de la derecha muestra el perfil de omega aragonita separado en los diferentes muestreos (Morado = Marzo, Verde = Mayo y Naranja= Septiembre). En el perfil del panel intermedio se presentan los perfiles de salinidad con pH. Los datos con salinidades menores a 35 unidades denotan la presencia de la masa de Agua SubSuperficial Subtropical (ASsSt) la cual tiene un pH menor a 7.8 y que domino su presencia en el muestreo de marzo. Hacia el verano los primeros 300 m se hacen mas salinos por la formación de la masa de Agua Superficial del Golfo de California (salinidades > 35). La variación estacional va de invierno a verano respectivamente. En el perfil del omega aragonita se puede observar que el agua corrosiva estuvo presente en marzo en la superficie. Superficialmente se observo una variación estacional con valores de omega aragonita mayores hacia el verano (El pH igualmente incrementa en el verano).

PACÍFICO TROPICAL DE LAS COSTAS DE MÉXICO: PRESENCIA DE AGUA SOMERA SUBSATURADA EN OMEGA ARAGONITA Y BAJO OXÍGENO

La combinación de factores como la disminución en la oxigenación del agua, en conjunto con la acidificación del océano, ha suscitado mayor preocupación en el futuro de los recursos pesqueros.

En las costas mexicanas del Pacífico tropical se encuentra una de las zonas de mínimo de oxígeno (ZMO) más amplias en el mundo (Karstensen *et al.*, 2008; Stramma *et al.*, 2008; Keeling *et al.*, 2010; Stramma *et al.* 2012). Estas condiciones hipóxicas en la columna de agua se presentan por intensos procesos producción de materia orgánica en la zona fótica, misma que es remineralizada durante su descenso en la columna de agua, principalmente por la respiración óxica de grupos de bacterias heterótrofas (Ulloa *et al.*, 2012). En estas zonas, las condiciones hipóxicas se mantienen debido a una pobre ventilación, resultado de la fuerte estratificación (Karstensen *et al.*, 2008). Además, la concentración de oxígeno disuelto es factor importante para muchos procesos biogeoquímicos que ocurren

en la columna de agua, por ejemplo, concentraciones bajas de oxígeno promueven la especiación de ciertos elementos, controlando su disponibilidad para otros procesos, o bien, concentraciones bajas son un factor importante para algunas especies de macroorganismos (Stramma *et al.*, 2008; Vaquer-Sunyer y Duarte 2008; Keeling *et al.*, 2010; Stramma *et al.*, 2010). Los umbrales en la concentración del oxígeno para definir niveles de hipoxia son aún debatidos, sin embargo, cuando las concentraciones son subóxicas ($O_2 < 10 \mu\text{mol kg}^{-1}$) se consideran relevantes para algunos grupos de organismos (Paulmier *et al.*, 2008; Stramma *et al.*, 2008; Keeling *et al.*, 2010). Además, la intensa respiración de la materia orgánica en estas zonas también controla los ciclos de otros elementos (Fe, P, N, C); con respecto al ciclo del carbono, esta zona ha sido considerada como la zona máxima de carbono, con valores altos de carbono inorgánico disuelto y bajos de pH (Paulmier *et al.*, 2008).

En las costas mexicanas del Pacífico tropical, los primeros 150 m de la columna de agua convergen tres condiciones particulares (Prince y Goodyear 2006; Cepeda-Morales *et al.*, 2009; Franco *et al.*, 2014): 1) la ZMO localizada por debajo de una termoclina

somera, con una profundidad entre 70 a 110 m, y con variabilidad relacionada a procesos físicos ocurriendo a diferentes escalas espaciales (*i.e.*, surgencias costeras, advección, remolinos de mesoescala), 2) el máximo de carbono, y 3) el límite superior del agua subsuperficial subtropical, una masa de agua fría, rica en nutrientes y con alto contenido de carbono, la cual cubre todo el Pacífico Oriental, aproximadamente entre los 100 a 400 m de profundidad; esta misma agua es acarreada a la superficie durante las surgencias costeras. Con los datos de agosto del 2010 de Franco *et al.* (2014), se encontró que la isolínea del $\Omega_{\text{arag}} = 1$ siguió al contorno de 20 $\mu\text{mol/kg}$ tal como se muestra en el transecto 1 pero

cambia hacia el transecto 5 (Figura 3). Se encontró también que la profundidad de subsaturación de aragonita estaba estrechamente ligada a la base de la oxiclina con un incremento en los valores entre carbono inorgánico disuelto y alcalinidad total (CID/AT) y en los valores de la utilización aparente de oxígeno. Lo anterior sugiere que el incremento de CID podría deberse al proceso de remineralización de materia orgánica en la oxiclina el cual contribuye con el mantenimiento de las zonas de mínimo de oxígeno, y favorece que el horizonte de subsaturación de $\Omega_{\text{arag}} = 1$ se mantenga somero (Figura 3).

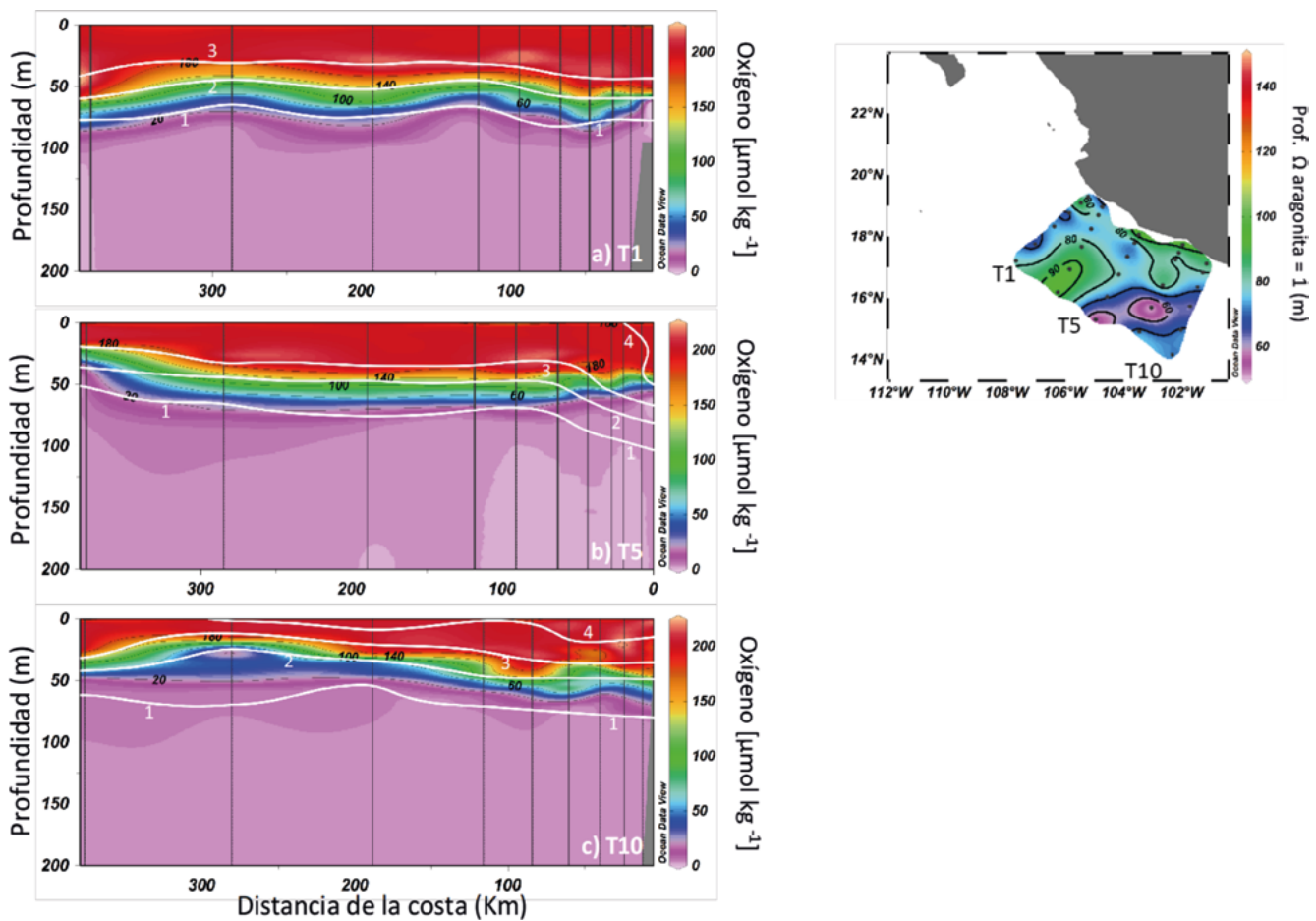


Figura 3. Distribución vertical del Omega Aragonita en transectos perpendiculares al sur de Cabo Corrientes (paneles a, b y c). En el mapa superior izquierdo, se muestra la profundidad del horizonte de saturación del omega aragonita (cuando omega es igual a 1). Se puede observar que el agua corrosiva varió entre ~50 a 80 m sobre la plataforma continental.



Estas condiciones oceanográficas influyen los ecosistemas desarrollándose en la plataforma y en la zona costera, moldeando las condiciones bajo las cuales se desarrollan los ecosistemas pelágicos y benthicos (Prince y Goodyear 2006; Vaquer-Sunyer y Duarte 2008; Stramma *et al.*, 2010).

Las implicaciones biológicas de la ZMO a nivel de taxa es altamente variable, debido a que cada grupo ha desarrollado algún aspecto de su comportamiento y/o fisiología para soportar condiciones hipóxicas (Prince y Goodyear 2006; Vaquer-Sunyer y Duarte 2008). Algunos de estos grupos de macroorganismos son de importancia pesquera. Vaquer-Sunyer y Duarte (2008) reportaron una amplia variabilidad en la respuesta fisiológica entre taxa de organismos bentónicos (*i.e.* condición letal como función de concentración de O_2 y tiempo de exposición), siendo los grupos de crustáceos y peces los más sensibles, mientras que los moluscos son los más tolerantes. O bien, por ejemplo, el National Marine Fisheries Service de los Estados Unidos de América (EUA), ha reportado serios problemas en la pesquería del ostión en las costas de Washington y Oregon (<http://www.ecy.wa.gov/water/marine/oa/panel.html>). Se ha reportado que, por un lado, la reducción en la disponibilidad de iones carbonato limita la formación de las estructuras carbonatadas de las principales especies de moluscos y, por otro, que aguas con bajas concentraciones de oxígeno darían lugar a efectos negativos considerables en la abundancia de especies. Esto, por tanto, tendría un impacto perjudicial tanto en la pesca como el turismo. Además, muchos de los organismos calcificadores que son parte del zooplancton, son una fuente importante de alimento para los organismos marinos mayores.

En cuanto a las comunidades pelágicas, se desconoce el efecto de las aguas corrosivas sobre su distribución y abundancia. Sin embargo, se ha detectado que las zonas de baja concentración de oxígeno, pueden causar una compresión de los hábitats planctónicos (incluidos los de los huevos y larvas de peces) en la columna de agua sobre y bajo la capa del mínimo de oxígeno, observándose pérdidas de fauna debido a la hipoxia (Farber-Lorda *et al.*, 2010) y también debido a la restricción de la distribución vertical de los grupos del plancton, manteniéndolos en condiciones donde se puede presentar una disminución en la diversidad de especies y de la relación presa-depredador, lo que contribuye a la disminución de comunidades de

zooplancton y deja que el fitoplancton no consumido se hunda y se degrade (Stramma *et al.*, 2010; Ekau *et al.*, 2009; Siebel, 2011).

En EUA, las agencias federales y estatales siguen muy de cerca las actividades de investigación que se enfocan en determinar los efectos en los ecosistemas. Estas condiciones oceanográficas también modifican el comportamiento de peces pelágicos mayores, definiendo el uso del hábitat en la columna de agua. Los peces pelágicos (*i.e.* marlín, pez vez, atún) son particularmente sensibles a las condiciones de hipoxia, debido a su elevada tasa metabólica (Brill, 1996). Para el caso de los peces vela y marlines, Prince y Goodyear (2006) reportaron que pasan más tiempo en zonas someras que en profundidad, lo cual sugiere que la temperatura y la concentración de oxígeno son factores que definen su distribución vertical. En el Pacífico Oriental Tropical, estas especies prefieren la capa de mezcla (encima de la termoclina), donde se presenta una mayor productividad primaria, promovida por la mayor disponibilidad de nutrientes y luz, y condiciones oxigenadas.

Los ambientes con poco oxígeno representan también retos fisiológicos para los organismos marinos. Se predice que las zonas mínimas de oxígeno aumentarán su volumen y área debido al cambio climático, como resultado del calentamiento de los océanos y al aumento de la estratificación (Bopp *et al.*, 2002; Matear y Hirst, 2003; Stramma *et al.*, 2008). El término *hipoxia* implica niveles de oxígeno bajos, en los cuales los organismos de la macrofauna se verán afectados. Los organismos responden de manera diferente a las concentraciones bajas de O_2 y sobre este tema existe una amplia gama de definiciones de umbrales de hipoxia en la literatura, desde valores menores a $8 \mu\text{M}$ (Paulmier y Ruiz-Pino, 2009) hasta $65 \mu\text{M}$ (Grantham *et al.*, 2004). En aguas de la plataforma continental dentro del Sistema de la Corriente de California (Figura 4), se han observado, desde el año 2000, condiciones que varían desde hipoxia ($< 65 \mu\text{M}$) hasta anoxia ($0 \mu\text{M}$), con un incremento aparente en la frecuencia y en la intensidad del déficit de oxígeno (Chan *et al.*, 2008; Hales *et al.*, 2006). La advección de masas de agua son un importante mecanismo que rige las condiciones costeras al sur de Punta Eugenia Baja California Sur y que contrastan con las condiciones al sur de la península (Figura 4).

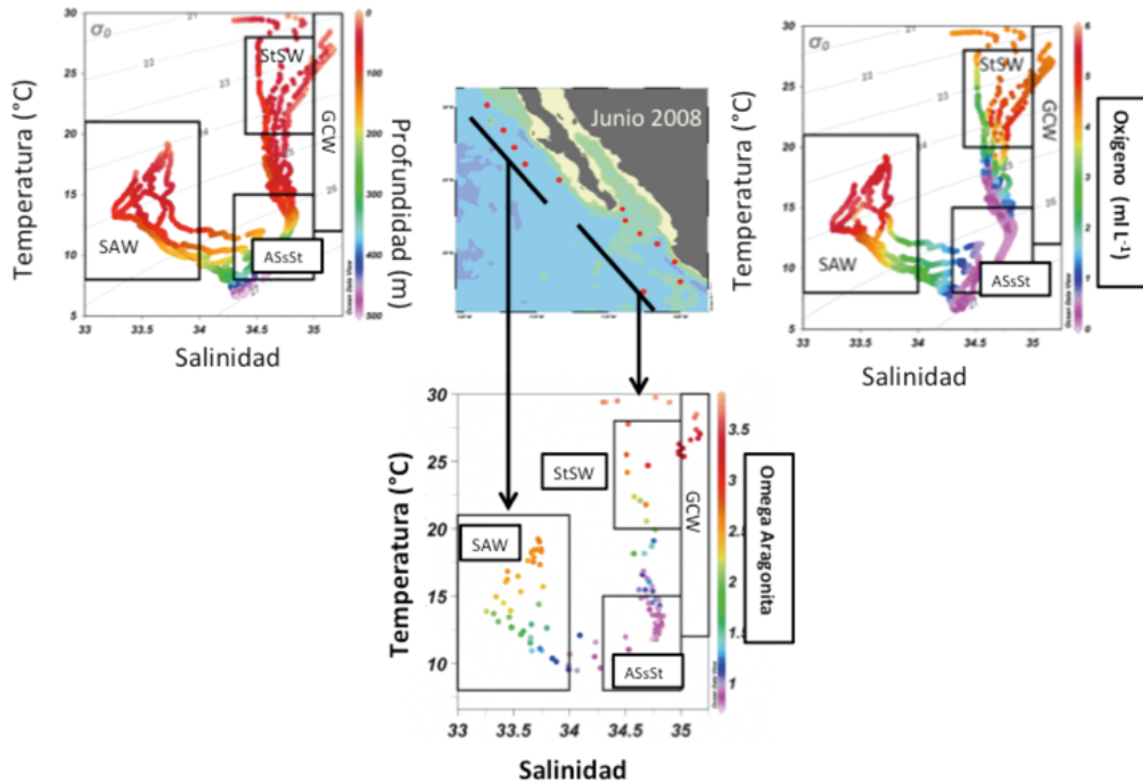


Figura 4. Los diagramas T-S ilustran las diferencias entre la distribución de masas de agua de las costas de Baja California y las de la región Subtropical. Además, muestran el contenido de aragonita (panel al centro), oxígeno (panel derecho) y la relación con la profundidad (panel izquierdo).

StSW: Agua superficial subtropical; GCW: Agua del Golfo; ESsW: Agua ecuatorial subsuperficial y SAW: Agua subártica. Notar valores de $<1 \text{ ml l}^{-1}$ (entre azul y morado) de ESsW se encuentran en aguas menores de 100 m en la región subtropical, pero en Baja se localizan hasta 200 m.

Fuente: Hernández-Ayón (2011).

Hay evidencia de que la ZMO del Pacífico tropical ha mantenido sus condiciones subóxicas en las últimas décadas y se ha ampliado su distribución en la columna de agua (Stramma *et al.*, 2008). Lo anterior concuerda con modelos climáticos que pronostican un decremento en la concentración del oxígeno disuelto en zona tropical, así como a una expansión de las ZMO debido a una mayor estratificación promovida por el calentamiento global, reduciendo el aporte de O_2 hacia el interior del océano (Keeling *et al.*, 2010). Por lo anterior, deben considerarse el efecto que tendría estos pronósticos de la ZMO a la par con cambio global y la acidificación (Portner y Farrell, 2008). El efecto del cambio climático ocasionado por las actividades antropogénicas, causará grandes cambios en la química del mar (disminución del pH), efectos en la productividad marina, el incremento de zonas del mínimo de oxígeno, efectos en la distribución de recursos biológicos, todo lo cual afectará el intercambio de CO_2 entre la atmósfera y el océano. Estas son parte de las preguntas fundamentales que es necesario responder.

REGION DE TEHUANTEPEC

Resulta un reto generar mediciones de las variables del sistema de CO_2 en el Golfo de Tehuantepec, ubicado en el Pacífico tropical mexicano. En el Golfo de Tehuantepec (GoT), los vientos intermitentes del norte, llamados *nortes* o *Tehuanos* (velocidades $> 10 \text{ m s}^{-1}$) resultan de los gradientes de presión entre el Golfo de México y el GoT de noviembre a marzo. Debido a la presencia de vientos del norte intensos, se han realizado pocos estudios oceanográficos in situ en esta región. Por lo tanto, el conocimiento actual sobre biogeoquímica del carbono en el GoT es escaso y no es sorprendente que hasta ahora no haya mucha información disponible sobre las condiciones de la química del carbono en las que viven los organismos calcificadores. Este capítulo proporciona la primera información cuantitativa sobre el sistema de CO_2 en el Golfo de Tehuantepec.

Normalmente, bajo la influencia de los tehuanos, la temperatura puede bajar hasta $8 \text{ }^\circ\text{C}$ en el centro

del GoT, formando una franja de agua fría de más de 400 km perpendicular a la costa y de más de 200 km de ancho (Figura 5). Una vez que finaliza la temporada de Tehuano, durante mayo-junio, el GoT se vuelve altamente estratificado, mostrando una fuerte pycnoclina, estructuras de mesoescala y olas atrapadas en la costa relacionadas con inestabilidades baroclínicas. Chapa-Balcorta *et al.* (2015) cuantificaron la concentración de carbono inorgánico disuelto (CID)

y pH (abril de 2013) en condiciones de post-Tehuano. La intensa estratificación vertical contribuyó a los procesos biogeoquímicos en aguas superficiales (<70 m). Sin embargo, en condiciones post-Tehuano, las concentraciones altas de pCO_2 ($\sim 1000 \mu atm$) y CID ($2200 \mu mol kg^{-1}$), así como los bajos valores de Ω_{Ar} de ~ 1.1 y el pH (~ 7.5) permanecen en las aguas superficiales durante unos días después de que los vientos Tehuanos se han debilitado.

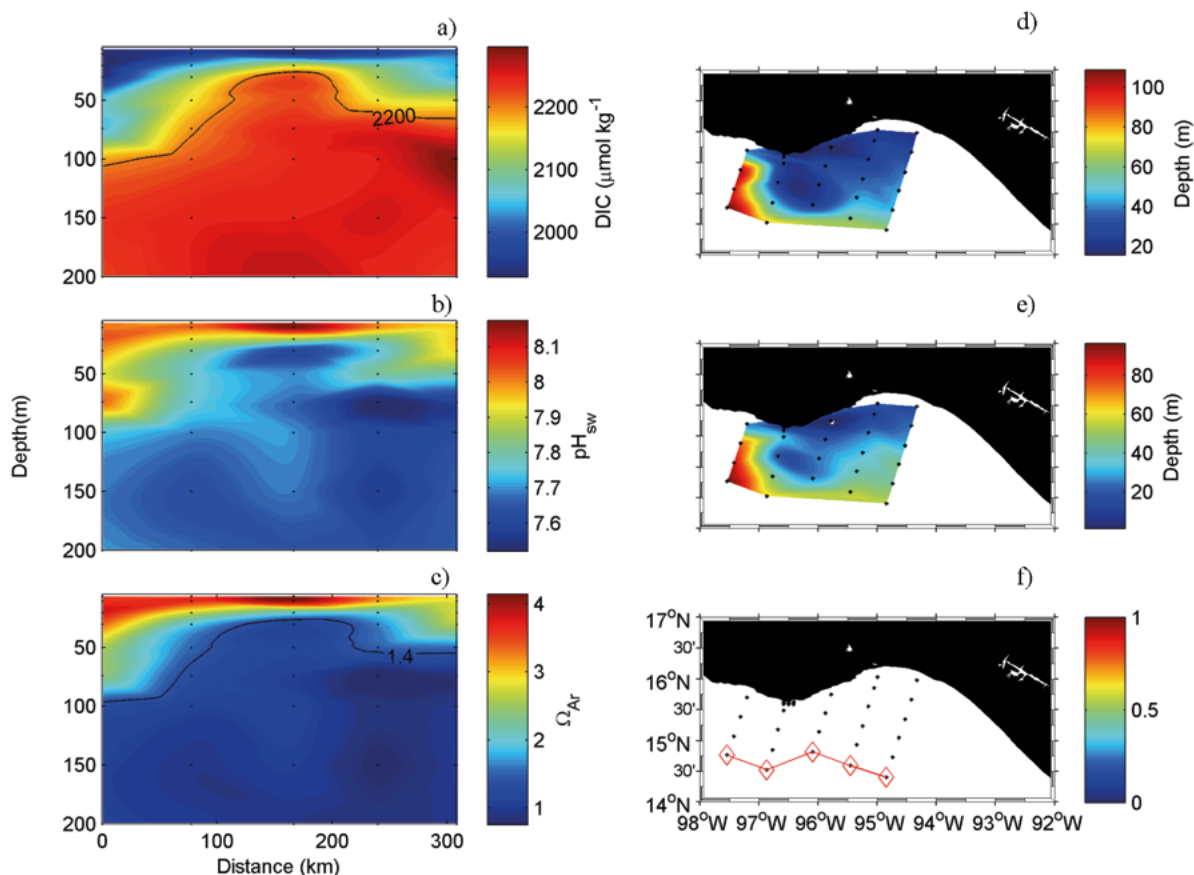


Figura 5. Distribución espacial de la química del carbono inorgánico en la región de Tehuantepec. Variación zonal de a) concentración de DIC, b) pH, y c) del omega aragonita en las estaciones más externas (f).

El eje x describe la distancia de oeste a este. d) Profundidad de la línea de contorno CID de $2200 \mu mol kg^{-1}$ y e) de la isolínea del omega aragonita ≤ 1.4 , y f) La ubicación de las estaciones mostradas en 9a a 9c.

Fuente: tomado de Chapa-Balcorta *et al.* (2015).

Desde el punto de vista ecológico, la presencia de arrecifes de coral en la región plantea varias preguntas: ¿cómo sobreviven los corales en tales condiciones? ¿Han desarrollado los organismos que viven en el GoT estrategias adaptativas para soportar estas condiciones? Si efectivamente se han adaptado, esta región podría servir como una ventana hacia el futuro bajo un escenario de acidificación oceánica, ya que muchos de los valores de pH reportados aquí son más bajos que los predichos en las regiones tropicales para el año

2100 (pH = 7.7). Para comprender estos procesos, se necesitan más estudios, que se centren en la variabilidad del sistema de carbonato en el GoT a diferentes escalas espaciales y temporales, así como estudios sobre la exposición de diversos organismos nativos del GoT a estas condiciones, con el fin de profundizar nuestra comprensión de cómo el pH y Ω_{Ar} influyen en las especies de construcción de arrecifes de coral y otros organismos calcificantes que habitan en los ecosistemas costeros del Golfo de Tehuantepec.

GOLFO DE MÉXICO: REGION DEL MAR PROFUNDO

El tema de la falta de información en las aguas del Golfo de México, ha sido tratado en distintos foros nacionales e internacionales, en programas como el Programa Mexicano del Carbono (PMC) (<http://pmcarbono.org/base/index.php>)” e internacionales como el North American Carbon Program (NACP) y CarboNA. Dichos programas señalaban la necesidad de estudiar la dinámica del carbono en el Golfo de México (GoM). El PMC por su parte, en su plan científico del 2008 (http://pmcarbono.org/pmc/documentos/plan_cientifico.php), señalaba al GoM como una de las zonas prioritarias a realizar estudios del carbono, esto a raíz de los grandes vacíos de información. Fue hasta el 2010 cuando el Instituto Nacional de Ecología (INE) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), delinearon una estrategia nacional y multi-institucional con dos objetivos principales: (1) establecer una línea de base de las características oceanográficas, geoquímicas y biológicas de las aguas territoriales mexicanas del Golfo de México, y (2) evaluar si existían evidencias de hidrocarburos provenientes del derrame de petróleo del pozo profundo asociado al trágico accidente de la plataforma Deepwater-Horizon ocurrido entre abril a julio del 2010 frente a las costas de Luisiana, USA (<https://www.ugm.org.mx/publicaciones/geos/pdf/geos11-1/sesiones%20especiales/SE12%2031-1.pdf>).

En esta gran iniciativa, se incluyó el tema del sistema del CO₂ como parte del paquete variables a estudiar en el Golfo de México y se generó por primera vez información de las variables del carbono mediante tres cruceros denominados XIXIMI's. La información generada en los cruceros forma parte de la línea base de estudios en el Golfo de México.

Ante la ausencia de datos en el GoM de las variables del carbono, resultó de mucha utilidad usar los datos generados en el 1997 en el transecto de la línea A22 del programa Word Ocean Circulation Experiments (WOCE) con fines de comparación (Figura 6). Del transecto A22 se usaron los datos de la hidrografía y de las mediciones de CID como indicadores de las características físicas y químicas del agua representativa del *agua fuente* de entrada al GoM y permitió también compararlas con los datos del crucero XIXIMI realizado en Noviembre de 2010.

En el GoM los estudios publicados sobre la circulación de la zona, sugieren que el flujo neto hacia el interior del Caribe deriva de dos fuentes principales: la primera correspondiente a un 45% de agua que proviene del Atlántico sur con ~14 Sv y la segunda con agua superficial que entran al Caribe y que alimentan a la corriente de Florida del Atlántico Norte con un volumen aproximado de 17 Sv (Schmitz y Richardson, 1991). Por tanto, esta información sugiere que la química del agua que llega al interior del GoM proviene de masas de agua diferentes en su composición.

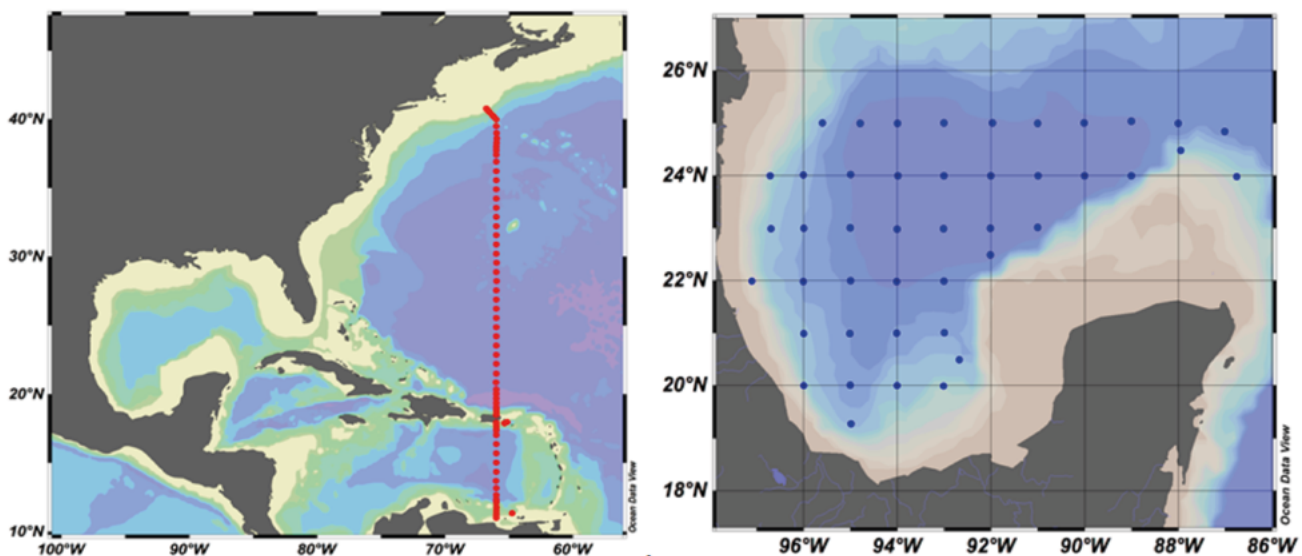


Figura 6. En el panel derecho el transecto de la línea A22 del programa WOCE realizado en 1997.

De estas estaciones se utilizó los datos generados de temperatura, salinidad y CID con fines de comparación. En el mapa del lado derecho se muestran las estaciones del programa XIXIMI-I.

De la comparación entre los perfiles de salinidad y temperatura de los datos del GoM y de WOCE, se encontró una similitud entre los perfiles generados entre las latitudes 10 a $\sim 20^{\circ}\text{N}$ (Figura 7). En la figura comparativa del perfil de salinidad (Figura 7), se resaltan cuatro aspectos principales observados de la estructura vertical señalados a lo largo del perfil: en la parte superficial marcado como (1), se observa la disminución de salinidad superficial de ~ 36.5 a ~ 35.2 ; en la región marcada como (2) señala la zona de máxima disminución de salinidad localizada entre 400 y 800 m en menos de 35 unidades y con una temperatura similar a la observada en aguas costeras del Caribe de entre 10

y 15°N ; en (3) se observan salinidades similares entre los 2000 y 3000 m; y en (4) se puede observar valores de salinidad ligeramente más altas en ~ 0.1 unidades, pero se superponen sobre los perfiles generados a los $\sim 20^{\circ}\text{N}$. Esto sugiere que la estructura de la columna vertical de temperatura y salinidad en el GoM, coincide con lo señalado por los autores en relación al origen de las fuentes de agua superficial y profundo del Caribe-Atlántico Sur y Atlántico Norte, respectivamente; pero, además, que estas no cambian de manera visible durante su trayecto. Con esto en consideración, se hizo el mismo ejercicio con los datos de CID como se muestra a continuación.

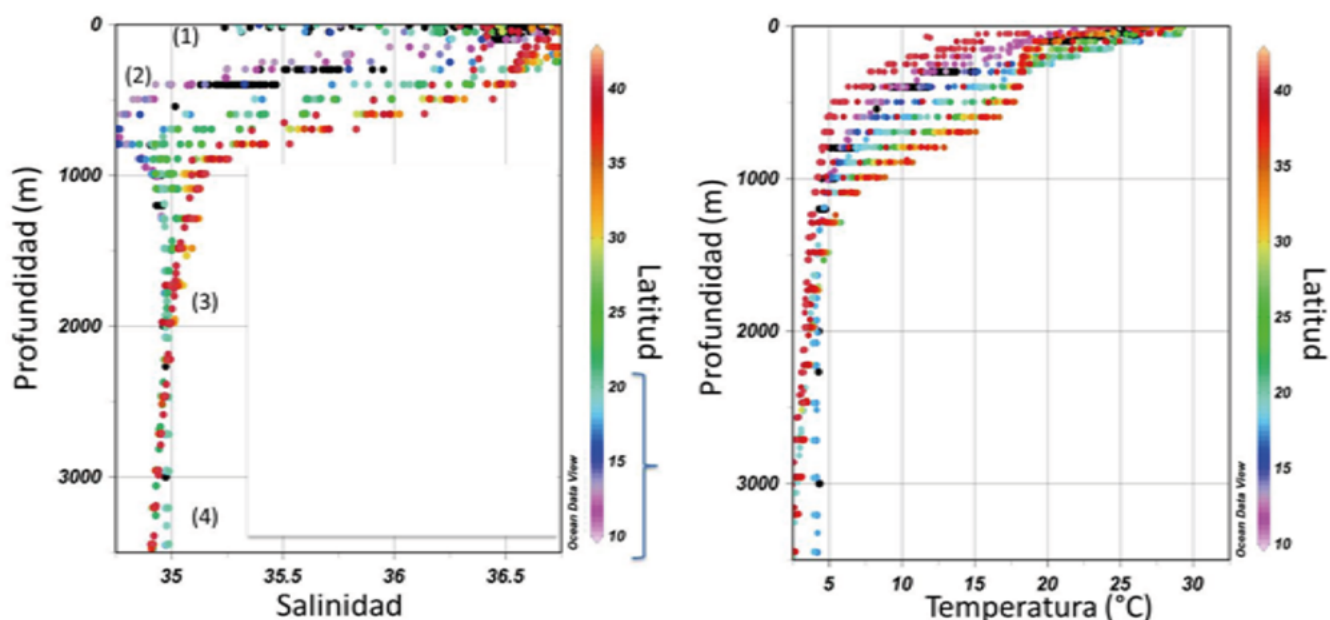


Figura 7. Perfiles comparativos de salinidad y temperatura.

Los datos en círculos negros corresponden a los datos del XIXIMI's y en color a los del WOCE (Los colores en datos del WOCE corresponden a diferentes latitudes). El corchete derecho en azul en el gráfico de salinidad enmarca las latitudes de 10 a 20°N del agua que se encontró como fuente y que fue la misma en el interior del GoM.

El resultado de la comparación entre el CID entre ambos muestreos fue similar al encontrado con salinidad y temperatura (Figura 8). Sin embargo, fueron más claras las diferencias en la estructura del perfil desde la superficie hasta los 3000 m. Por lo tanto, de esta comparación se resaltan varios aspectos:

1. Las concentraciones de los perfiles de CID de XIXIMI *versus* WOCE no fueron muy diferentes a pesar de la diferencia del tiempo de muestreo. En general, las mediciones del

XIXIMI se superponen a los perfiles de las mismas latitudes ya antes descritas del WOCE. Sin embargo, se observan ligeras diferencias con algunos valores ligeramente con mayores concentraciones de CID en las aguas intermedias entre 400 y 800 m y de manera opuesta con concentraciones ligeramente más bajas en las aguas profundas. Las causas en el primer caso pueden ser atribuidos a procesos de respiración y en el segundo a un resultado de advección.

- La disminución en las aguas superficiales y aumento en aguas subsuperficiales en concentraciones de $2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ entre 400 y 800 m hasta $2050 \mu\text{mol kg}^{-1}$ en la superficie. Esta estructura sigue también los cambios de salinidad debido a la presencia de diferentes masas de agua observados en el perfil de salinidad (Figura 8). Es importante señalar que las concentraciones por debajo de los 1000 m se mantuvieron en $\sim 2190 \mu\text{mol kg}^{-1}$.
- La estructura del perfil de CID del XIXIMI en los primeros 1000 m mostró una estructura similar al perfil de los datos costeros de

latitudes menores a los 15°N , mientras que por debajo de los 1000m el perfil muestra similitud con las estaciones entre las estaciones mayores a los $\sim 14^\circ\text{N}$.

En la Figura 8 (panel izquierdo) se presentan los cálculos del omega aragonita para los mismos datos de CID-TA. En el perfil se muestran valores de $\Omega_{\text{arag}} > 1$ en los primeros 500 m, sin embargo es de notar que valores a de Ω_{arag} cercanos a 1 se mantienen de los 500 a los 2000 m. Hacia los 3000 m se logra observar valores de subsaturación ($\Omega_{\text{arag}} < 1$).

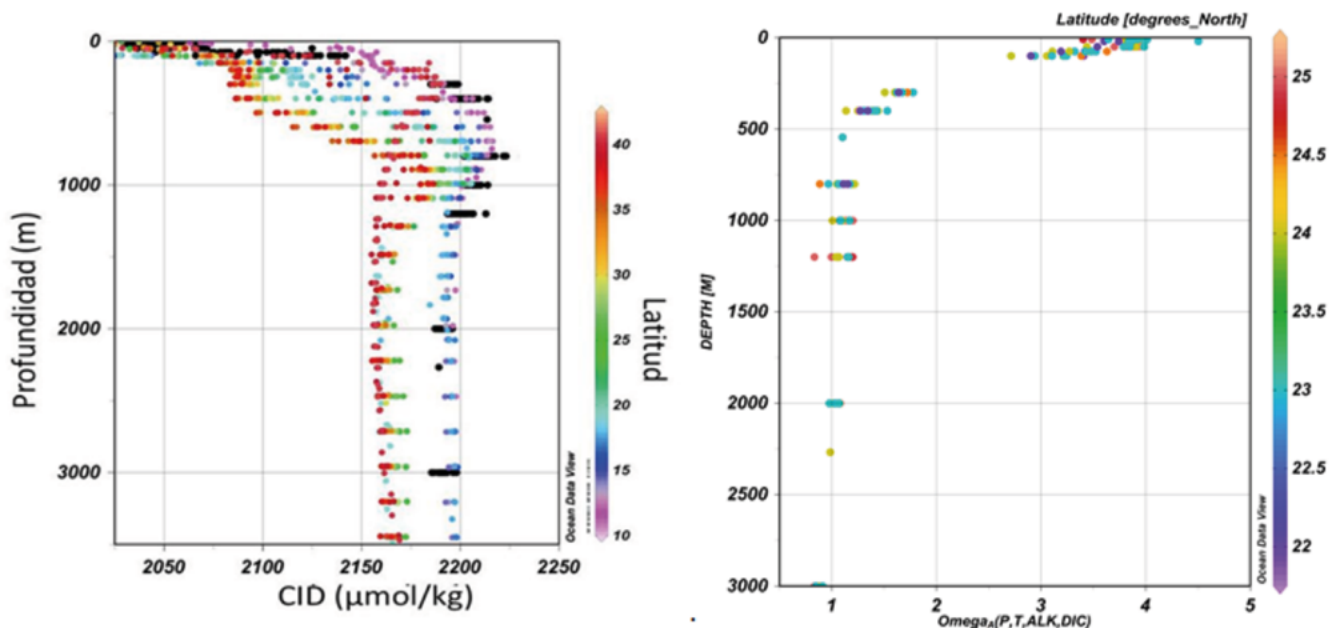


Figura 8. En el panel izquierdo se presentan los perfiles comparativos de CID.

Los datos en círculos negros corresponden a los datos del XIXIMI-I y en color los del WOCE (Los colores corresponden a diferentes latitudes). En el panel derecho se presenta el perfil de Omega Aragonita calculado utilizando los datos medidos de carbono inorgánico disuelto y alcalinidad total.

La comparación con las concentraciones de CID con datos medidos en 1994 por el programa WOCE en una sección aledaña al golfo de México en aguas de la cuenca del Caribe. En este análisis, al comparar los datos de 1994 de las estaciones localizadas entre 10 a 14°N generados en el programa WOCE con el crucero XIXIMI-I siguen la forma del perfil de una manera similar por debajo de los ~ 300 m lo que sugiere que las aguas intermedias y profundas que

llenar el GoM provienen en gran medida por aguas del Caribe. Sin embargo, falta analizar los cruceros de XIXIMI's de diferentes épocas del año para verificar esta hipótesis. Como se mencionó, en el GoM se realizaron mediciones solo en la región profunda, pero se desconoce las dinámicas del carbono en toda la zona costera; se desconoce el efecto de ríos aledaños, así como la dinámica sobre la plataforma continental la cual se compone de material kárstico.



SITIOS CON ACTIVIDAD ACUÍCOLA

Para algunas taxa de organismos marinos sus primeras etapas de vida son especialmente sensibles a la acidificación. Por ejemplo, larvas del ostión *Crassostrea gigas* que fueron sometidas a valores de la presión parcial del CO_2 (pCO_2) de 1000 μatm ($\text{pH} = 7.8$) presentaron malformaciones en su desarrollo. Estas malformaciones se consideran dentro de los criterios típicos para identificar desarrollo anormal de la larva veliger (His *et al.*, 1997). Cuando las larvas se sometieron a 2000 μatm de pCO_2 ($\text{pH} = 7.4$), más del 70% de los organismos mostraron que sus valvas estaban parcial o completamente abiertas (Kurihara *et al.*, 2007). Esto indica que el efecto de la acidificación afecta en las diferentes etapas de vida de los organismos calcificadores, lo cual también sugiere que la acidificación afecta a distintos mecanismos, es decir, en algunas taxas se observan modificaciones en la tasa de calcificación de sus estructuras protectoras compuestas de CaCO_3 (*i.e.* aragonita en conchas). En el medio marino, durante eventos de surgencia, se ha reportado la presencia de aguas subsaturadas con respecto a Ω_{arag} , la cual afecta a organismos de importancia comercial, como ostiones y abulones. Bajo estas condiciones se han reportado efectos negativos en su metabolismo, reproducción, desarrollo e inmunidad (Fabry *et al.*, 2008; Holman *et al.*, 2004; Burgents *et al.*, 2005). El impacto que se genera por la presencia y duración de agua subsaturada con respecto a Ω_{arag} durante un evento de surgencia, repercute no sólo de forma ambiental sino también económica.

En sitios donde se realiza acuicultura y que se localizan en zonas donde se presentan surgencias, es muy recomendable realizar monitoreo de las variables del carbono para evaluar la presencia y duración del agua subsaturada con respecto a Ω_{arag} tanto en zonas costeras, en zonas del intermareal y en las aguas fuentes que son bombeadas para su uso en cultivos de organismos marinos calcificadores (moluscos). De acuerdo con Feely *et al.* (2008), en las costas de Baja California durante eventos de surgencia, agua subsaturada es transportada a la plataforma continental. En un estudio realizado en una zona ostrícola de las costas de California, encontraron que durante eventos de surgencias hubo poco o nulo desarrollo en larvas de ostión de entre 120 a 150 μm cuando el $\Omega_{\text{arag}} = 1$

(Barton *et al.*, 2012). Esto sugiere, que el efecto de agua subsaturada con respecto a Ω_{arag} en algunas etapas larvales, no necesariamente tiene que estar por debajo o igual al valor de saturación para ser considerada como adversa para organismos marinos que calcifican. A la fecha, son contados los estudios referentes a la presencia de aguas subsaturadas en la zona costera o en zonas del intermareal en costas de México y, su importancia radica en que en estos sitios es donde habitan organismos bentónicos que calcifican y que, además, son de importancia comercial (ver Caja 4).

En las costas de Washington se realiza acuicultura enfocada principalmente en la producción de larvas de ostión. Las empresas dedicadas a dicha actividad, han realizado acciones para afrontar los efectos de la acidificación, mediante mediciones continuas de la presión parcial del CO_2 (pCO_2) y del carbono inorgánico disuelto del agua que utilizan en la fijación. Para estos monitoreos, los acuicultores utilizan boyas oceanográficas instaladas en las aguas aledañas y/o usan sistemas automáticos de medición. Dentro de las estaciones de producción, los sistemas se instalaron para medir directamente en el agua fuente bombeada y monitorear las diferentes etapas de la producción. En las costas de Baja California, en una empresa productora de semillas de ostión (Figura 9), últimamente se puso en marcha un monitoreo utilizando instrumentos SeaFet y SeapHOx, los cuales miden pH, temperatura, salinidad y oxígeno, tanto en la entrada de agua que proviene de la bahía, como en las áreas donde se realiza la fijación de las larvas de ostión. De ambos instrumentos se generan series de tiempo de las variables mencionadas, las cuales permiten conocer, en tiempo real, las condiciones químicas del agua que se emplea en la empresa. De esta forma, por ejemplo, el acuicultor decide utilizar o no, el agua de mar para la fijación de las larvas (o tratar el agua antes de usarla aumentando el pH mediante la adición de carbonato). Estas son medidas de adaptación a la *acidificación* de los océanos y es una nueva forma de trabajo en la acuicultura de moluscos, lo cierto es que además de ayudar en actividades económicas de la industria del ostión, también permite generar información importante acerca de los cambios que están ocurriendo en los océanos (Washington State Blue Ribbon Panel on Ocean Acidification, 2012).

Instalación de instrumentación para estudiar cambios y respuestas

Monitoreos en “MaxMar Mariscos” usando SeapHOx

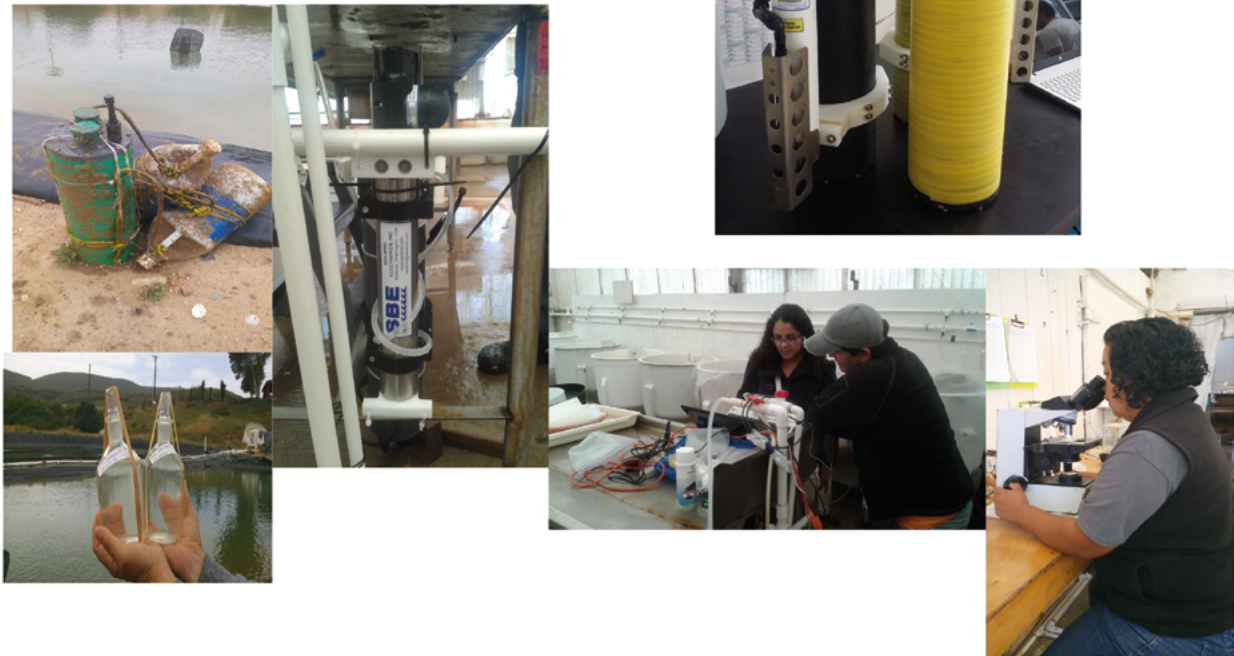


Figura 9. Sistema de monitoreo.

En estaciones de producción es recomendable realizar mediciones directamente en el agua fuente bombeada y monitorear las diferentes etapas de la producción. En las costas de Baja California, en una empresa productora de semillas de ostión, recientemente se puso en marcha un monitoreo utilizando instrumentos SeaFet y SeapHOx, los cuales miden pH, temperatura, salinidad y oxígeno, tanto en la entrada de agua que proviene de la bahía, como en las áreas donde se realiza la fijación de las larvas de ostión.

Acidificación en corales del Pacífico mexicano

México cuenta con formaciones arrecifales en el Atlántico y el Pacífico (Cortes, 2003). Estas últimas han sido recientemente reconocidas como *proxy* por la comunidad científica, pues pueden brindar una oportunidad para modelar cómo se desarrollarán los arrecifes de coral en un mundo con altos niveles de CO₂ (Manzello *et al.*, 2008), ya que estos sistemas se desarrollan en condiciones de acidificación y saturación de aragonita semejantes a los escenarios que el IPCC ha predicho que ocurran a mediano y largo plazo (IPCC, 2007). Adicionalmente, ciertas regiones costeras del Pacífico tropical presentan condiciones de acidificación de forma natural debido a procesos de surgencias (*i.e.* bajo pH y Ω_{arag} en superficie).

Las comunidades coralinas habitando en sitios influenciados por surgencias están adaptadas a tales condiciones *subóptimas*, pero a expensas de una baja cementación, reducida calcificación y alta bioerosión (Manzello *et al.*, 2008). La presencia de poblaciones de coral desarrollándose bajo esas condiciones indica que poseen una alta plasticidad fenotípica, por lo que pueden ser consideradas como poblaciones modelo y el estudio de sus procesos fisiológicos aumentaría nuestra comprensión de cómo responderían otras poblaciones ante condiciones de acidificación futuras. Por ejemplo, la región costera de Oaxaca constituye un laboratorio natural para evaluar los posibles efectos de la acidificación, debido a que estacionalmente, de octubre a abril, la zona presenta eventos de surgencia intensos como resultado de los fuertes vientos del norte



(Tehuano). Los eventos de surgencia se caracterizan por el acarreo de agua subsuperficial hacia la superficie del mar por periodos de tiempo irregulares que oscilan típicamente entre los 10 y 15 días; el agua transportada por la surgencia se caracteriza por su baja temperatura, alto nivel de nutrientes y aguas acidificadas (Feely *et al.*, 2008, Chapa-Balcorta *et al.*, 2015), por lo que representa un área potencial de estudio en donde es viable evaluar el posible impacto del estrés por acidificación.

No obstante, la importancia que los arrecifes del Pacífico sur mexicano tienen para proveer información respecto al futuro de los arrecifes de coral en México y en el resto del mundo (Manzello *et al.*, 2008), existe información limitada sobre las condiciones reales de acidificación en que se desarrollan estos sistemas en el occidente del país y, sobre todo, si estas condiciones ya están generando efectos y de qué tipo, sobre especies particulares o sus poblaciones. Actualmente hay varias iniciativas interinstitucionales de monitoreo en zonas arrecifales, por ejemplo, en la región de Cabo Corrientes en islas Marietas a cargo de la Universidad de Guadalajara y en colaboración con la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) y el centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), se cuenta con un proyecto con mediciones mensuales en sitios de arrecifes; también en la región costera de la Bahía de Manzanillo, Colima (UCol) se lleva a cabo un proyecto de investigación enfocado a entender las interacciones océano continente con diferentes ecosistemas. En el Caso de Oaxaca, actualmente se realiza un proyecto denominado “Estudio de la acidificación del océano y su efecto en las comunidades de arrecifes del Pacífico Sur mexicano”, donde participan cuatro instituciones nacionales como la UABC, CICESE, Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS) y la Universidad del Mar (UMAR) en el cual, se revisa el papel de los procesos costeros y el aporte de ríos en la variabilidad del sistema de carbonatos. Adicionalmente, en las costas de Oaxaca se lleva a cabo el proyecto denominado “Programa de monitoreo permanente de la acidificación del océano y su efecto en la calcificación de los corales formadores de arrecifes en México”, en el cual participan la UMAR, Universidad Autónoma de México (UAM), Universidad de Veracruz (UV), UABC, CICESE,

UABCS y la Universidad de Guadalajara (UDG). En dicho proyecto se caracterizará la variabilidad espacial del carbono inorgánico disuelto (CID) y el pH en las Bahías de Huatulco, Oaxaca y en Bahía de Veracruz, en el Golfo de México. En la Caja 4, marcados en azul, se indican los sitios en los cuales se realizan estudios sobre la acidificación en zonas de arrecifes. La información generada de estos estudios permitirá avanzar en el conocimiento de las condiciones de la química del agua en la que viven actualmente estas comunidades y permitirán, también, avanzar en el conocimiento de la interesante interacción con el agua aleada de las zonas del mínimo de oxígeno y máximo de carbono.

SIGUIENTES PASOS

En México existen otras regiones donde también es necesario generar información, como las costas de Cabo Corrientes, que incluye los estados de Nayarit y Jalisco y, más al sur, en Colima, Guerrero y Oaxaca, por tratarse de sitios en los que las aguas costeras naturalmente presentan un pH bajo entre los 50 y 100 m de profundidad, por encontrarse dentro de la zona de mínimo oxígeno. Actualmente se están realizando avances en la generación de información sobre la química del carbono en dichas regiones, así como también en otras zonas como el Golfo de México.

Respecto a los esfuerzos realizados por organismos mexicanos, los estudios del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) de la Universidad Autónoma de Baja California, junto con el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), muestran que en Baja California, existe una estrecha relación entre la acidificación del océano y la disminución de la producción de larvas del ostión japonés y que las zonas costeras con industria de mariscos reportan resultados negativos, por lo que implementaron cruceros oceanográficos y sitios de monitoreo. Por su parte, la Facultad de Ciencias Marinas en la UABC estudia las condiciones de la química del agua de regiones como la isla Natividad, en donde se produce de manera natural la industria del abulón y que en los últimos años ha tenido grandes problemas. En la Caja 4 también se indican los sitios en los cuales se realizan estudios sobre la acidificación en zonas de actividad acuícola.

Caja 4. Sitios de monitoreo costero en áreas de arrecifes y en sitios con actividad acuícola

La Figura C4.1 muestra los sitios de monitoreo costero en las costas de México.



Figura C4.1. En los sitios marcados en azul la comunidad científica de expertos en arrecifes realiza mediciones continuas y discretas de variables del carbono para estudiar el tema de la acidificación. Por otro lado, en rojo se indican los sitios donde se estudia las condiciones del medio ambiente de la química del carbono en sitios donde se practica la acuicultura: (1) Bahía Todos Santos y (2) Isla Natividad. En los sitios marcados se han instalado instrumentos conocidos como SEAFET y SeapHOx los cuales miden variables como pH, temperatura, salinidad y oxígeno.

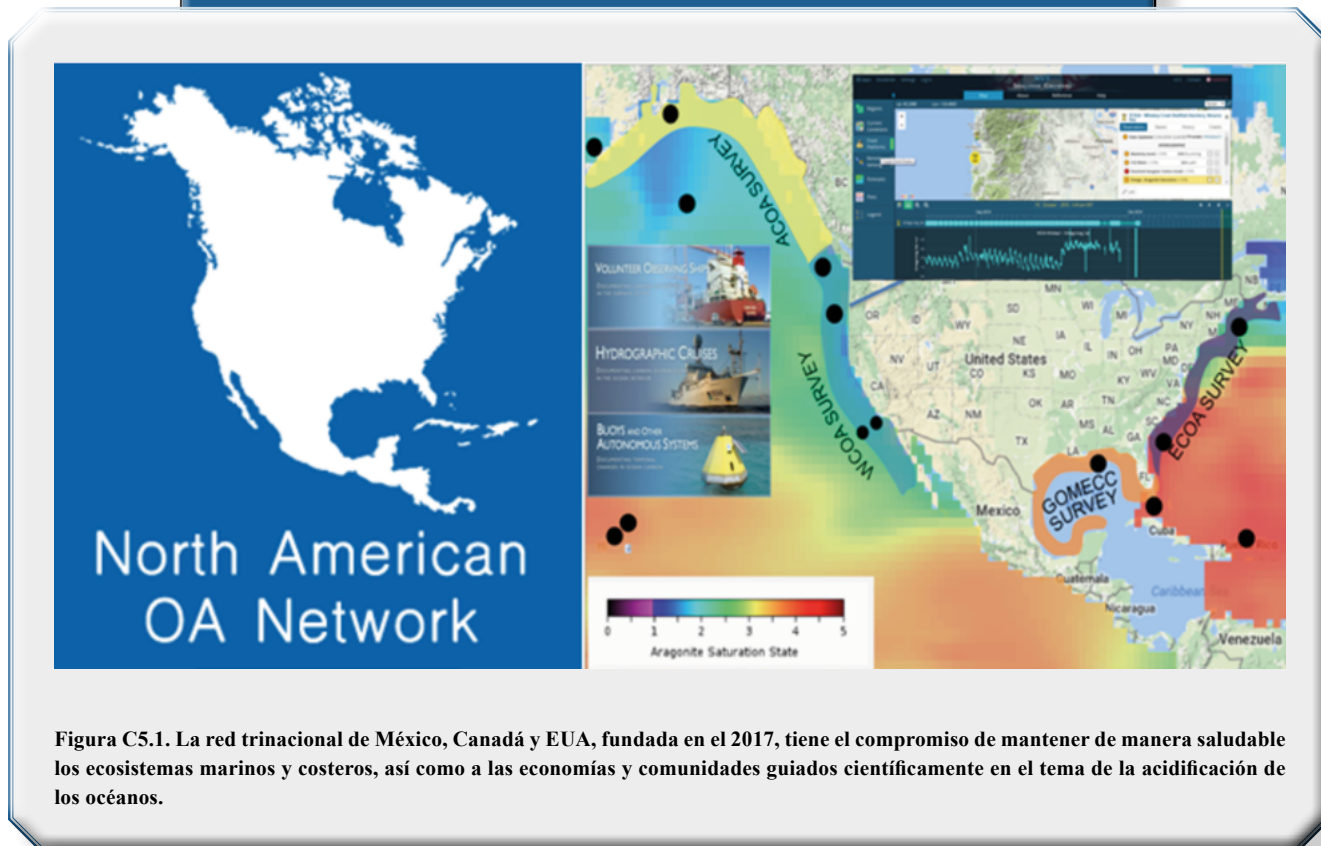
Por otra parte, la acidificación del océano forma parte de la agenda científica nacional del grupo de investigadores que conforman el Programa Mexicano de Carbono (PMC), como respuesta a los compromisos gubernamentales que se establecieron con programas internacionales similares (North American Carbon Program, CarboNA y el Global Carbon Program). Los avances del PMC en materia de ambientes marinos se encuentran en sus publicaciones, mismas que se encuentran disponibles para el público en general en www.pmc carbono.org.

Además, México participa en programas internacionales con un enfoque especial hacia el tema de la acidificación del océano, como lo es con el Global

Ocean Acidification Network (GOA-ON: <http://www.goa-on.org/>) y en Latinoamericana de Acidificación del Océano (LAOCA: <https://laoca.cl/es/>). El año pasado el GOA-ON promovió la creación del North American OA Network (Ver Caja 5) que incluye a México, Canadá y EUA (GOA-ON North America Hub: http://goa-on.org/regional_hubs/north_america/about/introduction.php). En dicha red trinacional, se impulsan y promueven las buenas prácticas de medición de las variables del carbono y de la recopilación eficiente de datos que sean comparables y representativos, geográficamente, para evaluar la acidificación de los océanos y sus efectos. Se busca, además, que con esta información se validen modelos de pronósticos.



Caja 5. Red Internacional sobre acidificación del océano denominada “North American OA Network”



CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El reto de las instituciones científicas mexicanas es participar junto con pescadores, productores y tomadores de decisiones, en el desarrollo de planes de monitoreo y de investigación, que lleven a propuestas de mitigación y adaptación al cambio climático y la acidificación del océano. Se requiere de información científicamente validada en los ambientes marinos y costeros de nuestro país, para poder contribuir sobre los posibles efectos de la acidificación en mares y costas.

La comunidad científica en México tiene importantes fortalezas para incidir en el esclarecimiento de la acidificación de los océanos y su impacto en la biodiversidad y la productividad, entre las que destacan:

Interés y experiencia en la manipulación del sistema de CO₂, de acuerdo con estándares internacionales.

Personal capacitado y con reconocimiento internacional en la medición de variables del sistema del carbono (pH, alcalinidad y carbono inorgánico disuelto) con altos niveles de precisión.

Un sólido grupo de investigadores especialistas en ecología marina, oceanografía química y, fisiología y ecología de corales.

Es importante destacar que en las costas de México existe una gran variedad de ecosistemas marinos, los cuales son un reflejo de amplia variabilidad espacial en sus condiciones oceanográficas, las cuales finalmente moldean las condiciones bajo las cuales se desarrollan estos ecosistemas pelágicos y benthicos. Algunos de estos ecosistemas deben ser considerados como piezas clave debido a que pueden utilizarse como *laboratorios naturales* para realizar estudios de acidificación del océano, lo que puede facilitar la comprensión del sistema, conocer sus efectos y plantear medidas de mitigación. Sin embargo, aun cuando las fortalezas son muchas, también es necesario retomar aquellos aspectos que limitan el desarrollo de las investigaciones y cuya subsanación requiere de atención inmediata, por ejemplo:

- Hay pocos laboratorios para la medición del sistema de carbonato, que permitan realizar intercalibraciones de forma adecuada.
- Se carece de una red de monitoreo del océano costero que permita determinar la variabilidad natural del sistema de carbonatos en diferentes zonas de México.
- Se requiere de compromisos institucionales serios y robustos (académicos y financieros) para la operación de redes de monitoreo a largo plazo.

Lo anterior plantea retos importantes, por lo que es necesario institucionalizar los esfuerzos con relación a la dinámica de los ciclos biogeoquímicos en los mares y costas de México, así como contar con una robusta Ley de Mares y Costas, que considere la opinión del panel científico. Para cubrir las diferentes escalas espacio-temporales se requiere de la combinación de diferentes estrategias de muestreo: información generada por satélites, cruceros oceanográficos y boyas oceanográficas. Paralelamente se deben llevar a cabo experimentos de campo y estudios socio-ambientales en los márgenes continentales; ésto incluye zonas de acuicultura o de pesquerías costeras, así como nuevos asentamientos relacionados con el turismo y la industria energética. Así mismo es urgente desarrollar estudios de exposición para conocer los efectos de la acidificación sobre especies nativas y/o endémicas de importancia ecológica y/o comercial.

Es importante liderar una iniciativa para realizar estudios en las zonas costeras y bahías más representativas de los diferentes ambientes y climas de México. Esto con el objetivo de cubrir las diferentes escalas espacio-temporales en combinación con diferentes estrategias de muestreo: información generada por satélites, cruceros oceanográficos y boyas oceanográficas (series de tiempo). Paralelamente, se propone llevar a cabo estudios socio-ambientales en los márgenes continentales. Esto incluye nuevos asentamientos y de desarrollo de actividades acuiculturales-pesqueras, turísticas, portuarias e industriales.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la NOAA, al GOA-ON, al North American Carbon Program, al programa IMECOCAL y al Programa Mexicana de Carbono por ayudar en

esta iniciativa de estudios en México. Especialmente, se agradece al Dr. Richard Feely por ser un promotor visionario e incansable impulsor de iniciativas sobre el tema de la acidificación en Norte America. Se agradece el apoyo de la Dra. K. Barbeau y su equipo, por invitarnos a ser parte del crucero DCM-2008. Se agradece especialmente al apoyo del proyecto “Establecimiento de línea de base en aguas profundas del Golfo de México en respuesta al derrame petrolero asociado a la plataforma Deepwater Horizon” coordinado por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y financiado por la Comisión Nacional para el Uso y Conservación de la Biodiversidad (CONABIO).

LITERATURA CITADA

- Barton, A., B. Hales, G. G. Waldbusser, C. Langdon and R. A. Feely. 2012. The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: implications for near-term ocean acidification effects. *Limnology and Oceanography* 57:698-710.
- Bopp, L., C. Le Quéré, M. Heimann, A. C. Manning and P. Monfray. 2002. Climate-induced oceanic oxygen fluxes: Implications for the contemporary carbon Budget. *Global Biogeochem. Cycles* doi: 10.1029/2001GB001445.
- Brill, R.W. 1996. Selective Advantages conferred by the high-performance physiology of tunas, billfishes, and dolphin fish. *Comp. Biochem. Physiol.* 113:3-15.
- Broecker, W. S. and T. H. Peng. 1992. Interhemispheric transport of carbon dioxide by ocean circulation. *Nature* 356:587-589.
- Burgents, J. E., K. G. Burnett and L. E. Burnett. 2005 Effects of hypoxia and hypercapnic hypoxia on the localization and the elimination of *Vibrio campbelli* in *Litopenaeus vannamei*, the Pacific white shrimp *Biol. Bull.* 208:159-68.
- Caldeira, K. and M. E. Wickett. 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature*. 425:365
- Canadell, J. G., C. Le Quéré, M. R. Raupach, C. B. Field, E. T. Buitenhuis, P. Ciais, T. J. Conway, N. P. Gillett, R. A. Houghton and G. Marland. 2007. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:18866-18870.
- Cepeda-Morales, J., E. Beier, G. Gaxiola-Castro, M. F. Lavín and V. M. Godínez. 2009. Effect of the oxygen minimum zone on the second chlorophyll maximum in the Eastern Tropical Pacific off Mexico. *Ciencias Marinas* 35:389-403.
- Chan, F., J. A. Barth, J. Lubchenco, A. Kirincich, H. Weeks, W. T. Peterson and B. A. Menge. 2008. Emergence of anoxia in the California current large marine ecosystem. *Science* 319:920-920.



- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayon, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin and A. López-Pérez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico, *J. Geophys. Res. Ocean*, 120: 7752–7770
- Cortes, J. 2003. Coral reefs of the Americas: an Introduction to Latin American coral reefs.. *In: Cortes, J. (ed.) Latin American Coral Reefs*. Elsevier, Amsterdam. pp:1-17
- Delgadillo-Hinojosa F., J. V. Macías-Zamora, J. A. Segovia-Zavala y S. Torres-Valdés. 2001. Cadmiun enrichment in the Gulf of California. *Marine Chemistry* 75:109-122
- Doney, S. C., V. J. Fabry, R. A. Feely and J. A. Kleypas. 2009. Ocean acidification: The other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science*. 1:1, 169-192
- Ekau, W., H. Auel, H. O. Portner and D. Gilbert. 2009. Impacts of hypoxia on the structure and processes in the pelagic community (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences Discus*. 6:5073-5144
- Fabry, V. J., B. A. Seibel, R. A. Feely and J. C. Orr. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science* 65:414–432.
- Farber-Lorda, J., E. J. Beier-Martin and V. M. Godinez-Sandoval. 2010. Vertical distribution of zooplankton in the oxygen minimum zone of the mexican tropical Pacific during autumn and the habitat compression hypothesis. *IMBER Update Newsletter* 16.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernández-Ayon, D. Ianson and B. Hales. 2008. Evidence for upwelling of corrosive "acidified" water onto the continental shelf. *Science* 320:1490-1492.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, K. Lee, W. Berelson, J. Kleypas, V. J. Fabry and F. J. Millero. 2004. Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science*, 305:362-366.
- Franco, A. C., J. M. Hernández-Ayon, E. Beier, E. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Farber-Lorda, R. Castro and R. Sosa-Avalos. 2014. Air-sea CO₂ fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico, *J. Geophys. Res. Oceans* doi:10.1002/2013JC009337.
- Gaxiola-Castro, G., S. Alvarez-Borrego y R. A. Shwartzlose. 1978. Sistema del bióxido de carbono en el Golfo de California. *Cienc. Mar*. 5:25-40.
- Grantham, B. A., F. Chan, K. J. Nielsen, D. S. Fox, J. A. Barth, A. Huyer, J. Lubchenco and B. A. Menge. 2004. Upwelling-driven nearshore hypoxia signals ecosystem and oceanographic changes in the northeast Pacific. *Nature* 429:749-754.
- Guinotte, J. M. and V. J. Fabry. 2008. Ocean Acidification and Its Potential Effects on Marine Ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:320-342.
- Hales, B., L. Karp-Boss, A. Perlin and P. A. Wheeler. 2006. Oxygen production and carbon sequestration in an upwelling coastal margin, *Global Biogeochem. Cycles* doi:10.1029/2005GB002517.
- Hernández-Ayón, J. M. 2011. CO₂ system studies in Mexican coastal waters: Baja California and the connections with subtropical water. Mid-Term Strategy theme: Air-sea gas fluxes at Eastern boundary. *SOLAS News Letter* Number 13:26-27.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, Santamaria-del Angel, S. Galindo-Bect and J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of Dissolved Inorganic Carbon in the Midriff Islands of the Gulf of California: Influence of Water Masses. No. Especial del Golfo de California. *Ciencias Marinas*. 39:183-201.
- Hidalgo-González, R., S. Álvarez-Borrego y A. Zirino. 1997. Mezcla en la región de las grandes islas del Golfo de California: Efecto de la pCO₂ superficial. *Cienc. Mar*. 23:317-327
- His, E., M. N. L. Seaman and R. Beiras. 1997. A simplification of the bivalve embryogenesis and larval development bioassay method for water quality assessment. *Water Res.* 31:351–355.
- Holman, J. D, K. G. Burnett and L. E. Burnett. 2004. Effects of hypercapnic hypoxia on the clearance of *Vibrio campbelli* in the Atlantic blue crab, *Callinectes sapidus* rathbun *Biol. Bull.* 206:188–96.
- IPCC. 2007. *Climate Change: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Karstensen, J., L. Stramma and M. Visbeck. 2008. Oxygen minimum zones in the eastern tropical Atlantic and Pacific oceans. *Progress in Oceanography* 77:331-350.
- Keeling, R. F., A. Kortzinger and N. Gruber. 2010. Ocean deoxygenation in a warming world. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 2:463–493
- Kurihara H, S. Kato and A. Ishimatsu. 2007. Effects of increased seawater pCO₂ on early development of the oyster *Crassostrea gigas*. *Aquat Biol* 1:91–98.
- Manzello, D. P., J. A. Kleypas, D. A. Budd, C. M. Eakin, P. W. Glynn and C. Langdon. 2008. Poorly cemented coral reefs of the eastern tropical Pacific: Possible insights into reef development in a high-CO₂ world. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:10450-10455.
- Matear, R. J. and A. C. Hirst. 2003. Long-term changes in dissolved oxygen concentrations in the ocean caused by protracted global warming, *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2002GB001997.
- Mucci, A. 1983. The solubility of calcite and aragonite in seawater at various salinities, temperatures, and one atmosphere total pressure, *American Journal of Science* 283:780-799.
- Orr, J. C., V. J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S. C. Doney, R. A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos, R. M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R. G. Najjar, G. K. Plattner, K. B. Rodgers, C. L. Sabine, J. L. Sarmiento, R. Schlitzer, R. D. Slater, I. J. Totterdell, M. F. Weirig, Y. Yamanaka and A. Yool. 2005. Anthropogenic

- ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437:681-686.
- Paulmier, A. and D. Ruiz-Pino. 2009. Oxygen minimum zones (OMZs) in the modern ocean. *Progress In Oceanography* 80:113-128.
- Paulmier, A., D. Ruiz-Pino and V. Garçon. 2008. The oxygen minimum zone (OMZ) off Chile as intense source of CO₂ and N₂O. *Continental Shelf Research* 28:2746-2756
- Portner, H. O. and A. P. Farrell. 2008. Physiology and Climate Change. *Science* 322:690-92.
- Prince, E. D. and C. P. Goodyear. 2006. Hypoxia-based habitat compression of tropical pelagic fishes. *Fish. Oceanogr.* 15:451-464.
- Santamaria-del Angel, E., S. Alvarez-Borrego and F. E. Muller-Karger. 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *Journal of Geophysical Research*. 99:7411-7421.
- Schmitz, W. J. and P. L. Richardson. 1991: On the sources of the Florida Current. *Deep-Sea Research*, 38 (Suppl.):379-409.
- Siebel, B. A. 2011. Critical oxygen levels and metabolic suppression in oceanic oxygen minimum zones. *The Journal of Experimental Biology* 214:326-336
- Smith, S. V. 2013. Parsing the oceanic calcium carbonate cycle: a net atmospheric carbon dioxide source, or a sink? L&O e-Books. Association for the Sciences of Limnology and Oceanography. Texas. 42 p. doi: 10.4319/svsmith.2013.978-0-9845591-2-1.
- Steinacher, M., F. Joos, T. L. Frolicher, G. K. Plattner and S. C. Doney. 2009. Imminent ocean acidification in the Arctic projected with the NCAR global coupled carbon cycle-climate model. *Biogeosciences* 6:515-533
- Stramma, L., G. C. Johnson, J. Sprintall and V. Mohrholz. 2008. Expanding oxygen-minimum zones in the tropical oceans. *Science* 320:655-657
- Stramma, L., S. Schmidtko, L. A. Levin and G. C. Johnson. 2010. Ocean oxygen minima expansions and their biological impacts. *Deep-Sea Research I* 57:587-595.
- Torres-Delgado, E. V., F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, J. A. Segovia-Zavala, J. M. Hernández-Ayón and S. Galindo-Bect. 2013. Enriquecimiento invernal de nutrientes inorgánicos (NO₃, PO₄, Si(OH)₄) en la capa superficial del Canal de Ballenas-Salsipuedes en el Golfo de California. No. Especial del Golfo de California. *Ciencias Marinas*. 39:151-164.
- Ulloa, O., D. E. Canfield, E. F. DeLong, R. M. Letelier and F. J. Stewart. 2012. Microbial oceanography of anoxic marine zones. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109:15996-16003
- Vaquier-Sunyer, R. and C. M. Duarte. 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105:15452-15457.
- Washington State Blue Ribbon Panel on Ocean Acidification. 2012. *Ocean Acidification: From Knowledge to Action*, Washington State's Strategic Response. Adelman, H. and L. Whiteley-Binder (eds). Washington Department of Ecology, Olympia, Washington. Publication no. 12-01-015.
- Wolf-Gladrow, D. A., U. Riebesell, S. Burkhardt and J. Bijma. 1999. Direct effects of CO₂ concentration on growth and isotopic composition of marine plankton. *Tellus Series B Chemical and Physical Meteorology* 51:461-476.
- Zirino, A., J. M. Hernández-Ayón, R. A. Fuhrman, S. Alvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, R. Lara-Lara and R. L., Bernstein. 1997. Estimaciones Superficiales de PCO₂ en el Golfo de California a Partir de Mediciones Continuas de pH e Imágenes de Satélite. *Cienc. Mar.* 23:1-22.



Capítulo 5

ZONA DEL MÍNIMO DE OXÍGENO EN EL PACÍFICO MEXICANO

Coordinador

Helmut Maske¹

Colaboradores

**Elva Escobar², Laura Sánchez³, Cesar O. Almeda-Jauregui¹, Cecilia Chapa-Balcorta⁴,
Ramón Sosa-Avalos⁵ y J. Martín Hernández-Ayón⁶**

¹Depto. Oceanografía Biológica, CICESE, Ensenada, Baja California, México.

²Unidad Académica Ecología Marina, ICML, UNAM, Ciudad de México, México.

³Departamento Plancton y Ecología Marina, IPN-CICIMAR, La Paz BCS, México.

⁴Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

⁵Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima, Manzanillo, Colima, México.

⁶Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

INTRODUCCIÓN

Esta síntesis forma parte de un esfuerzo en la generación de conocimiento para informar sobre la dinámica del carbono orgánico (C_{org}) e inorgánico (C_i) en biomasas terrestres y acuáticas, incluyendo lagos, costas y océanos en México, con el fin de entender los procesos dominantes y cómo éstos son modificados en el tiempo y espacio por cambios naturales y antropogénicos. Los océanos tienen un papel importante en el ciclo global del carbono, ya que absorben 25% de las emisiones de CO_2 de origen antropogénico (*i.e.* Walsh *et al.*, 2017), ver Caja 1. Considerando que el

área marina de la zona económica exclusiva (ZEE) de México más que 1.5 veces el área del territorio nacional, la ZEE tiene un papel importante en el ciclo de carbono. Una parte importante de la ZEE en el Pacífico mexicano está conformada por la zona del mínimo de oxígeno (ZMO) del Pacífico Norte, la cual es de gran interés debido a que la dinámica del ciclo de carbono es diferente en esta región, en comparación con otras regiones oceanográficas. Esta síntesis intenta enfocarse en el núcleo de la zona de mínimo de oxígeno y pretende actualizar la información presentada anteriormente sobre esta zona (Maske *et al.*, 2017a).

Caja 1. Flujos de carbono en márgenes continentales y la ZMO

Los márgenes continentales, Figura C1.1, representan la interfaz entre los ambientes terrestres-costeros y las aguas oceánicas adyacentes, los cuales no han sido suficientemente estudiados. La masa de agua representando la ZMO está separada de la capa superficial por la oxiclina. La oxiclina se presenta más somera cerca de la costa. Mediante el intercambio vertical la ZMO alimenta la capa superficial con altas concentraciones de nutrientes y bajo pH (Paulmier *et al.*, 2011); este mantiene alta productividad primaria y secundaria en las aguas superficiales. Las condiciones biogeoquímicas de la ZMO propician la producción de gases con potencial de impactar el clima por formación de nubes, gases invernadero o la concentración estratosférica de ozono. Los giros superficiales en la figura indican el posible control de la interacción entre ZMO y las aguas superficiales por giros de mesoescala.

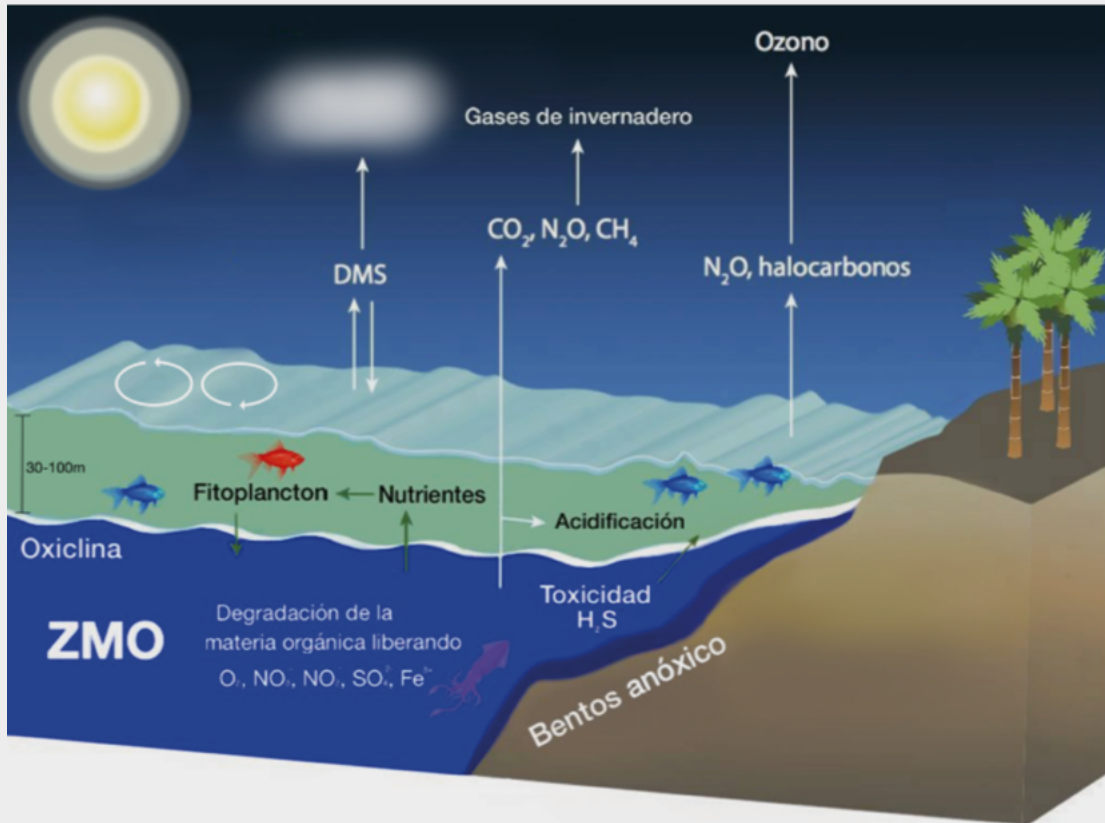


Figura C1.1. Representación de los procesos biogeoquímicos que se presentan en Zonas del Mínimo de Oxígeno.
 Fuente: <http://www.solas-int.org/figures-conceptual-diagrams.html>. Modificado por Yisaak Hernández-Luna.

Si bien, en casi todos los océanos existe una concentración mínima de oxígeno a cierta profundidad, en algunas regiones este mínimo es más pronunciado. En el Pacífico oriental se observan zonas hipóxicas con concentraciones de oxígeno menores al 30% de la concentración de saturación, un límite crítico para muchos organismos marinos (Vaquer-Sunyer y Duarte, 2008; Levin, 2018). Las zonas del mínimo de oxígeno (ZMO) presentan gradientes pronunciados con concentraciones subóxicas, menores a $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ (o

menos de 10% de la concentración en saturación del oxígeno) en las capas intermedias, la capa mesopelágica (100–1200 m) y parte de la capa epipelágica (0-100 m) por debajo de la piconclina superficial (Paulmier y Ruiz, 2008). Las concentraciones subóxicas se encuentran desde el Golfo de Alaska, cuyo mínimo de oxígeno se localiza más profundo (Figura 1), hasta la porción sur de Chile incluyendo a Perú (Pacífico Sur-Oriental tropical) y a México (Pacífico Nor-Oriental tropical, PNOT). Existen otras zonas similares, al

margen de Pakistán, en la región frente a Mauritania en el noroeste de África y en la corriente de Benguela (Levin, 2018). Todas estas zonas se clasifican como zonas de mínimo de oxígeno (ZMO). De las ZMOs, la región frente a México (ZMOm) contiene parte de la ZMO geográficamente más extensa del mundo, la cual representa 67% del volumen subóxico con concentraciones de menos de $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ en todos los océanos globales (Bianchi *et al.*, 2012).

Otras zonas hipóxicas como son el Mar Negro, o aquellas que ocurren sobre la zona costera y hasta la plataforma continental, también llamadas zonas *muertas*, no se clasifican como ZMOs, debido a que las primeras son de origen antropogénico y que existe evidencia de la existencia de zonas muertas, anterior al efecto antropogénico (Breitburg *et al.*, 2018). Ejemplo de zonas muertas son el norte del Golfo de México frente al río Mississippi, el suroeste del Golfo de México frente a los ríos Usumacinta y Grijalva, y el Mar Báltico (Breitburg *et al.*, 2018). Las concentraciones de oxígeno disuelto menores a $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ son significativamente

más bajas que la concentración definida como límite para que la gran mayoría de eucariontes multicelulares realice la respiración aeróbica, la cual corresponde a concentraciones de hipoxia definida (concentraciones $< 63 \mu\text{mol kg}^{-1}$). Aquí se citan concentraciones de oxígeno usando diferentes unidades de acuerdo a los diferentes fuentes. Para considerar la compresibilidad del agua en profundidades grandes lo correcto sería usar concentraciones por peso, pero como no se puede medir el peso en un barco, lo común es usar concentraciones por volumen; la conversión aproximada es: $\mu\text{mol kg}^{-1} = 1.024 \times \mu\text{mol L}^{-1}$. Las concentraciones en el núcleo de la ZMO corresponden a valores menores a $5 \mu\text{mol L}^{-1}$, dicha concentración es considerada como el límite detectable con métodos convencionales.

Es importante considerar que para determinar el espesor de la capa en la ZMOm (Figura 1), así como la profundidad de la ocurrencia de la oxiclina del mínimo de oxígeno (Figura 2), la información disponible es limitada (Maske *et al.*, 2017a).

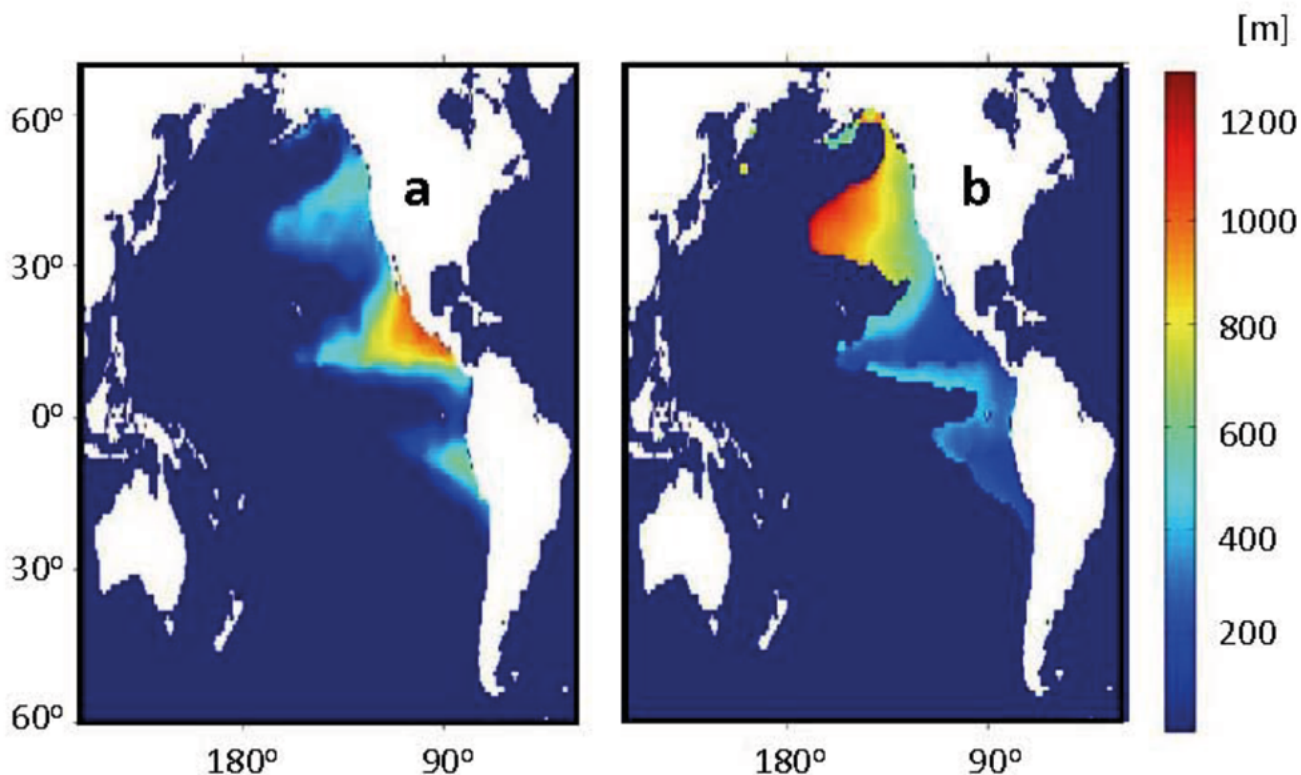


Figura 1. Las ZMOs en el Pacífico oriental con imágenes que muestran el límite de $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ de oxígeno.

La escala de color indica la profundidad en metros para las imágenes a y b. a) Espesor de la capa ZMO. b) La profundidad de la oxiclina somera.

Fuente: Figura modificada de Fuenzalida *et al.* (2009).

¿Qué caracteriza a las regiones con ZMO?

La literatura describe a las ZMOs como resultado de los sistemas de surgencia asociados a fronteras orientales con la costa al este y el mar al oeste (Easter Boundary Upwelling Systems, EBUS, por sus siglas en Inglés). Esto es debido a que, de manera generalizada, las concentraciones de oxígeno en el interior del océano están formadas por el balance entre la tasa de consumo de oxígeno resultado de la respiración de la materia orgánica y la tasa de aportación de oxígeno por corrientes mesopelágicas (ventilación). La combinación entre una elevada tasa de producción de materia orgánica en la superficie en las regiones EBUS (la cual se transporta hacia el fondo e incrementa la respiración al ser remineralizada) y la baja tasa de ventilación, promueven la formación de ZMOs (ver Caja 2). En consecuencia, históricamente la productividad alta de los EBUS se ha relacionado con la formación de las ZMOs. Sin embargo, esto no es el caso frente a México, en donde no existe un concepto

claro de los procesos que forman la ZMOm. Entonces, la gran pregunta es ¿Cómo se forma la ZMOm? Generalmente las ZMOs se generan por debajo de la pincolina y en el Pacífico Oriental, lo cual ocurre entre 20 y 100 m de profundidad (Figura C1.1.). La pincolina ocurre a la misma profundidad donde el perfil de oxígeno presenta su gradiente más intenso conocido como oxiclina somera, lo cual representa el techo de la zona subóxica. Por debajo de la oxiclina, las concentraciones de oxígeno presentan valores cercanos al límite de detección por métodos químico-analítico o electroquímico convencionales (alrededor de $5 \mu\text{mol kg}^{-1}$). Debajo de la zona subóxica se encuentra otro gradiente, la oxiclina profunda que es menos fuerte que la oxiclina más somera. En la ZMOm la oxiclina profunda se encuentra entre 800 y 1200 m (Figura 1 y 2). La oxiclina profunda normalmente no está asociada con una pincolina, incluso la capa subóxica muestra típicamente una estratificación de densidad ligeramente más alta que la columna de agua debajo de la oxiclina profunda.

Caja 2. Regiones con Zonas de Mínimos de Oxígeno

Las ZMOs que se muestran en la Figura C2.1 son en su mayoría el resultado de los sistemas de surgencia asociados a fronteras orientales con la costa al este y el mar al oeste (Easter Boundary Upwelling Systems, EBUS, por sus siglas en inglés). En estos sitios la combinación entre una elevada tasa de producción de materia orgánica en superficie en las regiones EBUS (la cual se transporta hacia el fondo e incrementa la respiración al ser remineralizada) y la baja tasa de ventilación, promueven la formación de ZMOs. Esta síntesis intenta enfocarse en el núcleo de la zona de mínimo de oxígeno en la costa mexicana, este ZMO no forma parte de los EBUS. Este capítulo pretende actualizar la información presentada anteriormente sobre esta zona (Maske *et al.*, 2017a).

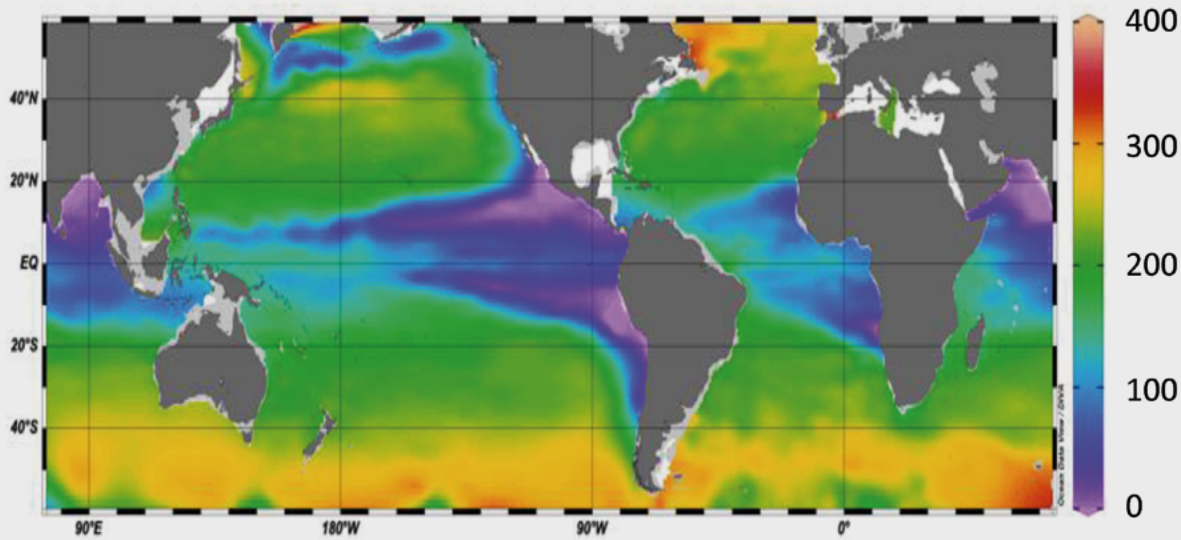


Figura C2.1. Distribución espacial de la concentración de oxígeno a 200 m de profundidad (la barra de colores indica la concentración en $\mu\text{mol kg}^{-1}$).
 Las Zonas del Mínimo Oxígeno corresponden aproximadamente con las concentraciones por debajo de $50 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (en morado).
 Fuente: Climatología de World Ocean Atlas (Boyer *et al.*, 2006).



Actualmente el interés en las ZMOs se ha incrementado por diferentes razones; una muy importante es que las ZMOs son regiones que ejercen un fuerte control fisiológico sobre toda la clase de organismos, en términos de límites de respiración aeróbica hasta desnitrificación o producción de gases invernadero. Además, en la actualidad se han encontrado evidencias de pérdidas de oxígeno en general en todos los océanos, lo cual propicia incrementos en la extensión regional de las ZMOs, que sugieren una desoxigenación general de los océanos (Schmidtke *et al.*, 2017; Gilbert, 2017; <https://www.ocean-oxygen.org/de/declaration>). Se prevé que, como resultado del cambio global, se incrementará la desoxigenación hacia finales del siglo, debido a la estratificación térmica superficial en los océanos como resultado del calentamiento en la superficie del océano. La estratificación térmica limita la disolución de gases, disminuye el ingreso de aguas superficiales hacia la profundidad y reduce la ventilación de aguas profundas. En una publicación reciente se ha relacionado el aumento de la suma del contenido de oxígeno y dióxido de carbono en la atmósfera con el calentamiento de los océanos, se argumenta que el incremento de los gases en la atmósfera tiene su origen en los océanos (Resplandy *et al.*, 2018). Como resultado del decremento de la solubilidad de gases debido al calentamiento del interior de los océanos, el balance indica que la dirección se ha movido hacia la atmósfera. Es interesante señalar que los modelos numéricos globales indican que posterior a un período entre 50 y 100 años, las ZMOs se reducirán regionalmente debido a que el aumento en la estratificación superficial reducirá el transporte de nutrientes hacia la superficie y este limitará la producción de materia orgánica y por ende su flujo hacia la profundidad. La falta de materia orgánica en la profundidad reduce la respiración y la pérdida de oxígeno (*i.e.* Fu *et al.*, 2018). Sin embargo, en el caso de México, los modelos numéricos no reproducen bien la extensión regional de la ZMO por

falta de información sobre la circulación hidrográfica en aguas mesopelágicas entre 200 y 1000 m (Cabré *et al.*, 2015) y la falta también de un concepto claro de cómo funciona la biogeoquímica en la ZMO.

La información existente sugiere que la ZMO cambia poco con los ciclos climáticos como lo es ENSO (el ciclo entre La Niña y El Niño) o la oscilación decadal del Pacífico. Las partes periféricas de la ZMO, específicamente en el norte donde se traslapa con la *zona de transición* influenciada por la Corriente de California, probablemente son más susceptibles a variaciones climáticas porque responden a los patrones de viento y las corrientes superficiales. En esta región norte del ZMO los núcleos de sedimento muestran cambios en las concentraciones de oxígeno relacionados con los ciclos climáticos (Deutsch *et al.*, 2014).

ZONA DE MÍNIMO OXÍGENO EN MÉXICO

La ZMO del Pacífico Oriental frente a México

La descripción de la extensión de la ZMO es limitada simplemente por falta de datos. En esta ZMO vale la pena diferenciar entre las regiones que son el núcleo del ZMO de la región periférica. La zona núcleo muestra un perfil monotónico de oxígeno con concentraciones $< 5 \mu\text{mol L}^{-1}$, con un espesor de más de 800 m (este concentración corresponde a 0.11 mL L^{-1} en Figura 2). Esta zona núcleo está centrada cerca de Acapulco y se extiende hacia el este-sureste por 1500 km. Hacia el sur y norte de esta zona núcleo hay intrusiones de capas delgadas de baja concentración de oxígeno típicamente de $< 20 \mu\text{moles L}^{-1}$ (igual a 0.45 mL L^{-1}). Estas capas se citan en la literatura (Margolske *et al.*, 2018) como máximos secundarios de oxígeno (a 500 m de profundidad en Figura 3) y los perfiles de oxígeno de la parte periférica no son monotónicos debido a los máximos de oxígeno secundarios.

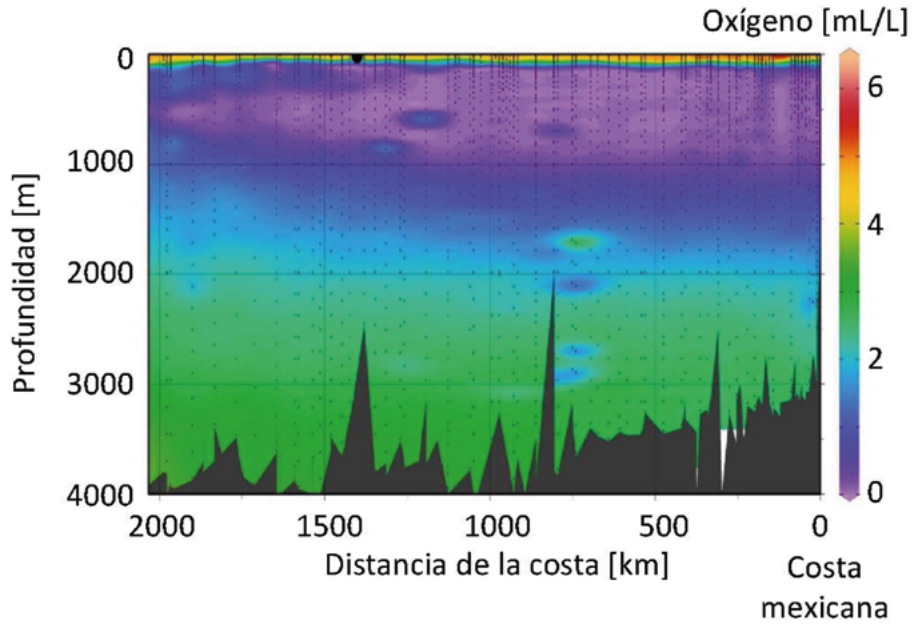


Figura 2. Sección de concentración de oxígeno de la costa de Guerrero (0 km) hacia el oeste (2000 km). La concentración de oxígeno de 6 mL/L corresponde a $268 \mu\text{mol kg}^{-1}$.

Fuente: Datos de World Ocean Data Bank 2013 (Boyer *et al.*, 2013).

Estas intrusiones de máximos secundarios se han interpretado como el resultado de eventos de ventilación de la ZMOM (Margolskee *et al.*, 2018).

Hasta el momento no se cuenta con datos suficientes en la ZMOM que permitan definir las fronteras que definen al núcleo y la parte periférica de la zona subóxica.

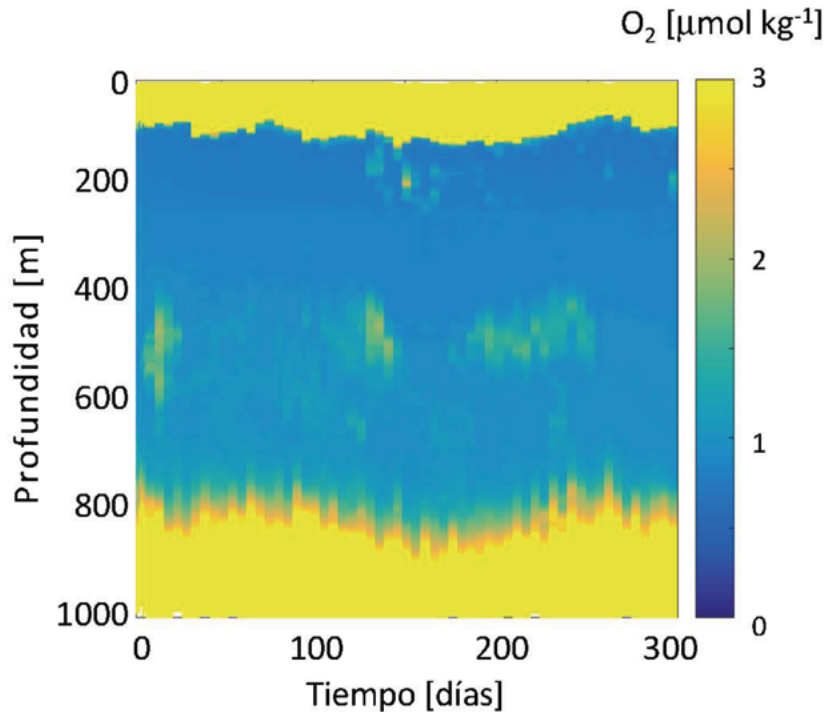


Figura 3. Perfiles semanales de oxígeno tomado por el perfilador Argo #3901530 durante 300 días 2016-2017 a deriva en la región periférica del ZMOM de 14°N , 108°Oeste .

Caja 3. El límite norte de la ZMO y cambios estacionales de la oxiclina

En la Figura C3.1. se muestra, para distintos meses del año, la profundidad de la oxiclina (Cepeda *et al.*, 2013). Los datos son copiados de la única publicación con datos estacionales de la ZMOm, además la figura indica claramente el límite norte de la ZMO.

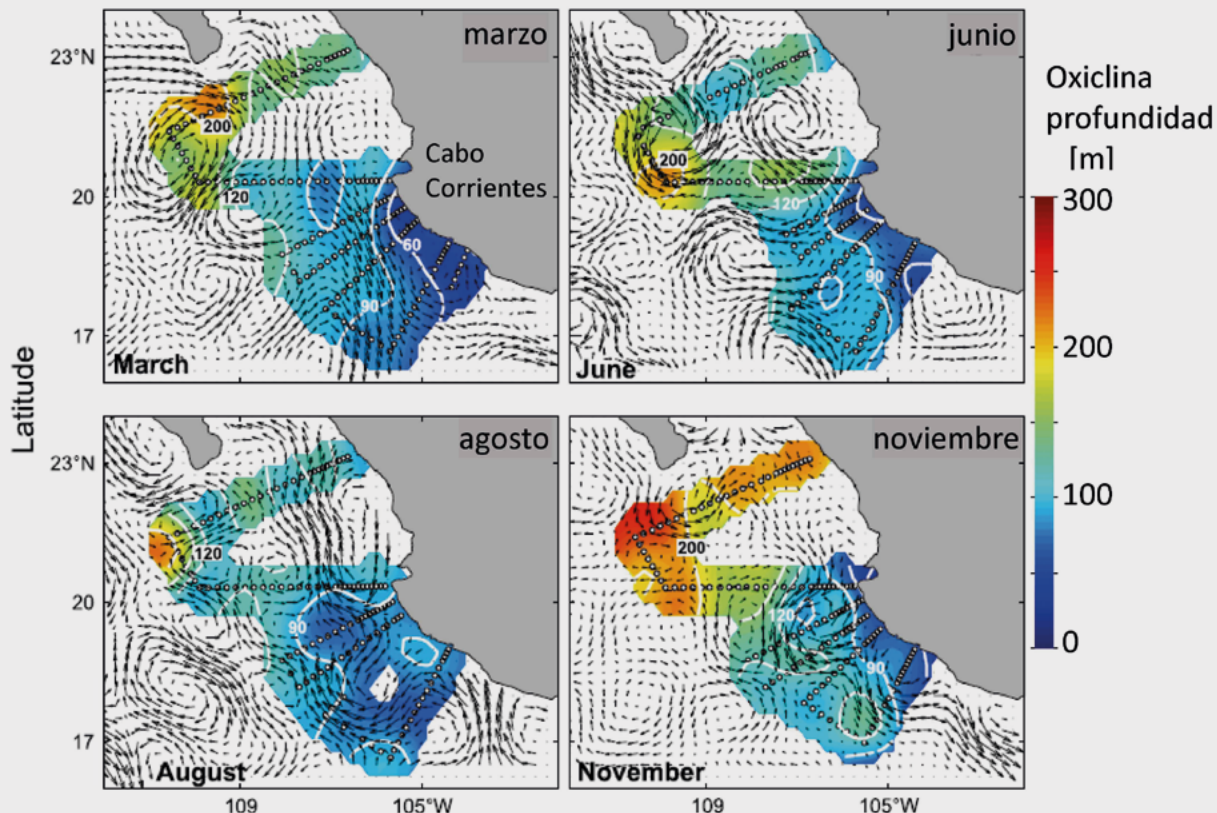


Figura C3.1. Las profundidades de la oxiclina (9 mmoles L⁻¹) en diferentes estaciones del año en la zona norte del núcleo de ZMO frente de Cabo Corriente (Cepeda *et al.*, 2013).

En esta región al norte del núcleo de la ZMO la profundidad de la oxiclina varía entre 50 y 250 m, con la oxiclina más somera cerca de la costa. Al norte de Cabo Corriente se encuentra la oxiclina durante todo el año a más profundidad indicando el límite norte de la ZMO. Los datos se tomaron en cruceros de 2005 – 2007. No sabemos si las diferencias entre los 4 cruceros oceanográficos representan un patrón estacional o son respuesta a condiciones hidrográficas no estacionales.

Relación de las ZMO con el ciclo de carbono

El mecanismo de formación de las ZMO por respiración aeróbica implica que no solo hay un déficit de oxígeno, sino que también hay un exceso de carbono inorgánico total (Ci) y de micronutrientes como nitrógeno o fósforo. La concentración de Ci se estima con base en la diferencia de la concentración de O₂ y la concentración preformada de oxígeno (cuando estaba el agua en contacto con la atmósfera). Esta última se puede calcular a partir de la temperatura y la salinidad

o medir usando la absorción en el infrarrojo. La diferencia de concentración de oxígeno está definida como uso aparente de oxígeno (UAO). La estimación presentada en la Caja 4 indica que la ZMOm es un almacén de carbono y que retiene una cantidad significativa de CO₂; por lo que cambios futuros en el volumen de la ZMO tiene implicaciones importantes para el balance de carbono. Los mismos procesos que transportan los nutrientes hacia la superficie y que fertilizan la producción primaria, también transportan el Ci hacia la capa superficial. En estos casos la

elevada concentración de Ci ocasiona ventilación de CO₂ hacia la atmósfera. Maske *et al.* (2010) muestran un ejemplo donde la alta concentración de CO₂ total está relacionada con la concentración de clorofila,

indicando un transporte de nutrientes junto con el CO₂ total. Otros datos de Ci en aguas superficiales no muestran un patrón tan claro (Franco *et al.*, 2014).

Caja 4. Relación UAO versus Carbono

A partir de la estequiometría molecular de la materia orgánica remineralizada se puede calcular la UAO (utilización aparente de oxígeno) y el CO₂ producido por respiración aeróbica (Bittig *et al.*, 2018). Utilizando la estequiometría de Paulmier *et al.* (2011) y de los datos disponibles podemos estimar el CO₂ total (Ci) en la ZMO-mexicana:

Consumo de oxígeno (UAO) en aguas ZMOm:	250 mmol m ⁻³ O ₂
Estequiometría molecular oceánica (Paulmier <i>et al.</i> , 2011):	1.45 [O ₂ /Ci]
Ci por respiración en ZMO está por encima de las aguas superficiales:	172 mmol Ci m ⁻³
Volumen mínimo de la ZMOm:	
Triángulo de 1500 km longitud, 1500 km latitud, 0.5 km espesor:	0.5 x 10 ⁶ km ³
CO ₂ total arriba de lo normal en el volumen del ZMO:	1 x 10 ¹⁴ mol Ci
Comparando:	
CO ₂ producido por uso mundial de combustible fósil por año:	3 x 10 ¹⁴ mol CO ₂ año ⁻¹

La ZMOm en el contexto de cambio climático

El incremento de las concentraciones de CO₂ en el océano aumentan la concentración de protones (H⁺) y por tanto disminuye el pH. Es por ello, que se reporta que la ZMOm puede ejemplificar las características futuras de los océanos expuestos al incremento de CO₂ atmosférico. Una vez que el oxígeno es reducido y alcanza concentraciones nanomolares, las bacterias metanogénicas liberan metano que normalmente está oxidado en el agua o forma hidratos. Las condiciones redox entonces favorecen a procesos de desnitrificación (reducción de NO₃ a nitrógeno molecular). Durante la desnitrificación se produce óxido nitroso (N₂O), el cual es conocido también por ser un gas de efecto invernadero que se encuentra en concentraciones elevadas en zonas con alta UAO, como en las ZMOs (Buitenhuis *et al.*, 2018). La ventilación de estos diferentes gases a la atmósfera está limitada por la estratificación entre la capa ZMOm y la capa superficial a la altura de la pycnoclina.

En las ZMOs hay tres puntos relevantes a considerar relacionados con el cambio climático y el ciclo de carbono: a) el secuestro de carbono inorgánico de origen atmosférico, b) la posible ventilación de gases hacia la atmósfera, desde O₂, CO₂, CH₄, hasta

N₂O y H₂S; y c) la probable expansión del espesor de las zonas hipóxica y anóxica.

Las ZMOs sirven como almacenes de carbono y por tanto los cambios en el volumen de la concentración subóxica cambiarían la concentración de CO₂ retenido en el agua y sedimento. A continuación, se detallan los tres puntos antes mencionados:

a) El secuestro de carbono atmosférico

En el océano, el secuestro de CO₂ se da a través de la bomba biológica con el transporte de materia orgánica particulada (MOP) que cruza la termoclina y se deposita en el fondo. El transporte se realiza pasivamente por hundimiento de partículas, incluyendo heces fecales de organismos y activamente por organismos que migran verticalmente en el periodo diurno. La eficiencia de transporte se puede parametrizar con el exponente beta de la curva de Martin *et al.* (1987). Este autor define una disminución exponencial de la tasa de transporte en función de la profundidad. A su vez, el transporte del MOP adentro de la ZMO depende del tipo de partículas, su tamaño y peso específico, además de la resuspensión de las partículas orgánicas por turbulencia y de la concentración de oxígeno disuelto disponible en la ZMO (Bretagnon *et al.*, 2018).



En la ZMO frente a Perú, una región de surgencia costera con intenso transporte vertical turbulento, la eficiencia del secuestro de carbono por hundimiento de orgánico particulado es potencialmente reducido. Diferente a Perú la ZMO frente a México se encuentra en una región de oxiclina someras con gradientes de densidad mucho más altos con menos posibilidad de intercambio vertical. En aguas profundas, las partículas orgánicas que han cruzado la ZMO sin degradarse pueden ser degradadas por debajo de la oxiclina profunda. El transporte vertical de materia orgánica es controlado parcialmente por los organismos que migran diariamente de la superficie hasta por debajo de la oxiclina profunda, estos organismos se alimentan de manera nocturna en la superficie y liberan heces fecales en el día adentro o por debajo de la ZMO (Van Mody *et al.*, 2002). El zooplankton ingiere y también fragmenta las partículas a tamaños más pequeños (en inglés *coprohexy*). Esta fragmentación resulta en reducir las tasas de hundimiento y a la vez facilita la digestión y respiración de la materia orgánica por los microorganismos.

b) El intercambio de CO₂ y otros gases con la atmósfera

La medición de la tasa de intercambio vertical de gases en el ambiente oceánico es compleja. En tierra firme se utiliza actualmente la técnica de covarianza de vórtices, donde se mide con alta frecuencia la concentración de CO₂ y al mismo tiempo el movimiento tridimensional del aire. Esta técnica no es aplicable para el océano porque no existe una plataforma de referencia suficientemente estable. En el océano se mide la diferencia de presión parcial de gases en el agua y la atmósfera y de este gradiente se calcula el flujo considerando la velocidad de transferencia del CO₂ en función de la temperatura, salinidad y la velocidad de viento (Wanninkhof *et al.*, 2007). Este último método sufre de la gran variedad de relaciones entre tasas de transporte y los gradientes de concentración.

En México se han reportado mediciones de la concentración de oxígeno a niveles de supersaturación de oxígeno en una boya costera cerca de Manzanillo (Colima) la cual se localiza en una región considerada como dentro de la ZMOm (Dr. Sosa, Universidad de Colima, comunicación personal). Esto se explica como resultado de la producción de oxígeno por fotosíntesis. Normalmente no se detectan bajas concentraciones de oxígeno en la superficie arriba de una zona de mínimo

de oxígeno porque el intercambio de oxígeno entre atmósfera y la capa superficial de agua es más rápido que el intercambio de aguas entra la capa superficial y la zona subóxica. Por otro lado, el comportamiento de carbono inorgánico es diferente al del oxígeno, esto debido a que la cinética es más lenta entre los diferentes componentes del sistema del carbono inorgánico, y por tanto reduce la tasa de intercambio con la atmósfera. Las concentraciones superficiales de Ci medidas en el mar en regiones de ZMO frecuentemente muestran una concentración de Ci cercanas a valores en equilibrio con la atmósfera (Maske *et al.*, 2010; Franco *et al.*, 2014). En el Golfo de Tehuantepec los vientos intensos transportan las aguas de la ZMOm hasta muy cerca de la superficie. Chapa-Balcorta *et al.* (2015) documentaron Ci y pH en el Golfo de Tehuantepec después de vientos intensos en temporada de Tehuanos, estos datos indicaban la incursión de aguas del mínimo de oxígeno hasta la superficie (Figura 4). En esta región el mínimo de oxígeno está asociado al máximo de CO₂. Estos datos indican que las condiciones mencionadas promueven que esta región sea una fuente importante de CO₂ hacia la atmósfera, quedando en segundo lugar después de la ZMO de Perú. Aunado a ello, en el Golfo de Tehuantepec el estado de saturación para aragonita (Ω_{ar}), la cual es la forma cristalina de carbonato de calcio utilizada por los corales, llega a valores de subsaturación (cerca de uno) en la superficie. Los valores de Ω_{ar} por debajo de uno indican que los esqueletos de los corales y otros calcificadores están expuestos a condiciones de disolución. Los resultados de Chapa-Balcorta *et al.* (2015) sugieren que ante dichas condiciones (bajo oxígeno, Ci > 2 200 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, bajos valores de Ω_{ar} y pH), se pueden generar pulsos de estrés ecológico severo. Estas condiciones comprimen el hábitat para especies con altos requerimientos energéticos y aeróbicos, lo cual a su vez disminuye las ventanas de tolerancia y de coexistencia de diversas especies, afectando las relaciones depredador-presa y probablemente otros procesos ecológicos (Pörtner, 2010). En la actualidad no se han encontrado respuestas fisiológicas que sean universales, pero existen reportes como el de Pörtner (2010), en los que se reconoce que la reducción de O₂ y los cambios asociados de CO₂, temperatura y pH son factores multiestrés para los organismos. Por lo anterior, el CO₂ contenido en la ZMO es una importante fuente de CO₂ a la atmósfera y juega un papel predominante en los ecosistemas marinos del Pacífico mexicano. Los impactos ecológicos de la ZMOm se detallan más adelante.

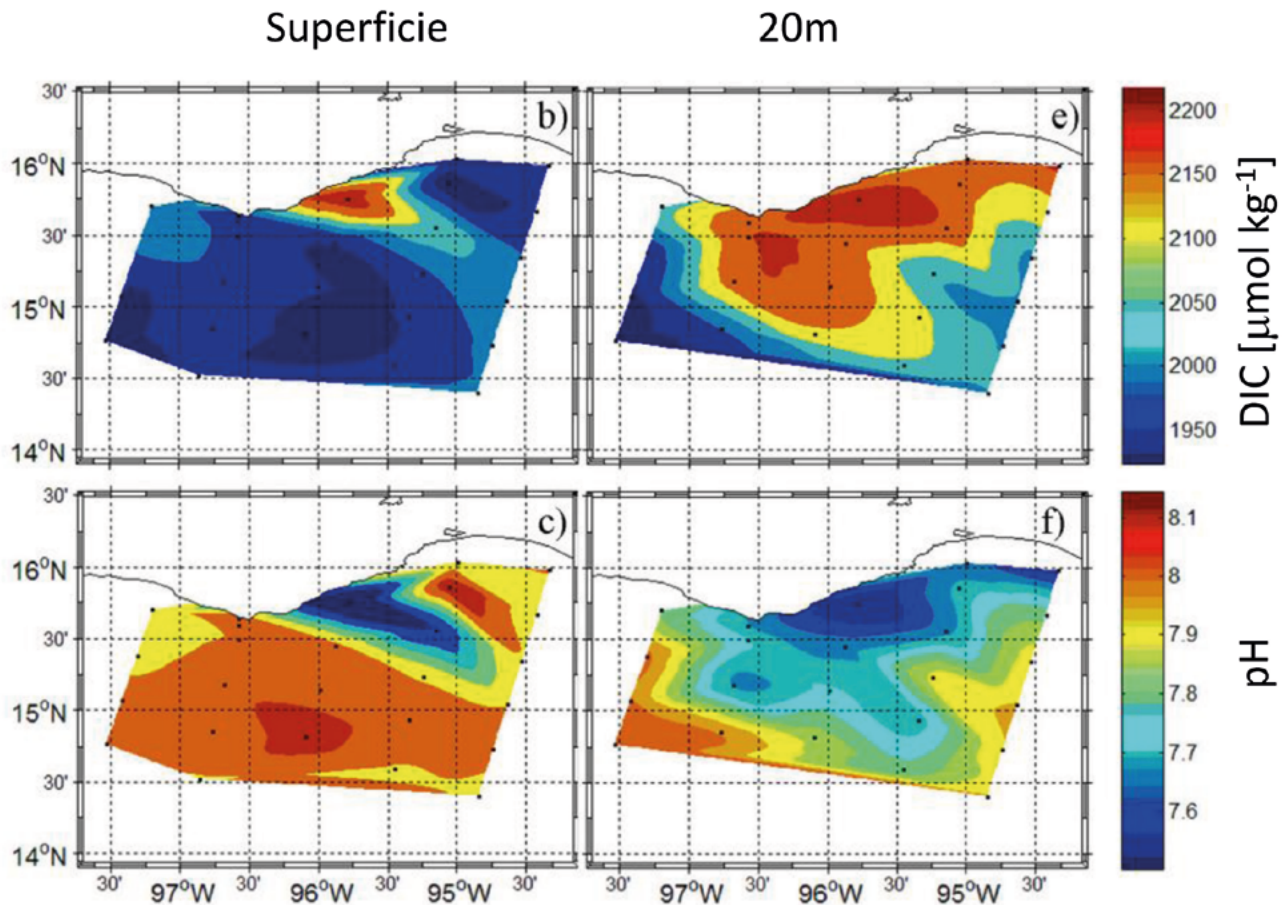


Figura 4. Carbono inorgánico y pH en la capa superficial y a 20 m de profundidad en el golfo de Tehuantepec después de un periodo de vientos Tehuanos.

Fuente: Modificado de Chapa-Balcorta *et al.* (2015).

A escala regional los datos registrados de SOCAT (<https://www.socat.info/index.php/data-access/>) no muestran, como se podría esperar, una huella clara de Ci superficial en la región del ZMOm (Figura 5). En general la estratificación de densidad en la piconclina reduce el transporte de Ci hacia la capa superficial. Sin embargo, en las regiones de Tehuantepec y Papagayo se observan incrementos de Ci asociados al enriquecimiento en superficie de agua proveniente de la ZMO, debido a que esta es transportada por procesos de mezcla, como consecuencia de la ruptura/

erosión de la piconclina por el forzamiento debido a los vientos intensos durante la temporada de Tehuanos. Las altas concentraciones alrededor del ecuador y cerca de Baja California Sur, probablemente también están relacionadas con procesos de transporte vertical. Así mismo, la Figura 5 muestra que difícilmente se registra la presencia de la ZMO debajo de la piconclina; típicamente solo después de eventos de vientos elevados se pueden esperar concentraciones altas en la capa superficial en la ZMO mexicana.

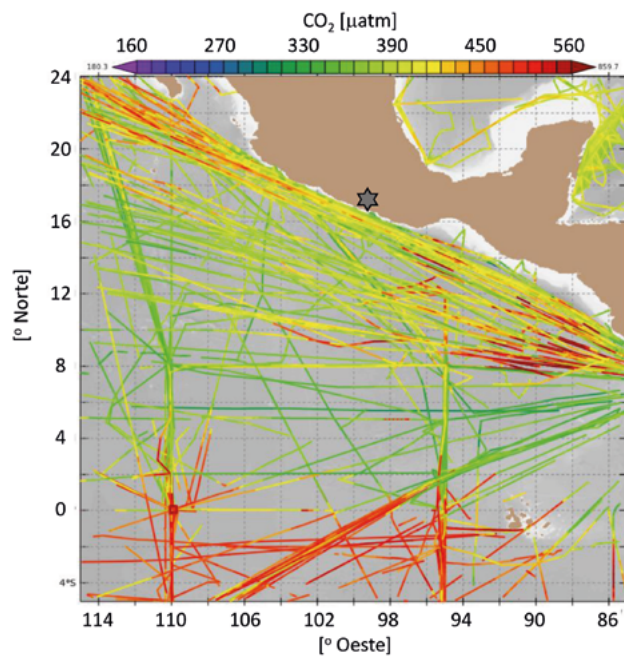


Figura 5. Datos superficiales de pCO₂ en μatm.

Fuente: 'Interactive Data Set Viewer' in <https://www.socat.info/index.php/data-access/>.

El marcador (estrella) señala la posición del puerto de Acapulco, un punto central aproximado de la ZMOm.

c) Expansión del espesor de las zonas hipóxica y anóxica

Existe una tendencia general en los océanos a la disminución de oxígeno disuelto (OD). Hay pocas series de datos de larga duración para documentar cambios decadales del OD en la columna de agua independiente de las ZMOs; sin embargo, se han reportado disminuciones de la concentración de oxígeno en lugares ecológicamente diferentes como es el caso de la “Estación P” en la zona sub-ártica del Pacífico (Whitney *et al.*, 2007) y también en la corriente de California (Bograd *et al.*, 2008). Investigaciones recientes sugieren que las ZMO's se están expandiendo tanto horizontalmente como verticalmente (Keeling y García, 2002; Stramma *et al.*, 2008). Los autores reportan que en los últimos 50 años ha ocurrido una disminución en la concentración de oxígeno disuelto entre los 300 y 700 m de profundidad. En contraste con estas observaciones, hay modelos que predicen un aumento de las concentraciones de OD en la termoclina tropical con una reducción asociada en las áreas subóxicas (Bopp *et al.*, 2002; Matear y Hirst, 2003). Sin embargo, en la actualidad se reporta que, como resultado del calentamiento del océano, la acidificación y la desoxigenación actuarán sinérgicamente como

factores de estrés en los ecosistemas marinos (Keeling *et al.*, 2010; Gruber, 2011). Esto impulsa a la necesidad de entender el funcionamiento de las ZMO.

La oxiclina somera cerca de la costa permite la entrada de ZMOm a las bahías, como es el caso de Acapulco. Es sabido que en bahías y estuarios hay sobreproducción de materia orgánica, lo cual resulta en una capa subóxica en el fondo debido a una limitada renovación de agua. Ante este escenario pero sin la presencia de una ZMO aleadaña, la circulación renueva el agua cercana al fondo y ayuda a oxidar el sedimento y su contenido de materia orgánica. Otro posible escenario es aquel con la presencia de aguas hipóxicas y anóxicas como las de la ZMO; bajo esta situación la materia orgánica en la bahía se acumula en el sedimento del fondo, abate el oxígeno disponible y volverá a reducir las condiciones benticas.

En la ZMO la capa del oxígeno mínimo impacta el fondo marino de la plataforma continental, por lo que la materia orgánica particulada sedimentada no se degrada en el sedimento superficial. Parte del exceso de la materia orgánica acumulada se exporta de la plataforma continental al talud o a la columna de agua por las corrientes y por la turbulencia producida por ondas internas, generando capas nefeloides (CN) con alta concentración de partículas orgánicas. Las CNs se extienden a aguas más profundas lejos de la costa. Se han documentado capas nefeloides en la ZMO de Perú (Pak *et al.*, 1980) y del mar Arábigo (Naqvi *et al.*, 1995) donde las CN se vinculan al ciclo de carbono orgánico manteniendo un balance entre las tasas de sedimentación y secuestro. Aparte del transporte por CN existe degradación anaeróbica de compuestos orgánicos (*i.e.* por respiración de NO₃ y desnitrificación). El ambiente subóxico en combinación con la alta concentración de materia orgánica genera óxido nitroso y metano, como se ha mencionado anteriormente.

Impactos ecológicos del ZMOm

En las ZMOs los organismos no solamente se enfrentan a las bajas concentraciones de oxígeno, sino que al mismo tiempo se enfrentan también a la elevada concentración de CO₂ total (Ci) y bajo pH. En la literatura se discuten dos opiniones: por un lado, se plantea que la baja concentración de oxígeno representa el estrés dominante sobre organismos eucariontes y, por otro lado, que la conjunción de los tres factores estresa de forma simultánea la fisiología de los organismos (*i.e.* Pörtner, 2010; Gobler y Baumann, 2016). Las concentraciones de Ci en agua marina nunca inhiben

directamente la respiración aeróbica; sin embargo, sí muestran inhibición fisiológica (Mostofa *et al.*, 2016; Cattano *et al.*, 2018). La falta de oxígeno probablemente es lo que domina el control fisiológico.

La temperatura ambiental es otro factor de control fisiológico y puede interactuar con el control de respiración por disponibilidad de oxígeno. Deutsch *et al.* (2015) publicaron un índice metabólico que relaciona la tasa del uso de oxígeno en respuesta a la temperatura con la biomasa de organismos. La biomasa de invertebrados y vertebrados está relacionada alométricamente con la tasa metabólica que define la demanda del consumo de oxígeno y el índice metabólico la vincula a la temperatura y la tasa metabólica basal. Según el índice, las zonas de baja latitud son metabólicamente más susceptibles al estar en el límite superior térmico por el bajo coeficiente de saturación de oxígeno. Este índice lo relaciona con organismos en la capa superficial por arriba de la oxiclina, donde, entre otros organismos, se encuentra el atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*). El atún tiene una alta actividad metabólica y su presencia sugiere que el índice metabólico se debe interpretar con cautela. Es importante mencionar que la dependencia de la actividad metabólica es más difícil evaluar para procariontes, no solo porque tienen un sistema de respiración (transporte de electrones) muy variado, sino también porque su tasa de respiración en el océano está limitada por la disponibilidad de diversos sustratos orgánicos (Maske *et al.*, 2017b).

Los gradientes de OD afectan la distribución de organismos del zooplancton, como son las larvas de peces y paralarvas de calamar. Por ejemplo, se ha reportado que las larvas de *Bregmaceros bathymaster* (bacaleta) presentan su mayor abundancia en condiciones de hipoxia, en donde también se ha encontrado una alta riqueza de especies y abundancia de larvas (Davies *et al.*, 2015). En cambio, las larvas de *Auxis* spp. (llamado comúnmente bonito, melva o melvera) y paralarvas de *Dosidicus gigas* (calamar gigante) se concentran en condiciones de alta oxigenación (Sánchez-Velasco *et al.*, 2016 y 2017). La respuesta del plancton heterotrófico a la baja concentración de oxígeno no siempre es unimodal cuando el gradiente se traslapa con gradientes de temperatura (Sánchez-Velasco *et al.*, 2017). Se prevé un panorama catastrófico para los organismos adaptados a altas condiciones de oxigenación, aunque no se ha considerado la resiliencia del ecosistema en general.

Desde los estuarios a la plataforma continental, la cercanía de la ZMOm a la costa tiene implicaciones ecológicas y en el ciclo del carbono. En general,

la fauna béntica que habita en estos ecosistemas es de importancia económica, ya que muchas de estas especies son de importancia pesquera. En el caso del ZMOm, los organismos muy especializados sobreviven a los eventos de hipoxia y anoxia en la plataforma continental. Al nivel regional esta condición ambiental tiene repercusiones sobre la selección de los organismos que sobreviven.

El impacto de la ZMOm en la ecología costera depende de la profundidad de la oxiclina y la variación de ésta con la profundidad. La información existente indica que la oxiclina en la zona costera puede ascender cerca de la superficie, casi a 20 m (Maske *et al.*, 2010; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015; Sánchez-Velasco *et al.*, 2017). En casos extremos las aguas de la ZMO pueden contener compuestos tóxicos de sulfuros llevados hacia aguas superficiales (Ohde y Dadou, 2018). La presencia del agua subóxica en aguas superficiales, tiene implicaciones ecológicas en organismos calcificadores del plancton y bénticos como los corales, así como en la capacidad de remineralización de la carga orgánica de origen antrópico que afecta los ecosistemas costeros.

Las aguas subóxicas costeras se encuentran a bajas profundidades limitando el hábitat para organismos aeróbicos. Cuando se presentan eventos hidrográficos (*i.e.* las ondas internas o el forzamiento por viento que sube la oxiclina), los organismos móviles escapan hacia la superficie hasta salir a la playa, mientras la sobrevivencia de los organismos sésiles depende de la fisiología específica y la duración de la exposición a las aguas subóxicas. Los estuarios tienen a la entrada una profundidad menor que la profundidad de la oxiclina costera, pero las bahías tienen bocas más profundas (por ejemplo, en Acapulco con 50 m a la entrada, se espera que el agua subóxica ingrese y cubra el fondo). Estas condiciones conllevan a la acumulación de compuestos orgánicos de origen antropogénico. La reducción de la capacidad de remineralización de la materia orgánica por respiración aeróbica es un factor probable de la acumulación de contaminantes orgánicos en la bahía de Acapulco en la última década.

La ZMOm y el uso de recursos pesqueros

Para una revisión completa de la relación general entre pesquerías y las ZMOs ver las referencias citadas en Barange *et al.* (2018). En general, la presencia de ZMO no implica baja productividad pesquera, por ejemplo, ver la correspondencia regional entre la extensión de las ZMO y la captura del atún *aleta amarilla* (Figura 6).

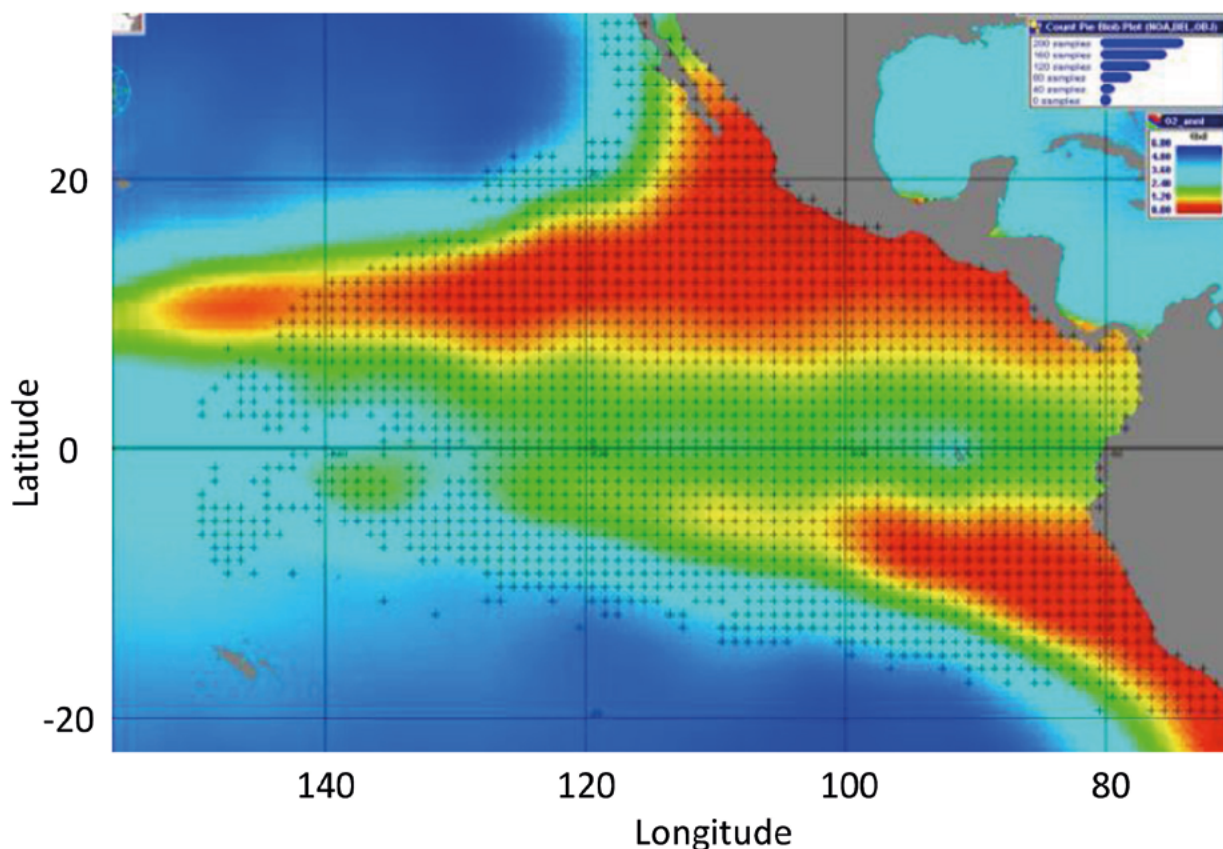


Figura 6. La extensión geográfica de las ZMO's y el esfuerzo de la pesquería de atún (aleta amarilla).

En color la concentración de oxígeno a 150 m de profundidad (el rojo indica concentración de oxígeno menor a 0.6 ml L⁻¹), '+' indica localidades con actividad pesquera.

Fuente: Modificado de Hinton (2015).

La correspondencia regional puede ser resultado de la restricción de movimiento vertical del atún que facilita su captura, o puede estar relacionado con alta productividad local de las ZMO. La situación es diferente para el atún que vive en la zona mesopelágica y se desplaza horizontalmente a lo largo de la frontera de la ZMOm. Los eventos de hipoxia en aguas someras de la plataforma continental fuera de la región de ZMOm muestran la problemática de la intrusión de hipoxia a la costa. En la región afectada por la Corriente de California se documentaron eventos de hipoxia debidos a cambios en la intensidad de la surgencia (Chan *et al.*, 2008). A nivel global el espesor, la profundidad de la base de la oxiclina, los niveles de oxígeno mínimo, temperaturas locales y la variabilidad espacial y temporal de la oxiclina han cambiado en tiempos geológicos, lo que conlleva la especialización de la tolerancia a condiciones extremas de algunas especies de peces, que comúnmente no son tolerantes

a concentraciones hipóxicas. Hay que considerar que las condiciones de hipoxia no solo afectarán de manera directa la fisiología de los animales, sino también las condiciones para la alimentación, la tolerancia de sus fases larvares y juveniles y el cambio en los hábitats que alguna vez fueron refugio.

SIGUIENTES PASOS

Este capítulo está basado en datos de diversas fuentes. Tenemos una base de datos en preparación que servirá como complemento a este capítulo y para futuros evaluaciones del impacto de la ZMOm. La ZMOm no solo es un tema de investigación relacionado con estudios sobre la oceanografía física y biogeoquímica, sino que también ofrece interesantes oportunidades de investigación sobre temas como adaptaciones por parte de organismos procariontes y eucariontes a las ZMOm. Por ejemplo, la capacidad que tiene la fauna

para ingresar en aguas hipóxicas y anóxicas, y que, a su vez, hacen uso temporal de estas zonas en el sedimento o en la interface sedimento-agua.

Para describir la estructura vertical de la ZMOm se requiere de mediciones con tecnología que detecte las bajas concentraciones de oxígeno, así como también instrumentos que midan los procesos microbiológicos que controlan el ciclo de otros elementos como el azufre y nitrógeno. Se requiere también de estudios sobre el carbono y el oxígeno, que permitan identificar cuál es su función en la variabilidad biogeoquímica de las ZMOm. Así mismo, la presencia de la plataforma continental subóxica y su gestación son factores de mayor interés para el país. La capacidad predictiva de los modelos muestra que la ZMOm van a expandirse horizontal y verticalmente. Sin embargo, queda la tarea de confirmar con datos *in situ* los procesos identificados por los modelos para comprender mejor los procesos responsables de la persistencia de la ZMOm. Esto facilitaría la planeación y la generación de propuestas estratégicas que propongan la forma de amortiguar los impactos económicos. Para ello se requiere de la colaboración multidisciplinaria y del uso de la tecnología. Para el estudio de estas zonas se requiere hacer uso de todas las tecnologías disponibles como: la adquisición a largo plazo de datos generados por sensores remotos, vía campañas oceanográficas, por perfiladores autónomos (*i.e.* Argos), por vehículos programados (*i.e.* gliders), por anclajes y por ROVs. Para ello se requiere la inclusión de instrumentación con la resolución suficiente (< 4 nM) para detallar la estructura vertical interior de las ZMO.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Recientemente se ha documentado una pérdida de oxígeno en los océanos. Esta pérdida está relacionada con los siguientes procesos: 1) El calentamiento actual de los océanos, que conlleva a una reducción de la concentración de la saturación de oxígeno disuelto y también a un aumento en la estratificación en la capa superior por el calentamiento superficial, la cual reduce el transporte de agua superficial oxigenada hacia profundidades mayores. 2) Una tasa de respiración

aeróbica de materia orgánica acelerada en la profundidad, lo que puede ser resultado de un posible aumento de la producción orgánica como resultado de la fertilización global de los océanos. Estos procesos son los principales responsables de la desoxigenación de los océanos y de la expansión de regiones en aguas intermedias (< 1000 m) que tienen concentraciones de oxígeno muy bajas (cercasas al límite de detección de oxígeno), es decir, zonas de mínimo de oxígeno (ZMO). La ZMO más grande del mundo se encuentra en el Pacífico mexicano, que a su vez es una de las menos estudiadas. Los procesos de desoxigenación de los océanos en general también se aplican a las ZMO; sin embargo, no se entiende bien cómo funciona la relación entre los diferentes procesos y por eso no se ha logrado representar bien con modelos numéricos la ZMO de México. No obstante, queda claro que las variaciones del ciclo del carbono y del oxígeno en la ZMO están ligadas y que la ZMOm representa un importante reservorio de carbono en mares mexicanos.

A pesar de que la ZMO frente a México es la zona de mayor extensión se ha poco investigada. El número de publicaciones por investigadores nacionales es limitado, pero es limitado también el número de campañas oceanográficas dedicadas a describir la zona núcleo de la ZMOm. A la fecha, se cuenta con pocos datos disponibles por investigadores nacionales en campañas a bordo de buques mexicanos y de buques extranjeros. Sin dejar de mencionar que la mayoría de las campañas oceanográficas se han realizado en las regiones periféricas al norte y al sur del núcleo de la ZMOm. Recientemente se ha publicado una revisión del ciclo de carbono, con enfoque en el intercambio atmosférico-océano en las regiones de las zonas económicas exclusivas de América del Norte, incluyendo a México (Fennel *et al.*, 2019). Esta revisión llegó a la conclusión que el Pacífico costero se comporta como un sumidero ligero de CO₂ atmosférico, aunque específica que esta conclusión se basa en muy pocos datos. A futuro, se requiere un esfuerzo mayor en que se haga uso de tecnología diversa que respondan las grandes preguntas que están sin respuesta en la ZMOm (ver Caja 5).



Caja 5. ¿Qué información se desconoce para evaluar el impacto ecológico y climatológico de las Zonas del Mínimo de Oxígeno?

- Los mecanismos oceanográficos físicos que inician y mantienen la ZMOm en cada región.
- El impacto ecológico de la capa subóxica sobre la plataforma continental y la costa.
- El balance de intercambio entre océano y atmósfera de carbono y otros gases.
- Los mecanismos que mantienen la alta productividad pesquera sobre la ZMOm.
- Observaciones de alta frecuencia y de largo plazo, que permitan analizar las tendencias en relación con la extensión regional e intensidad de la ZMOm.

Actualmente, en el mundo, una gran parte de los datos oceanográficos actuales se toman con perfiladores autónomos *Argo* (http://www.argo.ucsd.edu/About_Argo.html). Si se observa la distribución de los 4000 Argos en el mundo, es posible darse cuenta de que son contados los instalados en aguas de la zona económica de México.

AGRADECIMIENTOS

El Programa Mexicana de Carbono el cual ha ayudado a impulsar esta iniciativa de investigación y ha facilitado la comunicación entre diferentes coautores durante reuniones.

LITERATURA CITADA

- Argo GDAC Global data assembly center, SEANO. <http://www.argodatamgt.org/Access-to-data/Argo-DOI-Digital-Object-Identifier>
- Barange, M., T. Bahri, M. C. M. Beveridge, K. L. Cochrane, S. Funge-Smith and F. Poulain. 2018. Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 627. Rome, FAO. 628 p.
- Bianchi, D., J. P. Dunne, J. L. Sarmiento and E. D. Galbraith. 2012. Data-based estimates of suboxia, denitrification, and N₂O production in the ocean and their sensitivities to dissolved O₂. *Global Biogeochem. Cycles* doi:10.1029/2011GB004209
- Bittig, H. C., T. Steinhoff, H. Claustre, B. Fiedler, N. L. Williams, P. Sauzède, A. Körtzinger and J-P Gattuso. 2018. An alternative to static climatologies: Robust estimation of open ocean CO₂ variables and nutrient concentrations from T, S, and O₂ data using Bayesian neural networks. *Front. Mar. Sci.* doi10.3389/fmars.2018.00328
- Bograd, S. J., C. G. Castro, E. DiLorenzo, D. M. Palacios, H. Bailey and W. Gilly. 2008. The shoaling of the hypoxic boundary in the California Current. *Geophys. Research Letters* doi:10.1029/2008GL034185.
- Bopp, L., C. Le Queré, M. Heimann, A. C. Manning and P. Monfray. 2002. Climate induced oceanic fluxes: implications for the contemporary carbon budget. *Global Biogeochem. Cycles* doi:10.1029/2001GB001445.
- Boyer, T.P., J.I. Antonov, H.E. Garcia, D.R. Johnson, R.A. Locarnini, A.V. Mishonov, M.T. Pitcher, O.K. Baranova, I.V. Smolyar, 2006. World Ocean Database 2005. S. Levitus, Ed., NOAA Atlas NESDIS 60, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 190 p.
- Boyer, T.P., J. I. Antonov, O. K. Baranova, C. Coleman, H. E. Garcia, A. Grodsky, D. R. Johnson, R. A. Locarnini, A. V. Mishonov, T.D. O'Brien, C.R. Paver, J.R. Reagan, D. Seidov, I. V. Smolyar, and M. M. Zweng, 2013: World Ocean Database 2013, NOAA Atlas NESDIS 72, S. Levitus, Ed., A. Mishonov, Technical Ed.; Silver Spring, MD, 209 pp., <http://doi.org/10.7289/V5NZ85MT>
- Breitburg, D. L., A. Levin, A. Oschlies, M. Grégoire, F. P. Chavez, D. J. Conley, V. Garçon, D. Gilbert, D. Gutiérrez, K. Isensee, G. S. Jacinto, K. E. Limburg, I. Montes, S. W. A. Naqvi, G. C. Pitcher, N. N. Rabalais, M. R. Roman, K. A. Rose, B. A. Seibel, M. Telszewski, M. Yasuhara and J. Zhang. 2018. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science* doi:10.1126/science.aam7240.
- Bretagnon, M., A. Paulmier, V. Garçon, B. Dewitte, S. Illig, N. Leblond, L. Coppola, F. Campos, F. Velazco, C. Panagiotopoulos, A. Oschlies, J. M. Hernandez-Ayon, H. Maske, O. Vergara, I. Montes, P. Martinez, E. Carrasco, J. Grelet, O. Desprez-De-Gesincourt, C. Maes and L. Scouarnec. 2018. Modulation of the vertical particle transfer efficiency in the oxygen minimum zone off Peru. *Biogeosciences* 15:5093–5111.
- Buitenhuis, E. T., P. Suntharalingam and C. Le Queré. 2018. Constraints on global oceanic emissions of N₂O from observations and models. *Biogeosciences* 15:2161–2175.
- Cabré, A., I. Marinov, R. Bernardello and D. Bianchi. 2015. Oxygen minimum zones in the tropical Pacific across CMIP5 mod-

- els: mean state differences and climate change trends. *Iogeo-sciences*, 12:5429–5454.
- Cattano, C., J. Claudet, P. Domenici and M. Milazzo. 2018. Living in a high CO₂ world: a global meta-analysis shows multiple trait-mediated fish responses to ocean acidification. *Ecological Monographs* 88:320–335.
- Cepeda-Morales, M. J., G. Gaxiola-Castro, E. Beier, and V. M. Godínez. 2013. The mechanisms involved in defining the northern boundary of the shallow oxygen minimum zone in the eastern tropical Pacific Ocean off Mexico. *Deep-Sea Research I* 76:1-12.
- Chan, F., J. A. Barth, J. Lubchenco, A. Kirincich, H. Weeks, W. T. Peterson and B. A. Menge. 2008. Emergence of Anoxia in the California Current Large Marine Ecosystem. *Science* doi:10.1126/science.1149016
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernandez-Ayon, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin and A. Lopez-Perez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico, *J. Geophys. Res. Oceans* 120:7752–7770.
- Davies, S. M., L. Sánchez-Velasco, E. Beier, V. M. Godínez, E. E. D Barton and A. Tamayo 2015. Three-dimensional distribution of larval fish habitats in the shallow oxygen minimum zone in the Eastern tropical Pacific Ocean off Mexico. *Deep-Sea Res.* 101:118-129.
- Deutsch, C., A. Ferrel, B. Seibel, H-O. Pörtner, B. Raymond and R. B. Huey. 2015. Climate change tightens a metabolic constraint on marine habitats. *Science* 348:1132–1135.
- Deutsch, C., W. Berelson, R. Thunell, T. Weber, C. Tems, J. McManus, J. Crusius, T. Ito, T. Baumgartner, V. Ferreira, J. Mey, and A. van Geen. 2014. Centennial changes in North Pacific anoxia linked to tropical trade winds. *Science* 345: 665–668.
- Fennel, K., S. Alin, L. Barbero, W. Evans, T. Bourgeois, S. Cooley, J. Dunne, R. A. Feely, J. M. Hernandez-Ayon, X. Hu, S. Lohrenz, F. Muller-Karger, R. Najjar, L. Robbins, E. Shadwick, S. Siedlecki, N. Steiner, A. Sutton, D. Turk, P. Vlahos and Z. A. Wang. 2019. Carbon cycling in the North American coastal ocean: a synthesis. *Biogeosciences* doi:10.5194/bg-16-1281-2019
- Franco, A. C., J. M. Hernandez-Ayon, E. Beier, V. Garcon, H. Maske, A. Paulmier, J. Farber-Lorda, R. Castro and R. Sosa-Avalos. 2014. Air-sea CO₂ fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *J. Geophys. Res. Oceans* doi:10.1002/2013JC009337
- Fu, W., F. Primeau, J. Keith Moore, K. Lindsay and J. T. Randerson, 2018. Reversal of increasing tropical ocean hypoxia trends with sustained climate warming. *Global Biogeochemical Cycles* 32:551–564.
- Fuenzalida, R., W. Schneider, J. Garcés-Vargas, L. Bravo and C. Lange. 2009. Vertical and horizontal extension of the oxygen minimum zone in the eastern South Pacific Ocean. *Deep-Sea Research II* 56:1027–1038.
- Gilbert, 2017. Oceans lose oxygen. *Nature* 542: 303-304.
- Gobler, C. J. and H. Baumann 2016. Hypoxia and acidification in ocean ecosystems: coupled dynamics and effects on marine life. *Biol.* doi:10.1098/rsbl.2015.0976
- Gruber, N. 2011. Warming up, turning sour, losing breath: ocean biogeochemistry under global change. 2011. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. A.* 369: 1980-1996.
- Hinton, M. 2015. Oceanographic conditions in the EPO and their effects on tuna fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report* 16:68-112.
- Keeling R. F., A. Körtzinger and N. Gruber. 2010. Ocean deoxygenation in a warming world. *Annu. Rev. Mar. Sci.* doi:10.1146/ANNUREV.MARINE.010908.163855
- Keeling, R.F. and H. E. Garcia. 2002. The change in oceanic O₂ inventory associated with recent global warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99:7848-7853.
- Kurczyn, J. A., E. Beier, M. F. Lavín and A. Chaigneau. 2012. Mesoscale eddies in the northeastern Pacific tropical-subtropical transition zone: Statistical characterization from satellite altimetry. *J. Geophys. Res.* doi:10.1029/2012JC007970
- Levin, L. A. 2018. Manifestation, Drivers, and Emergence of Open Ocean Deoxygenation. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 10:17.1–17.32.
- Margolskee, A. J., S. R. Emerson, H. Frenzel and C. A. Deutsch. 2018. Ventilation pathways for the Pacific oxygen deficient zone revealed by secondary oxygen maxima and Lagrangian particle tracking. *Ocean Science Meeting, Portland, 11-16 Feb. 2018.*
- Martin, J. H., G. A. Knauer, D. M. Karl and W. W. Broenkow. 1987. VERTEX: carbon cycling in the NE Pacific. *Deep-Sea Res.*, 34: 267–285.
- Maske, H., J. M. Hernández-Ayón and E. Beier. 2017a. Aguas oceánicas subsuperficiales sin oxígeno, pero abundantes en carbono inorgánico y nutrientes, frente a las costas del Pacífico de México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:25-34.
- Maske, H., R. Cajal-Medrano and J. Villegas-Mendoza, 2017b. Substrate limited and –unlimited coastal microbial communities show different metabolic responses with regards to temperature. *Frontiers in Microbiol.* doi:10.3389/fmicb.2017.02270.
- Maske, H., R. Cajal-Medrano, A. Traviña-Castro, A. Jiménez-Mercado, C. O. Almeda-Jauregui, G. Gaxiola-Castro and J. Ochoa. 2010. Inorganic carbon and biological oceanography above a shallow oxygen minimum in the entrance to the Gulf of California in the Mexican Pacific. *Limnol. Oceanogr.* 55:481-491.
- Matear, R. J. and A. C. Hirst. 2003. Long-term changes in dissolved oxygen concentrations in the ocean caused by protracted global warming. *Global Biogeochem. Cycles* doi:10.1029/2002GB001997
- Mostofa, K. M. G., C. Q. Liu., W. Zhai, M. Minella, D. Vione, K. Gao, D. Minakata, T. Arakaki, T. Yoshioka; K. Hayakawa, E.



- Konohira, T. Eiichiro, A. Anirban, A. Chanda, B. Wang and H. Sakugawa. 2016. Reviews and syntheses: ocean acidification and its potential impacts on marine ecosystems. *Biogeosciences* 13:1767–1786.
- Naqvi, S. W. A., M. D. Kumar, P. V. Narvekar, S. N. De ESousa, M. D. George and C. D. Silva. 1995. An intermediate nepheloid layer associated with high microbial metabolic rates and denitrification in the northwest Indian ocean. *J. Geophys. Res.* 98:16469-16479.
- Ohde, T. and I. Dadou. 2018. Seasonal and annual variability of coastal sulphur plumes in the northern Benguela upwelling system. *PLoS ONE* doi:10.1371/journal.pone.0192140.
- Pak, H., L. A. Codispotti, and J. R. V. Zaneveld. 1980. On the intermediate particle maxima associated with oxygen-poor water off western South America. *Deep-Sea Res.* 27:783-797.
- Paulmier, A. and D. Ruiz-Pino. 2008. Oxygen minimum zones (OMZs) in the modern ocean. *Prog. Oceanogr.* doi:10.1016/j.pocean.2008.08.001
- Paulmier, A., Ruiz-Pino D. and V. Garçon. 2011. CO₂ maximum in the oxygen minimum zone (OMZ). *Biogeosciences* 8:239-252.
- Pörtner, H. O. 2010. Oxygen-and capacity-limitation of thermal tolerance: a matrix for integrating climate-related stressor effects in marine ecosystems. *Journal of Experimental Biology* 213:881-893.
- Rabalais, N. N., R. I. Diaz, L.A. Levin, R. E. Turner, D. Gilbert and J. Zhang. 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* 7:585–619.
- Resplandy, L., R. F. Keeling, Y. Eddebbar, M. K. Brooks, R. Wang, L. Bopp, M. C. Long, J. P. Dunne, W. Koeve and A. Oschlies. 2018. Quantification of ocean heat uptake from changes in atmospheric O₂ and CO₂ composition. *Nature* 563:105-108.
- Sánchez-Velasco, L., E. Beier, V. M. Godínez, E. D. Barton, E. Santamaría-del Angel, S. P. A. Jiménez-Rosemberg and S. G. Marinone. 2017. Hydrographic and fish larvae distribution during the “Godzilla El Niño 015–2016” in the northern end of the shallow oxygen minimum zone of the Eastern Tropical Pacific Ocean. *J. Geophys. Res. Oceans* 122:2156–2170.
- Sánchez-Velasco, L., E. D. Ruvalcaba-Arocho, E. Beier, V. M. Godínez, E. D. Barton, N. Diaz-Viloria and M. R. Pacheco. 2016. Paralarvae of the complex *Sthenoteuthis oualaniensis-Dosidicus gigas* (Cephalopoda: Ommastrephidae) in the northern limit of the shallow oxygen minimum zone of the Eastern Tropical Pacific Ocean (April 2012). *J. Geophys. Res. Oceans* 121:1998–2015.
- Santana-Vega, Z., D. U. Hernández-Becerril, A.T. R. Morales-Blake, F. Varona-Cordero and M. Merino-Ibarra. 2018. Prokaryotic picoplankton distribution within the oxygen minimum zone of the central Mexican Pacific across environmental gradients. *Brazilian Journal of Oceanography* 66:157-171.
- Schmidtko, S., L. Stramma and M. Visbeck. 2017. Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature* 542:335–339.
- Stramma, L., G. C. Johnson, J. Sprintall and V. Mohrholz. 2008. Expanding Oxygen-Minimum Zone in the Tropical Oceans. *Science* 320:655-658.
- Van Mody, B. A. S., R.G. Keil and A. H., Devol. 2002. Impact of suboxia on sinking particulate organic carbon: Enhanced carbon flux and preferential degradation of amino acids via denitrification. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66:457–465.
- Vaquer-Sunyer, R. and C. M. Duarte. 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *PNAS* 105:15452-15457.
- Walsh, B., P. Ciais, I. A. Janssens, J. Peñuelas, K. Riahi, F. Rydzak, D. P. van Vuuren and M. Obersteiner. 2017. Pathways for balancing CO₂ emissions and sinks. *Nature Communications* doi:10.1038/ncomms14856.
- Wanninkhof, R., A. Olsen and J. Triñanes. 2007. Air–sea CO₂ fluxes in the Caribbean Sea from 2002–2004. *Journal of Marine Systems* 66:272-284.
- Whitney, F. A., H. Freeland and M. Robert. 2007. Decreasing oxygen levels in the interior waters of the subarctic Pacific. *Progress in Oceanography* 75:179-199.

Capítulo 6

BOSQUES DE MACROALGAS EN ARRECIFES TEMPLADOS

Coordinadores

Rodrigo Beas-Luna¹, Julio Lorda², Luis Malpica-Cruz³, Gabriela Montaña-Moctezuma³, José Alberto Zepeda-Domínguez¹, Juan G. Vaca-Rodríguez y Alicia Abadía-Cardoso¹

Colaboradores

Jeremie Bauer¹, Eliot De La Cruz-González¹, Daniel Díaz-Guzmán¹, Carolina Félix-Loaiza¹, Abraham González-Mena¹, Carlos Hernández-Rodríguez¹, Beatriz Ibarra-Macías³, Julia Lara-Navarrete¹, Minerva Padilla-Villa¹, Valeria Schramm-Loza², Carmen Valdez-Rojas² y Ainoa Vilalta-Navas¹

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Tijuana-Ensenada Km 103, Pedregal Playitas, 22860 Ensenada, BC, México.

²Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Tijuana-Ensenada Km 103, Pedregal Playitas, 22860 Ensenada, BC, México.

³Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Tijuana-Ensenada Km 103, Pedregal Playitas, 22860 Ensenada, BC, México.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de macroalgas son uno de los ecosistemas más diversos y productivos del planeta (Carr y Reed, 2015; Schiel y Foster, 2015). Estos ecosistemas contribuyen significativamente a la captación y almacenamiento de CO₂, lo que se denomina como “carbono azul” (Carr y Reed, 2015; Hofmann *et al.*, 2011). A nivel global, se estima que estos bosques submarinos capturan aproximadamente 39 Tg C año⁻¹ (Tg: Teragramo: 10¹² g; Reed y Brzezinski, 2009) y los bosques de macroalgas en México no son la excepción. Desafortunadamente, se conoce muy poco sobre la dinámica, abundancia y estabilidad de los bosques de macroalgas en arrecifes templados de México, así como su contribución a la captura y almacenamiento de CO₂. En este capítulo, se describe la distribución geográfica y la relevancia tanto ecológica, como económica, de los bosques de macroalgas en arrecifes templados. Además, se discuten los retos que enfrenta y la importancia de entender la dinámica del ciclo del carbono en este ecosistema.

DISTRIBUCIÓN Y ESTRUCTURA DE LOS BOSQUES DE MACROALGAS

En México, los bosques de macroalgas se ubican en latitudes templadas a lo largo de las costas del Pacífico, en la Península de Baja California. En esta región, los bosques submarinos se presentan entre los 0 y los 60 m de profundidad, por lo tanto, este hábitat se encuentra confinado a la franja costera. La presencia de este ecosistema depende, además, de la combinación de otras condiciones tales como aguas claras, ricas en nutrientes (especialmente nitratos) y la presencia de un sustrato rocoso (Dayton, 1985; Graham *et al.*, 2007; Macaya y Zuccarello, 2010; Hofmann *et al.*, 2011). Estas características son comunes a lo largo de la corriente dominante en la región costera del Pacífico Nororiental conocida como la Corriente de California (CCS).

Spalding *et al.* (2007) dividen la Península de Baja California en dos zonas geográficas principales. La zona norte, se caracteriza por altos niveles de producción primaria, resultado de importantes frentes

de surgencias, donde la corriente predominante es la CCS (Haury *et al.*, 1993; Santamaría-Del Ángel *et al.*, 2002) mientras que, en la zona sur, a partir de Punta Eugenia, se encuentran dos vórtices anticiclónicos que interrumpen a la CCS permitiendo una mayor influencia tropical del sur (Espinosa-Carreón *et al.*, 2004; Durazo *et al.*, 2010). Las diferentes especies de macroalgas que constituyen los bosques a lo largo de la Península de Baja California tienen diferentes rangos de distribución y centros de abundancia. Sin embargo, este hábitat deja de existir algunos kilómetros al sur de Punta Eugenia, debido al cambio de condiciones oceanográficas en la

zona. En la Península de Baja California, *Macrocystis pyrifera* y, en menor medida, *Pelagophycus porra* (Caja 1, Figura 1), son las principales especies de macroalgas que constituyen la base y la estructura biogénica de los bosques de macroalgas. Sin embargo, otras especies como *Egregia menziesii*, *Pterygophora californica*, *Ecklonia arborea*, *Laminaria farlowii*, *Cystoseira osmundaceaeis*, *Dictyota binghamiae* y las especies invasoras *Sargassum muticum*, *Sargassum horneri* y *Undaria pinnatifida* pueden formar bosques, aunque algunas de estas especies no forman dosel en la superficie (Cuadro 1 y Caja 3).

Caja 1. Bosques de macroalgas en arrecifes templados de Baja California

Las macroalgas de arrecifes templados pueden crecer hasta 15 cm diarios en condiciones óptimas de luz, nutrientes y temperatura. Estas características les permiten captar hasta $900 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Wilmers *et al.*, 2012). Con estas estructuras forman un hábitat biogénico complejo que alberga una gran cantidad de especies para protección, alimentación, reproducción y crianza.

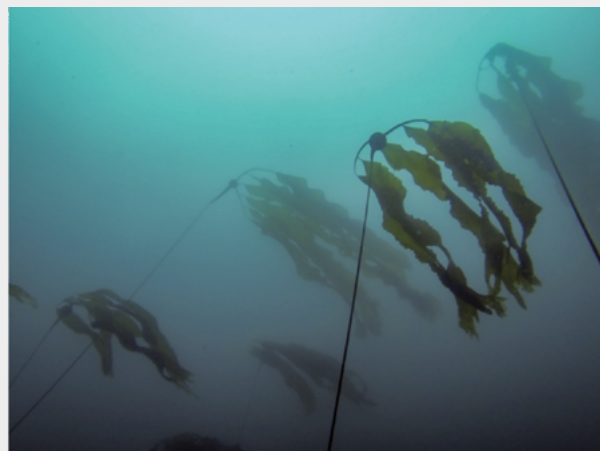


Figura C1. Bosques de macroalgas en arrecifes templados de Baja California. C1.1: Bosque de *Macrocystis pyrifera* en Isla Todos Santos. C1.2: Bosque de *Pelagophycus porra* en Punta Baja. C1.3 dosel de bosque de macroalgas en Punta Eugenia, Baja California Sur.

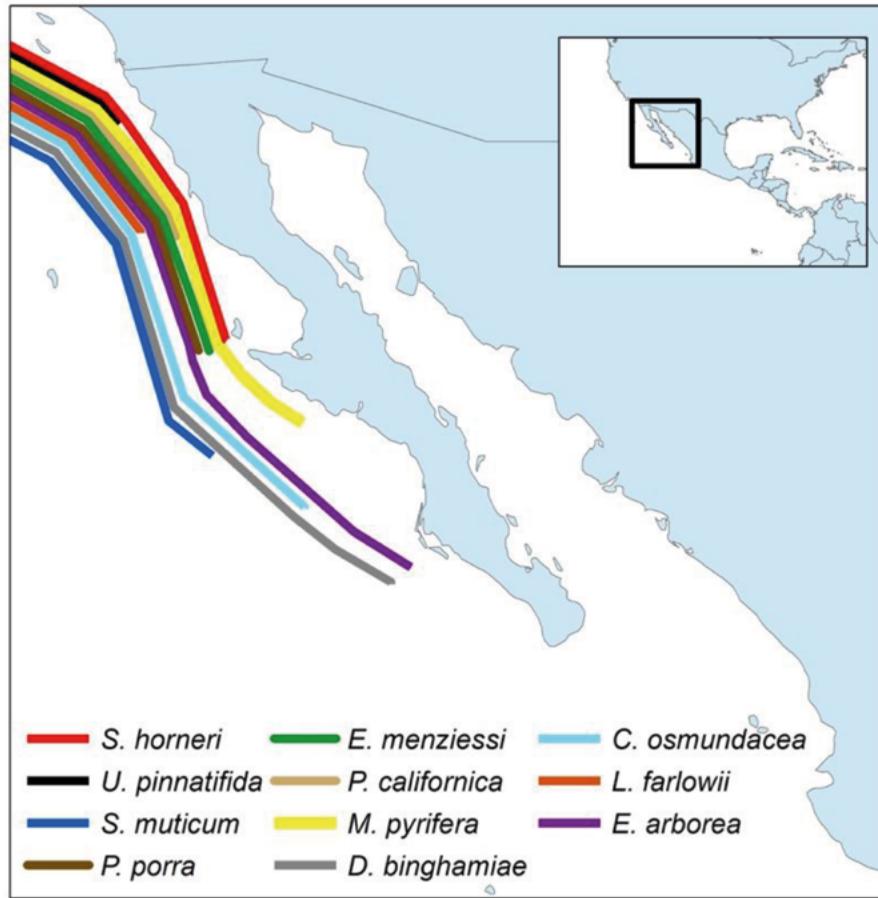


Figura 1. Distribución de las especies que dan estructura a los bosques de macroalgas en el Pacífico mexicano. Modificada de Carr y Reed, 2015.

Cuadro 1. Principales especies que forman la estructura biogénica de los bosques de macroalgas y sus límites sur y norte de distribución.

Especie	Límite Sur	Límite Norte	Referencias
<i>Macrocystis pyrifera</i>	Punta San Hipólito, Baja California, México	Kodiak Island, Alaska, E.U.A.	Foster y Schiel, 1985; Schiel y Foster, 1986; Seymour <i>et al.</i> , 1989, Graham, 1997; Edwards y Hernández-Carmona, 2005; Graham <i>et al.</i> , 2007
<i>Pelagophycus porra</i>	Isla San Benito y San Quintín, Baja California, México	Santa Cruz Island, California, E.U.A.	Abbott y Hollenberg, 1976; Miller y Dorr, 1994; Miller <i>et al.</i> , 2000
<i>Egregia menziesii</i>	Punta Eugenia, Baja California, México	Queen Charlotte Islands, British Columbia, Canadá	Abbott y Hollenberg, 1976; Henkel y Murray, 2007
<i>Pterygophora californica</i>	Bahía Rosario, Baja California, México	Cook Inlet, Alaska, E.U.A.	Abbott y Hollenberg, 1976; Matson y Edwards, 2007

**Cuadro 1. Principales especies que forman la estructura biogénica de los bosques de macroalgas y sus límites sur y norte de distribución. (Continuación).**

Especie	Límite Sur	Límite Norte	Referencias
<i>Eisenia arborea</i>	Bahía Magdalena, Baja California, México	Graham Island, British Columbia, Canadá	Edwards y Hernández-Carmona, 2005; Matson y Edwards, 2007
<i>Laminaria farlowii</i>	Bahía Rosario, Baja California, México	British Columbia, Canadá	Abbott y Hollenberg, 1976; Lindeberg y Lindstrom, 2012
<i>Cystoseira osmundacea</i>	Las Barrancas, Baja California Sur, México	Seaside, Oregon, E.U.A.	Serviere-Zaragoza <i>et al.</i> , 2003; Abbott y Hollenberg, 1976
<i>Dictyota binghamiae</i>	Bahía Magdalena, Baja California, México	Queen Charlotte Island, British Columbia, Canadá	Serviere-Zaragoza <i>et al.</i> , 2003; Abbott y Hollenberg, 1976
<i>Undaria pinnatifid*</i>	Islas Todos Santos, Baja California, México	Monterey Bay, California, E.U.A.	Aguilar-Rosas <i>et al.</i> , 2004; Silva <i>et al.</i> , 2002
<i>Sargassum horneri*</i>	Isla Natividad, Baja California Sur, México	Santa Barbara, California, E.U.A.	Marks <i>et al.</i> , 2015
<i>Sagassum muticum*</i>	Punta Abreojos, Baja California Sur, México	Prince of Wales Island, Alaska, E.U.A.	Mondragon y Mondragon, 2003; Aguilar-Rosas y Aguilar-Rosas, 2017; Espinoza, 1990

*Especies no nativas y su distribución dentro del rango invadido en el Pacífico Nororiental.

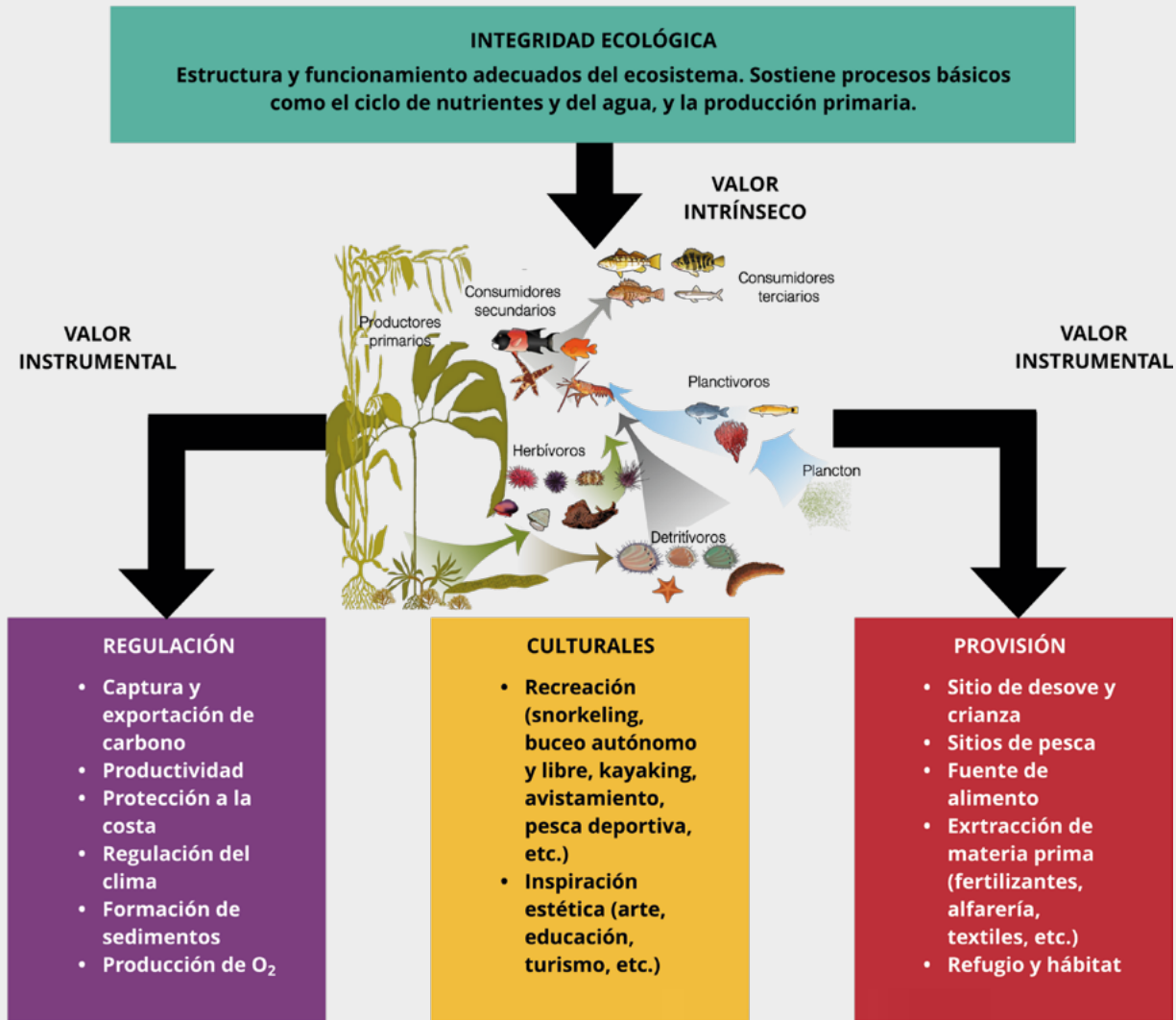
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los servicios ecosistémicos (SEs) son todos aquellos beneficios que la sociedad obtiene, directa o indirectamente, de las funciones de los ecosistemas (Costanza *et al.*, 1997; MEA, 2005). El concepto de SEs, representa un avance fundamental en la gestión de recursos naturales, ya que establece la relación directa entre la funcionalidad de los ecosistemas y el bienestar humano. La necesidad de tomar decisiones

informadas sobre la gestión de los ecosistemas marinos, realza la importancia de identificar los SEs que prestan estos bosques de macroalgas. Esta información permite tomar decisiones adecuadas a fin de maximizar el bienestar social. Actualmente, los reportes de SEs que proveen los bosques de macroalgas en arrecifes templados del noroeste del país son muy escasos. Por demás, queda reconocer que tampoco se conocen las tendencias ni el valor de éstos (Caja 2).

Caja 2. Servicios ecosistémicos de los bosques de macroalgas en arrecifes templados

Mantener la integridad ecológica de los bosques de macroalgas permite la existencia de los SEs, los cuales benefician a los seres humanos de forma directa e indirecta. La necesidad de tomar decisiones acerca de la gestión de ecosistemas marinos realza la importancia de identificar los SEs que prestan, y los procesos ecológicos de los cuales dependen.



Caja 2.1. Los servicios ecosistémicos de regulación, provisión y culturales provistos por los bosques de macroalgas dependen de su adecuada estructura y funcionalidad.

Como un primer paso para identificar los SEs que los bosques de macroalgas en arrecifes templados proveen, se realizó una revisión bibliográfica (Cuadro 2). Existen distintas clasificaciones sobre las categorías de SEs. En este trabajo se reconocen tres categorías: Aprovechamiento (productos), regulación (beneficios obtenidos de los procesos de

regulación del ecosistema) y culturales (beneficios no materiales). En la clasificación específica se identificó evidencia general o local. La general es aquella reportada para otros ecosistemas similares; mientras que la local, aquellos servicios para los que se encontró información referida a la región de influencia de la Corriente de California.



Cuadro 2. Servicios ecosistémicos de los bosques de macroalgas en arrecifes templados.

Categoría	Servicio	Caracterización	Evidencia	Referencias
Provisión	Crianza	Son hábitats de desove y crianza para larvas y juveniles de diversas especies de peces.	General	Macura <i>et al.</i> , 2019; Limbaugh, 1955; Salomon y Dahms, 2018
	Bio-ingenieros	Además de ser fuente directa de alimento, modifican el ambiente (cantidad de luz, flujo de agua, disturbios físicos, tasa sedimentaria, etc.) y los recursos disponibles para otros organismos. Proveen refugio y hábitat.	General	Smale <i>et al.</i> , 2019 Dayton, 1985; Jones <i>et al.</i> , 1994; Wernberg <i>et al.</i> , 2005; Rosman <i>et al.</i> , 2007; Connell, 2003; Eckman <i>et al.</i> , 1989
	Pesca	Fundamentales para el mantenimiento de los stocks pesqueros.	General	Smale <i>et al.</i> , 2019
	Alimento	Por sus propiedades nutricionales, son una fuente de alimento para humanos, animales domésticos y cultivos acuícolas.	General y local	Dayton, 1985; Vega-Villasante <i>et al.</i> , 2006; Smale <i>et al.</i> , 2019
	Materia prima	De ellos se extrae materia prima para elaborar fertilizantes, alfarería, productos de limpieza, y de la industria textil. Anualmente, se extraen 25 000 ton de alginato aprox. Producción de farmacéuticos.	General	Smale <i>et al.</i> , 2019; Salomon y Dahms, 2018 Vásquez <i>et al.</i> , 2014
	Bio-combustible	Tienen un alto contenido de polisacáridos que pueden ser degradados, metabolizados y convertidos en etanol.	General	Smale <i>et al.</i> , 2019; Salomon y Dahms, 2018
	Protección a la costa	Previenen y mitigan los daños causados por inundaciones y tormentas. Reducen la erosión en la costa ya que mitigan la acción de las olas.	General	Smale <i>et al.</i> , 2019; Salomon y Dahms, 2018
Regulación	Productividad	Es uno de los sistemas con mayor productividad primaria.	General	Mann, 1973
	Clima	Regulan el clima de forma indirecta a través de la captura de CO ₂ y producción de oxígeno.	General	Vásquez <i>et al.</i> , 2014

Cuadro 2. Servicios ecosistémicos de los bosques de macroalgas en arrecifes templados. (Continuación).

Categoría	Servicio	Caracterización	Evidencia	Referencias
	Captura y exportación de carbono	Son un sumidero natural costero de carbono. Más del 80% de la producción de las macroalgas entra al ciclo geológico del carbono como detritos o materia orgánica disuelta. Materia orgánica derivada de las macroalgas es exportada a otros hábitats donde es enterrada contribuyendo a la captura natural de carbono. En California se estima que la captura está en un rango de 350-1500 g C m ⁻² yr ⁻¹ .	General y local	Hilmi <i>et al.</i> , 2013; Smale <i>et al.</i> , 2019; Araújo <i>et al.</i> , 2016; Mann, 1982
	Fotosíntesis / Productividad	Son uno de los ecosistemas más importantes para la productividad primaria.	General	Menzel <i>et al.</i> , 2013; Smale <i>et al.</i> , 2019
	Formación de sedimentos	Su biomasa, en forma de detritos es exportada hacia otros ecosistemas, como los sedimentos profundos.	General	Araujo <i>et al.</i> , 2016
	Calidad del Agua	Por su capacidad de absorber y acumular nutrientes, están involucrados en procesos de mejora de la calidad del agua.	General	Mann, 1982
	Protección a la costa	Previenen y mitigan los daños causados por inundaciones y tormentas.	General	Smale <i>et al.</i> , 2019
	Biodiversidad	Albergan una diversidad de invertebrados, peces, aves y mamíferos marinos.	Local	Menzel <i>et al.</i> , 2013
	Emisión de oxígeno	Contribuyen a la producción de oxígeno. En California, se estimó que, a 7 m de profundidad, la emisión de oxígeno es de 220 µmol kg ⁻¹ .	Local	Frieder <i>et al.</i> , 2012
Culturales	Actividades recreativas	Ofrecen oportunidades para realizar actividades como snorkeling, buceo autónomo y libre, kayaking, avistamiento, pesca deportiva.	General	Smale <i>et al.</i> , 2019
	Inspiración estética	Los organismos asociados a los bosques de macroalgas (algas, estrellas de mar, anémonas, focas, etc.) tienen impactos positivos en el arte, educación y turismo.	General	Smale <i>et al.</i> , 2019

Este trabajo identifica mayormente servicios generales, ya que no se cuenta con información específica. Existe mayor información sobre los servicios de provisión, en menor medida de los de regulación y muy poca sobre los culturales. Esto se relaciona con el enfoque de los trabajos existentes (unidisciplinarios, enfocados en la ecología o la biología de estas comunidades). A pesar de la escasa información, es claro que estos ecosistemas son fundamentales para la región, como la pesca o la biodiversidad marina, y aun cuando la información es general, se realza la necesidad de ampliar los estudios de este ecosistema, especialmente sobre el papel que desempeñan en la captación y almacenamiento de carbono.

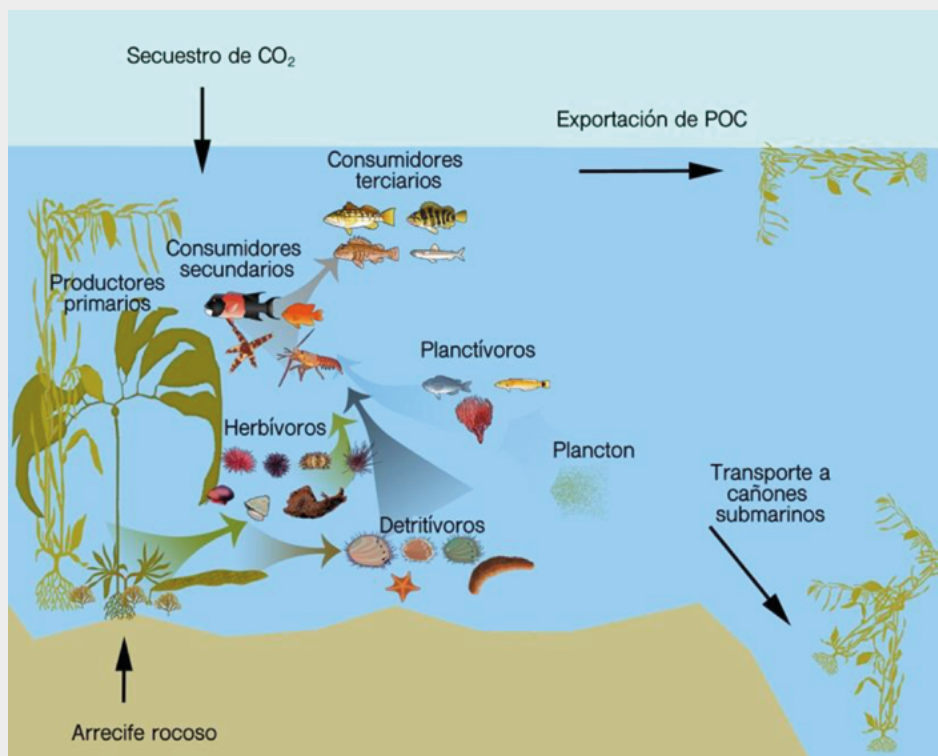
ALMACENES Y FLUJOS DE CARBONO

Los bosques de macroalgas desempeñan un papel significativo en la captación de carbono atmosférico que puede tener un efecto sobre el clima global.

Krause-Jensen y Duarte (2016) sugieren que las macroalgas captan 234 millones de toneladas de CO₂ al año (173 Tg C). A pesar de esto, son ecosistemas que no se han considerado como serios almacenadores de carbono, cuando se comparan con pastos marinos u otros ecosistemas terrestres, bajo el argumento de que el carbono no se queda secuestrado en el suelo. La gran cantidad de carbono captado por la producción primaria de estos bosques, presenta por lo menos tres diferentes trayectorias. Se calcula que el 10% se transporta a los sedimentos costeros, con el riesgo de volverse un impacto antropogénico, mientras que, aproximadamente, el 90% restante se exporta al océano profundo (Krause-Jensen y Duarte, 2016). Otros estudios sugieren que el destino menos explorado es el carbono atrapado en la compleja red trófica asociada a estos ecosistemas (Wilmers *et al.*, 2012), específicamente, en tejidos vivos de organismos en los diferentes niveles tróficos y en los ciclos bacterianos que utilizan el detritus de las macroalgas (Caja 3).

Caja 3. Redes tróficas de los bosques de macroalgas en arrecifes templados

La gran productividad de los bosques de macroalgas tiene tres destinos principales: 1) Exportación a sedimentos costeros; 2) Exportación a cañones submarinos y 3) Distribución en su compleja red trófica. Desafortunadamente, este último es el que ha captado menos atención.



Caja 3.1. Representación gráfica de la composición de los grupos funcionales que constituyen la comunidad de los bosques de macroalgas y el flujo de energía a través de los niveles tróficos en Baja California.

La captación de CO₂ atmosférico por bosques de macroalgas se calcula a partir de la producción primaria neta (PPN), la cual está entre 313 y 900 g C m⁻² año⁻¹ (Wilmers *et al.*, 2012). Estas estimaciones se obtuvieron de especies como *Laminaria* spp., *Eularia* spp. y *Nereocystis* spp., en Alaska, E.U.A. Sin embargo, existe una gran variabilidad regional en la PPN relacionada a la composición de especies presentes en diferentes latitudes y sus condiciones ambientales (Reed *et al.*, 2011). Por ejemplo, en el sur de California, la PPN de *M. pyrifera* es de 2,150 g m⁻² año⁻¹ mientras que, en el norte de California, se estima en 1050 g m⁻² año⁻¹. Desafortunadamente, para Baja California, las estimaciones de PPN son todavía muy limitadas.

Una herramienta para estimar la PPN y la captación de CO₂ en bosques de macroalgas es el estudio de la dinámica poblacional con imágenes satelitales de la cobertura superficial de *M. pyrifera* (Caja 1). Esta herramienta utiliza un algoritmo para estimar la biomasa a partir de las tonalidades de radiación según los datos de densidades de *M. pyrifera* tomados *in situ* (Cavanaugh *et al.*, 2010). Específicamente, se utiliza la firma espectral del dosel del bosque para cada pixel de 30x30 m, combinando las bandas de los satélites multispectrales que coinciden con las tonalidades de las radiaciones reflejadas por los bosques de macroalgas con las bandas verde (500-590 nm), roja (610-680 nm), infra-roja cercana (780-890 nm) e infra-roja media (1580-1730 nm). Esta información se puede transformar de biomasa de *M. pyrifera* a kg C m⁻² mediante las aproximaciones de Mann (1972) y Wilmers *et al.* (2012). Estos autores sugieren que el 10% de la biomasa húmeda de *M. pyrifera* es equivalente al peso seco, del cual, 26% es carbono. Con esta aproximación, Paz-Lacavex *et al.* (2018) estimaron una captación promedio anual de 8.54 gr C m⁻² para los bosques de *M. pyrifera* de la Bahía Todos Santos en Baja California. Además, encontraron una variabilidad espacial con zonas persistentes, capturando hasta 900 g C m⁻² anuales. Este ejercicio es un ejemplo de las posibles aplicaciones de los Sistemas de Información Geográfica para la evaluación de la captura de carbono, sin embargo, sólo son estimaciones para la captación y no para el almacenamiento de carbono.

Para conocer el flujo del carbono dentro de los bosques templados de macroalgas, es necesario conocer la estructura y función de la cadena trófica de estos ecosistemas. Para ello, se pueden utilizar modelos

ecotróficos de balance de masas para documentar el flujo de biomasa en un sistema tan complejo como estos bosques. Por ejemplo, Vilalta-Navas *et al.* (2018) describieron la red trófica de los bosques de macroalgas de *M. pyrifera* en Isla Natividad en Baja California Sur. Este modelo se construyó sintetizando información de abundancia, talla y peso de peces, invertebrados y algas. La información se generó a través de programas de monitoreo que se describen más adelante en el capítulo. La integración de esta información para cada grupo funcional del sistema se utilizó para informar el modelo de balance de masas. Con este modelo se puede describir el flujo y estimar la productividad total del sistema, cuánto se exporta a otros sistemas y cuánto se recicla para ser utilizado por los detritívoros (Caja 3).

A pesar de que los trabajos mencionados se basan en estimaciones y representaciones a partir de datos y/o imágenes satelitales, la información que aportan es de gran utilidad, ya que permiten forjar una mejor idea del funcionamiento y organización de estos ecosistemas tan complejos. De esta forma, se genera más conocimiento a través de preguntas y trabajos específicos que verifiquen y acoten cada vez más los resultados y la información generada con estas técnicas. Se sugiere realizar un trabajo donde se cuantifique el carbono de los organismos representativos de los bosques, para tener mayor precisión y detalle sobre el flujo del carbono a través de la red trófica.

IMPACTOS NATURALES

Impacto de eventos oceanográficos/ambientales

Los bosques de macroalgas en arrecifes templados son ecosistemas dinámicos sometidos a alta variabilidad, por lo que la presencia de la estructura biogénica en el hábitat está sujeta a variaciones estacionales o interanuales, dependiendo de la localidad específica (Hofmann *et al.*, 2011). Las macroalgas que constituyen estos ecosistemas tienen adaptaciones para resistir y recuperarse rápidamente de disturbios de pequeña y gran escala, tanto espacial como temporal (Krumhansl *et al.*, 2016). La abundancia de estos bosques se relaciona con la temperatura superficial del mar y una alta provisión de nutrientes (Wernberg *et al.*, 2016), y con factores bióticos como el herbivorismo (Sala y Graham, 2002; Vergés *et al.*, 2016) e interacciones microbianas (Michelou *et al.*, 2013).



Los bosques de macroalgas en la Península de Baja California están principalmente dominados por *M. pyrifera* (Dayton, 1985). La característica más notable y determinante de esta especie es su rápida tasa de crecimiento. En condiciones óptimas de nutrientes, alcanza hasta los 15 cm día⁻¹ (Carr y Reed 2015). Sin embargo, esta ventaja ecológica es también una limitante ya que, para mantener un rápido crecimiento y evitar el deterioro de su estructura, tiene una alta demanda de nutrientes (Zimmerman y Kremer, 1986). Esto hace que *M. pyrifera* sea vulnerable a eventos prolongados de altas temperaturas, que provocan una disminución en las concentraciones de nutrientes disueltos, lo que ocasiona el deterioro del alga, volviéndola frágil frente a la energía del oleaje (Ladah *et al.*, 1999). Las características ecológicas y fisiológicas hacen que *M. pyrifera* y, los ecosistemas que estructuran, se encuentren en riesgo ante los efectos de los cambios climáticos esperados en las próximas décadas (*i.e.* rápidos cambios climáticos atmosféricos, aumento en la temperatura del agua, cambios en la disponibilidad de nutrientes, reducción del pH, aumento en la energía del oleaje y aumento del nivel del mar; Allen *et al.*, 2014). Además de estos estresores a gran escala, existen factores locales resultado de la urbanización y los desarrollos costeros, tales como la eutrofización, sobrepesca, e introducción de especies invasoras. Los bosques de macroalgas y las comunidades biológicas asociadas, posiblemente pueden reaccionar a cambios bióticos y/o abióticos de maneras complejas e impredecibles (Crain *et al.*, 2008; Johnson *et al.*, 2011). Desafortunadamente, se conoce muy poco sobre los efectos que estos cambios tendrán sobre ecosistemas marinos tan complejos como los bosques de macroalgas en arrecifes templados en México.

Consecuencias ecológicas sobre las macroalgas dominantes

Las algas que constituyen los bosques de macroalgas en arrecifes templados se encuentran en ambientes costeros donde enfrentan múltiples retos y uno de los principales es la variabilidad en la temperatura (Koch *et al.*, 2016). La temperatura tiene un papel fundamental en la distribución latitudinal de estos ecosistemas (Graham *et al.*, 2007; Macaya y Zuccarello, 2010). Por lo tanto, eventos de calentamiento podrían modificar el intervalo de distribución de los bosques de macroalgas hacia

latitudes más polares, pero estarían limitados por la baja cantidad de luz y la herbivoría (Gaines y Lubchenco, 1982; Van den Hoek, 1982; Jackson, 1987). En cambio, en latitudes más tropicales, la distribución de estos ecosistemas está limitada por las temperaturas cálidas, las bajas concentraciones de nutrientes y la competencia con otras especies de macroalgas (Steneck *et al.*, 2002; Schiel y Foster, 2015).

La competencia entre *M. pyrifera* y otras algas del sotobosque tiene efectos indirectos sobre las comunidades de animales invertebrados y peces. Por su estrategia de crecimiento y su papel en la formación del dosel (Caja 1), *M. pyrifera* reduce significativamente la irradiancia solar, lo cual provoca una reducción en el reclutamiento de otros individuos de *M. pyrifera* y en el crecimiento de algas pardas debajo del dosel. La luz que atraviesa el dosel también regula la competencia por sustrato entre algas del sotobosque e invertebrados sésiles. Una baja irradiancia favorece a los animales sésiles, mientras una mayor cantidad de luz permite un mayor crecimiento del sotobosque. Las algas del sotobosque afectan principalmente el reclutamiento de animales sésiles, pero no afectan su crecimiento (Schiel y Foster, 2015).

Las especies de macroalgas introducidas también tienen el potencial de impactar estos ecosistemas. En los arrecifes rocosos de la Península de Baja California se han registrado 13 especies de macroalgas introducidas, de las cuales tres (*Sargassum horneri*, *Undaria pinnatifida* y *Sargassum muticum*) se consideran invasoras (Aguilar-Rosas *et al.*, 2014). Estas invasiones pueden producir cambios en la composición de especies al desplazar algas nativas mediante la competencia por el sustrato, e incrementar la acumulación de biomasa y de algas epifitas filamentosas. Las especies invasoras también son capaces de disminuir la penetración de luz hasta en un 95% en los cinco centímetros superiores del dosel (Marks *et al.*, 2018). Las especies de *Sargassum* son una amenaza para las especies locales formadoras de dosel ya que son capaces de reducir la abundancia de dichas especies hasta en un 75% (Cruz-Trejo *et al.*, 2012).

El pastoreo en los bosques de macroalgas en arrecifes templados puede llevar a escenarios que impliquen la desaparición casi total de las macroalgas que los constituyen. Existe una alta diversidad de especies de herbívoros que consumen *M. pyrifera*, por ejemplo, anfípodos, isópodos, gusanos tubícolas,

abulones, quitones, diferentes especies de peces, pero el herbívoro más destacable es el erizo de mar (Schiel y Foster, 2015). En los arrecifes rocosos de Baja California se distribuyen cinco especies de erizos de mar, siendo el erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus*, y el erizo rojo *Mesocentrotus franciscanus*, los que pueden producir un pastoreo destructivo (Leighton, 1971). Ambas especies se alimentan principalmente de láminas que se han desprendido del cuerpo de la macroalga; sin embargo, cuando estas no se encuentran presentes, los erizos son capaces de remover el talo y consumir todas sus partes (Mattison *et al.*, 1977; Vadas, 1977; Duggins, 1981; Foster y Schiel, 1985; Harrold y Reed, 1985). Los efectos del pastoreo sobre el bosque de macroalgas se ven amplificados con el aumento en el reclutamiento de erizos, resultado de condiciones oceanográficas particulares y la pérdida o reducción de depredadores (Schiel y Foster, 2015). Así mismo, cambios en la distribución de herbívoros pueden presentar una amenaza a estos ecosistemas, por ejemplo, peces o invertebrados tropicales herbívoros desplazados por eventos de altas temperaturas (Vergés *et al.*, 2014). Por esta razón, es necesario implementar monitoreos de especies bandera que ayuden a entender, predecir y mitigar estos impactos en la región.

Consecuencias ecosistémicas

Los disturbios naturales en los bosques de macroalgas en arrecifes templados pueden tener un efecto a nivel de especies clave, que a su vez causan cambios en el resto de la comunidad. Sin embargo, los impactos de las variaciones en las condiciones oceanográficas sobre estos ecosistemas no son muy claros. Halpern y Cottenie (2007), en un estudio de 17 años (1986 a 2003) en las Channel Islands, encontraron que las diferencias en la estructura de la comunidad asociada a *M. pyrifera* están poco relacionadas con los cambios en las variables climáticas (temperatura, oleaje) y eventos oceanográficos (ENSO). Por el contrario, sugieren que la explotación pesquera puede ser un factor más determinante en la dinámica de la comunidad de este sitio. Así mismo, durante los eventos de El Niño y la anomalía térmica de “El Blob” (2014-2015) en los bosques de macroalgas de la costa de Santa Barbara, California no se observaron cambios en la biomasa de *M. pyrifera* y se mantuvo dentro de la variabilidad de los 15 años analizados. Estos eventos tampoco tuvieron efectos en las algas del sotobosque,

ni en la comunidad de peces e invertebrados sésiles. Mientras tanto, los erizos y estrellas de mar fueron los únicos grupos que disminuyeron (Reed *et al.* 2016). En zonas más cercanas al límite de distribución de estos ecosistemas la historia es diferente. La combinación de estas mismas anomalías (El Niño y El Blob en 2014-2015) causaron una disminución mayor al 50% en la riqueza de especies de peces e invertebrados de las islas del norte de Baja California, cambiando la comunidad drásticamente. Antes del disturbio (2013), la comunidad estaba dominada por peces e invertebrados, después del disturbio la comunidad estuvo representada por pocas especies con un límite de distribución más sureño (Arafteh-Dalmau *et al.*, sometido).

Por otra parte, eventos asociados a anomalías térmicas positivas pueden aumentar el reclutamiento de los erizos, consecuencia de un aumento en la disponibilidad de alimento y un alto asentamiento (Ebert *et al.*, 1994). Altas densidades de erizos promueven la competencia intraespecífica, reducen el desarrollo gonadal y, en consecuencia, la producción de larvas, causando una variación en las densidades de las poblaciones y su pesquería. Se ha observado que las capturas de erizo rojo en California se relacionan negativamente con los eventos ENSO (Foster y Schiel, 2010). En el caso del abulón, se ha documentado que estos eventos disminuyen el crecimiento (Haaker *et al.*, 1998) y la capacidad reproductiva (Vilchis *et al.*, 2005), aumentando la mortalidad debido a la inanición y enfermedades como el síndrome de deterioro (Moore *et al.*, 2000; Rogers-Bennett *et al.*, 2010). Por el contrario, las anomalías térmicas positivas también promueven el reclutamiento de los depredadores (pez vieja y langostas) de ambas especies (Cowen, 1985).

La información respecto a las respuestas que tendrán los bosques de macroalgas en arrecifes templados en México es variada y en muchas ocasiones son extrapolaciones de estudios en otros sitios. Por ejemplo, se conoce que el disturbio antropogénico, la contaminación y el exceso de nitrógeno en el mar, pueden alterar la abundancia de diversas algas y plantas costeras (Antrim *et al.*, 1995; Deegan *et al.*, 2012). Particularmente, la abundancia de las especies de macroalgas está relacionada positivamente con una temperatura superficial del mar más fría y las surgencias que le suministran nitrato a aguas superficiales (Dayton, 1999; Pfister y Wang, 2005; Cavanaugh, 2011; Schiel y Foster, 2015). También se conoce que el crecimiento de especies de macroalgas



se beneficia del aumento de los aportes de carbono a la superficie del océano (Sunday *et al.*, 2016). Esto podría generar un costo para ciertas algas, debido a que son sensibles a la acidificación del océano en algunas etapas del ciclo de vida (Gaitán-Espitia *et al.*, 2014), repercutiendo así en el reclutamiento y expansión de los bosques de macroalgas. Para entender mejor estos procesos se requiere de estudios empíricos *in situ* y en laboratorio, en donde se vinculen las dinámicas pasadas y actuales con los efectos climáticos a gran escala que se observarán. Este tipo de estudios no se ha realizado en México. Además, es necesario realizar monitoreos con series de tiempo de mayor duración para entender los efectos que estos eventos tendrán sobre la función y estructura de los bosques de macroalgas y sus posibles afectaciones en los servicios ecosistémicos que generan (Reed *et al.*, 2016).

IMPACTOS ANTROPOGÉNICOS

Los bosques de macroalgas se encuentran sujetos a una serie de impactos antropogénicos (Schiel y Foster, 2015) que pueden afectar a las comunidades asociadas a los bosques, de forma directa o indirecta (Tegner y Dayton, 2000; Halpern *et al.*, 2006). Por ejemplo, las actividades pesqueras que afectan a recursos de diferentes niveles tróficos que habitan en los bosques, ocasionando cambios en la dinámica espacial y temporal a nivel poblacional y, en consecuencia, en el resto de la cadena trófica. La sobre-explotación de recursos de niveles tróficos altos, como depredadores tope y herbívoros, pueden afectar indirectamente otros recursos no objetivo (Byrnes *et al.*, 2006; Montaña-Moctezuma *et al.*, 2008; Hamilton y Caselle, 2015). Diversos autores reportan que la explotación de los principales depredadores de erizos (nutrias, langosta y vieja) causaron la devastación de bosques de *M. pyrifera* en Alaska (Estes *et al.*, 1989), el sur de California (Jackson *et al.*, 2001; Steneck *et al.*, 2002) y Baja California (Palleiro *et al.*, 2012; Beas-Luna y Ladah, 2014). Sin embargo, estos efectos y la importancia de cada uno, son específicos de cada sitio y a una escala de parches, sin ser posible hacer una generalización (Foster y Schiel, 2010; Rogers-Bennett *et al.*, 2011). Cada parche es único en cuanto a la estructura de la comunidad e historial de explotación pesquera, así como sus estrategias de aprovechamiento y conservación, mismas que provocan efectos directos e indirectos en la estructura de la comunidad (*i.e.* E.U.A.: Estes y Duggins, 1995; Vadas y Steneck, 1995;

Steneck, 1997; Montaña-Moctezuma *et al.*, 2008; Australia: Steinberg *et al.*, 1995; Nueva Zelanda: Babcock *et al.*, 1999; Sudamérica: Castilla, 1985; Sudáfrica: Velimirov *et al.*, 1977 y Baja California: Torres-Moye *et al.*, 2013).

Además de la pesca, la contaminación causada por aguas residuales y agrícolas repercute en la estabilidad de los ecosistemas marinos (Dayton *et al.*, 1998). Esto puede provocar variaciones en factores abióticos como nutrientes y luz. Particularmente en los bosques de macroalgas, uno de los efectos es la inhibición del crecimiento y germinación de *M. pyrifera* (Tegner *et al.*, 1995). Desafortunadamente, la mayoría de los bosques de macroalgas en la costa del Pacífico de Baja California, se encuentran aledaños a zonas de producción agrícola, por lo que es imperante establecer zonas de reserva en los bosques costeros menos afectados.

El aporte de sedimentos finos derivado de actividades mineras genera un fuerte impacto en los bosques de macroalgas (Watanabe *et al.*, 2016). Torres-Moye y Escofet (2014) estudiaron el impacto que tiene la minería, combinada con otros estresores locales y crónicos, sobre los ecosistemas costeros en Punta China, Baja California, y sugieren que las implicaciones ecológicas que tiene la acumulación de sedimentos en el fondo van desde fragmentación y reducción del bosque, hasta disminución en el asentamiento y reclutamiento de *M. pyrifera*.

Otro disturbio documentado es el causado por los flujos de agua caliente provenientes de plantas termoeléctricas y, se ha sugerido, que su impacto sobre este ecosistema podría ser similar al del cambio climático. Schiel *et al.* (2004) estudiaron durante 18 años los efectos de las descargas de agua caliente de una termoeléctrica y observaron un cambio en la estructura de la comunidad, ya que desaparecieron especies de distribución más norteña, y las algas *Pterygophora* spp. y *Laminaria* spp. disminuyeron drásticamente en pocos meses. Fue evidente también la desaparición de herbívoros, a excepción de los erizos, cuya densidad aumentó significativamente.

Un impacto indirecto es la introducción de especies exóticas de macroalgas alrededor de todo el mundo. Por ejemplo, Casas *et al.* (2004) registran una invasión de Wakame (*U. pinnatifida*) en Patagonia, Argentina, lo que ha ocasionado una pérdida de diversidad en macroalgas nativas. Un caso similar sucede en Isla Todos Santos frente a las costas de Ensenada, Baja California donde está registrada la presencia de dos

macroalgas invasoras, *S. horneri* y *U. pinnatifida*. Durante una temporada del año, compiten directamente con *M. pyrifera*, dominando gran parte del sustrato del lado protegido de la isla (Aguilar-Rosas *et al.*, 2004 y 2007). Esto ocasiona que *M. pyrifera* tarde en regresar a sus condiciones óptimas en esta área (Beas-Luna com. pers.). Las predicciones sugieren que las invasiones incrementarán en número y frecuencia debido a las condiciones cambiantes del ambiente y al incremento del comercio mundial (Hobbs, 2000). De ahí la necesidad de evaluar de forma constante y llevar un buen registro de las especies exóticas y el efecto que tienen sobre los ecosistemas.

Los bosques de macroalgas están sujetos a fuertes impactos antropogénicos, pero hasta el momento, han demostrado una alta resiliencia (Layton *et al.*, 2019), aunque con gran variabilidad en el tiempo y el espacio. Por esto, existe incertidumbre sobre la respuesta ante el incremento demográfico y severidad de eventos climáticos en estos ecosistemas a corto, mediano y largo plazo. Es imperante llevar a cabo monitoreos que permitan entender la dinámica de estos ecosistemas a mediano y largo plazo, disminuir la presión pesquera y realizar esfuerzos de repoblamiento.

CAMBIOS DE RÉGIMEN Y RESILIENCIA

Los bosques de macroalgas en arrecifes templados son ecosistemas complejos, adaptativos, con alta variabilidad y poca predictibilidad, que pueden estar sujetos a cambios drásticos. Varios estudios han demostrado que, al sobrepasar ciertos límites, estos ecosistemas pueden cambiar de régimen y pasar de un estado a otro (Estes y Palmisano, 1974; Steneck *et al.*, 2002). Los cambios de régimen generalmente producen una reestructuración de las especies o grupos funcionales dominantes, así como de los servicios ecosistémicos asociados. La resiliencia del ecosistema determinará su capacidad de resistir los factores que lo vuelven susceptible a un cambio de régimen. La resiliencia se entiende como la capacidad del ecosistema de absorber el impacto de disturbios o estresores, reorganizarse y atravesar ligeros cambios, pero sin cambiar de régimen, a la vez que mantiene sus funciones, estructura e identidad (Walker *et al.*, 2004).

Aunque aún no existe suficiente evidencia, se espera que los impactos naturales y antropogénicos que afectan a los bosques de macroalgas en arrecifes templados, como los que se discutieron anteriormente,

contribuyan a la reducción de su resiliencia (Steneck *et al.*, 2002). Si la resiliencia del ecosistema disminuye y, si la fuerza de estos impactos actúa de manera aditiva o sinérgica, la posibilidad de un cambio de régimen es alta (Folke *et al.*, 2004). Los regímenes o estados alternativos posibles son los bosques de macroalgas y los desiertos de erizos. Estos últimos, se definen como zonas sobre-pastoreadas en donde la cobertura de macroalgas es mínima y la densidad de erizos es muy alta (Estes y Palmisano, 1974; Watson y Estes, 2011). Estos dos posibles estados están determinados por la interacción entre la disponibilidad de alimento y la intensidad de la herbivoría (Steneck *et al.*, 2002). Dichos cambios de régimen se atribuyen tanto a impactos naturales (cambios en el rango de distribución de especies de macroalgas, incursiones/invasiones de herbívoros, enfermedades), como antropogénicos (contaminación, sedimentación, tormentas o sobrepesca de los depredadores que se alimentan de herbívoros) (Foster *et al.*, 2013).

Los cambios de régimen pueden llevar a la pérdida temporal o permanente de estos ecosistemas. Esta pérdida podría ser el resultado de un cambio en la dominancia o presencia de una especie o grupo de macroalgas, o de hasta una total reestructuración del ecosistema y su funcionalidad, siendo poco probable un regreso a su estado original (Folke *et al.*, 2004; Steneck *et al.*, 2002; Walker *et al.*, 2004). El impacto neto que esto tendría en el ecosistema es imposible de predecir debido a la complejidad e interdependencia de las especies que allí habitan. Sin embargo, se puede inferir que se perdería la capacidad de almacenamiento de carbono que las macroalgas dominantes realizan. Se esperaría también un impacto en las actividades económicas que dependen de estos ecosistemas. En la región del Pacífico Nororiental mexicano los bosques de macroalgas ofrecen importantes servicios ecosistémicos y se desconocen los impactos socioeconómicos que los cambios de régimen del ecosistema ocasionarían.

Para minimizar el cambio de régimen potencial de estos ecosistemas es necesario aumentar su resiliencia (Folke *et al.*, 2002 y 2004; Walker *et al.*, 2004), así como un mejor entendimiento de las variables ambientales y biológicas que influyen sobre ellos (Steneck *et al.*, 2002). Así mismo, es importante caracterizar claramente los impactos en estos ecosistemas en mares mexicanos y realizar estudios que permitan entender sus consecuencias a corto, mediano y largo plazo.

Caja 4. Cambios de régimen y resiliencia

En los bosques de macroalgas en arrecifes templados existe un balance entre los niveles de herbivoría (en su mayoría determinados por la densidad de erizos y su respectivo efecto de pastoreo) y crecimiento de macroalgas (controlado en Baja California principalmente por la temperatura, disponibilidad de nutrientes e intensidad de tormentas de invierno). Estos ecosistemas tienen la capacidad de amortiguar cierta variabilidad entre estas variables. Sin embargo, factores como la sobrepesca sobre ciertos recursos marinos, así como anomalías térmicas como el Niño o el Blob pueden producir cambios drásticos en la intensidad de alguna de ellas. Estos cambios pueden llevar a estos ecosistemas a transitar del estado conocido como los “bosques de macroalgas” como los conocemos al estado conocido como los “desiertos de erizos”.

El fenómeno de histéresis explica los cambios drásticos sobre la resiliencia de un ecosistema. En este caso la cobertura de macroalgas responde al impacto de la densidad de erizos. La cobertura de macroalgas se mantiene relativamente sin cambios incluso a una alta densidad de erizos pero hasta cierto límite (F1). Una vez alcanzado este límite la cobertura de macroalgas cae hasta niveles mínimos y ocurre un cambio al estado alterno. Una vez alcanzado este punto y para lograr el regreso al estado anterior la densidad de erizos tendría que disminuir considerablemente (F2) lo cual es difícil de alcanzar pues la presión por herbivoría es muy fuerte.

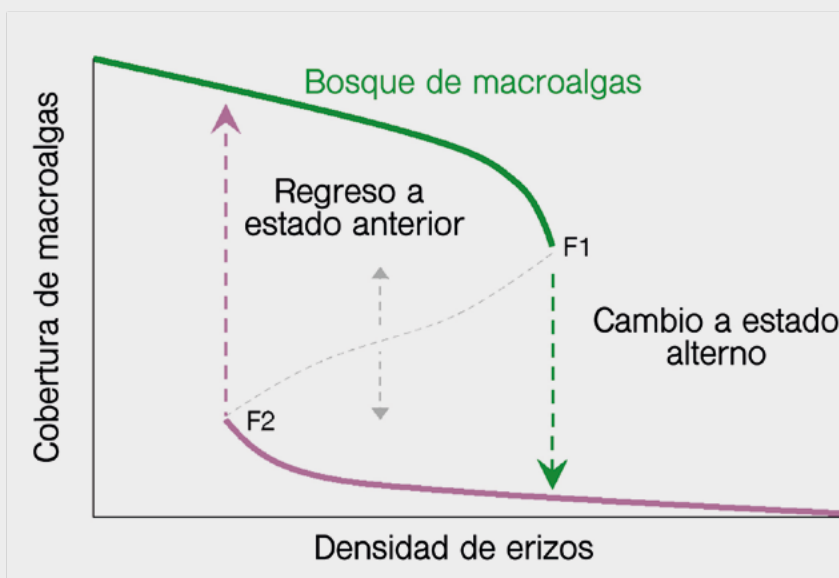


Figura C4.1. Bosques de macroalgas en arrecifes templados de Baja California. Imagen de Piedra Blanca, Baja California Sur. C4.2: Desierto de erizos en Isla Todos Santos. C4.3: Modelo conceptual del fenómeno de histéresis y su impacto en los cambios de régimen en los bosques de macroalgas en arrecifes templados

ANÁLISIS BIBLIOMÉTRICO

Para sintetizar la información que existe sobre los bosques de macroalgas en arrecifes templados en México, se realizó una búsqueda bibliográfica en diferentes bases de datos en-línea. Se optó por este ejercicio como potencial herramienta para evaluar la importancia que tienen estos ecosistemas para la investigación en la región. El esfuerzo se centró en publicaciones disponibles, literatura primaria y gris. No obstante, debido al relativo alto número de instituciones académicas en la Península de Baja California, se consideró importante diferenciar la producción de tesis, tanto de licenciatura como de posgrado, que existen disponibles. La búsqueda de tesis se hizo a partir de bases de datos accesibles en el portal de la biblioteca de la Universidad Autónoma de Baja California. Para la búsqueda de literatura gris, particularmente los reportes técnicos de organizaciones de la sociedad civil o dependencias de gobierno tanto de Estados Unidos como de México, se utilizó el buscador Google Académico. Por último, se realizó una búsqueda en la literatura primaria a través de las bases de datos de *Web of Science*. En los tres casos, las palabras clave de búsqueda, en diferentes combinaciones, fueron: *Kelp forests*, *Bosques macroalgas* y *Baja* (como referencia a Baja California). Cabe resaltar que los resultados de este ejercicio tienen limitaciones adherentes a las bases de datos. De cualquier forma, a pesar de las carencias en las búsquedas de estas herramientas, los resultados

dan una idea clara de la evolución del estudio de los bosques de macroalgas en los arrecifes templados de México.

Como resultado de este esfuerzo, se encontraron 37 publicaciones que cumplieron los requisitos de búsqueda (Apéndice 1). Estos registros abarcan un periodo de publicación de 1960 a 2018. De estos, 19 registros corresponden a literatura primaria, es decir publicaciones en artículos científicos. El resto corresponde, de manera equitativa, a reportes técnicos de agencias gubernamentales (únicamente de E.U.A.) o de organizaciones de la sociedad civil y, a tesis de licenciatura o posgrado de instituciones académicas que se encuentran en Baja California (Figura 4). Es importante resaltar que la mayoría de los estudios correspondieron a investigaciones sobre biología o ecología y un menor número tuvieron un enfoque de pesquerías, manejo o conservación. Este breve análisis indicó que estos ecosistemas han tenido poca atención relativa a pesar de su importancia ecológica y económica, particularmente la captación de carbono y las actividades pesqueras de alto valor que proveen. A partir del 2010, el número de publicaciones ha aumentado; sin embargo, aún es un número reducido, lo que denota el poco conocimiento que se tiene en México de estos ecosistemas. Es importante revertir esto para aumentar la capacidad de manejo integral de los bosques de macroalgas en arrecifes templados y ser capaces de implementar estrategias que aumenten su resiliencia ante los impactos del cambio climático.

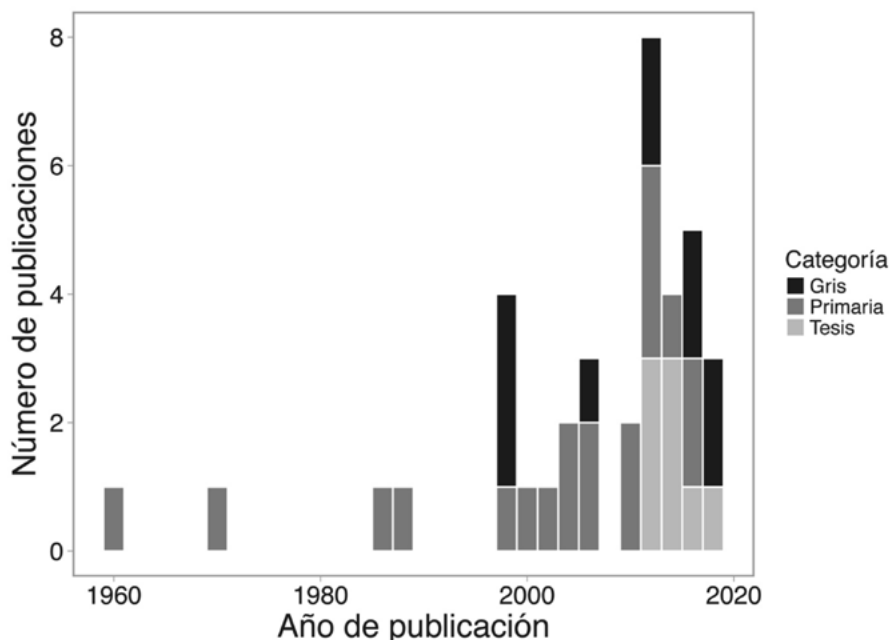


Figura 4. Distribución histórica de los registros bibliográficos asociados a bosques de macroalgas en arrecifes templados en México.



MONITOREO FÍSICO, QUÍMICO Y BIOLÓGICO

La región del Pacífico frente a la Península de Baja California, es una de las regiones en México con la mayor cantidad de estudios de largo plazo y a gran escala de procesos y patrones físicos, químicos y biológicos en el mar (Chapa-Balcorta *et al.* Capítulo 2, esta obra). Las principales responsables de la información que existe sobre la variabilidad estacional e interanual de esta región son las campañas oceanográficas del programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California). Desafortunadamente, sus estaciones más cercanas a la costa se encuentran a varios kilómetros de los bosques de macroalgas. En la actualidad, existen sólo dos programas de monitoreo ecológico enfocados a la variabilidad de los bosques de macroalgas de arrecifes templados en Baja California: 1) el monitoreo comunitario de la asociación civil Comunidad y Biodiversidad (COBI) en conjunto con la Universidad de Stanford y 2) el programa de Manejo de Ecosistemas por las Californias (MexCal) de la Universidad Autónoma de Baja California.

El programa de COBI-Stanford, es un consorcio de investigación entre estas dos instituciones y las cooperativas de pescadores de Baja California. El principal objetivo de este programa de monitoreo es documentar la respuesta de los bosques de macroalgas a la variabilidad oceanográfica y evaluar la eficacia de las reservas marinas instaladas en la región por las mismas comunidades de pescadores (Fulton *et al.*, 2018). Desde el 2006, este programa lleva a cabo sus evaluaciones biológicas anuales en 17 sitios en Isla Natividad, Isla Magdalena y El Rosario. Para los monitoreos biológicos utilizan los protocolos de ReefCheck California y los datos son colectados por mujeres y hombres miembros de la comunidad. Para el monitoreo físico, desde el 2012 utilizan sensores oceanográficos de temperatura, presión, conductividad, velocidad y dirección de las corrientes, y las mediciones químicas incluyen pH y oxígeno disuelto.

El programa de MexCal, es un consorcio de investigación formado por profesores, investigadores y estudiantes de la Universidad Autónoma de Baja California. Su principal objetivo es documentar la capacidad de adaptación de los ecosistemas marinos costeros de Baja California ante los efectos del cambio climático. Desde el 2011, este programa ha

colectado información biológica de los bosques de macroalgas en 19 sitios distribuidos desde la frontera México-Estados Unidos hasta Punta Eugenia Baja California Sur. En el monitoreo biológico, se estima la abundancia de algas, invertebrados y peces mediante la combinación de métodos de PISCO (Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans) y ReefCheck California. Además, en este programa se utilizan video transectos submarinos para estimar la cobertura de las diferentes especies coloniales. La mayoría de los sitios de muestreo se visitan una vez al año y tres sitios dentro de la Bahía Todos Santos (BTS) se visitan con una frecuencia de, por lo menos, cuatro veces al año. Los datos físicos incluyen temperatura en la mayoría de los sitios y presión sólo en los sitios dentro de BTS. Los datos químicos incluyen pH y oxígeno disuelto de dos sitios en Punta Eugenia.

Estos dos programas de monitoreo forman parte de la red de monitoreo llamada ABCReef (Alaska to Baja Consortium of Reef Monitoring; por sus siglas en inglés), la cual se enfoca en el estudio de los bosques de macroalgas en arrecifes templados desde Alaska hasta Baja California Sur. A pesar de que esta red se encuentra bien establecida y se tienen datos ecológicos integrados desde el año 2000, el esfuerzo para describir los ciclos de carbono de estos ecosistemas es muy escaso. Además, se ha explorado poco el acoplamiento con otros datos oceanográficos a diferentes escalas, como los datos de programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California). Por lo tanto, un primer paso es la integración y síntesis de estos datos para entender mejor la dinámica de los flujos de carbono en los bosques de macroalgas no sólo en México, pero en toda la distribución en el Pacífico Nororiental.

Además de los datos ecológicos de monitoreo, actualmente existen nuevas tecnologías, como la percepción remota, que se han utilizado para estimar la abundancia y variabilidad de la cobertura de los bosques submarinos (Cavanaugh, 2011; Bell *et al.*, 2015; Paz-Lacavex *et al.*, 2018). Con estas nuevas tecnologías y la integración de la información disponible, es posible generar datos relevantes que permitan hacer estimaciones más precisas sobre el flujo de carbono dentro de los bosques de macroalgas. Además, esta información puede contribuir al diseño e implementación de acciones de conservación y manejo sustentable de estos ecosistemas y así, promover su estabilidad y productividad.

SIGUIENTES PASOS

El trabajo presentado en este capítulo identifica características generales de los bosques de macroalgas en arrecifes templados y discute como su integridad biológica es indispensable para entender los diferentes servicios que este ecosistema provee. La mayor parte de la información existente acerca de estos bosques corresponde a los servicios de provisión y, en menor medida, a los de regulación, que incluyen la captura y almacenamiento de carbono, productividad del sistema, regulación del clima, formación de sedimentos y producción de oxígeno. Por lo tanto, para documentar el ciclo del carbono en los bosques de macroalgas, se continuará con los programas de monitoreo físicos, químicos y biológicos, para informar modelos tróficos que ayuden a estimar la productividad de estos bosques en un ambiente altamente variable. Con estas herramientas, se podrá estimar el balance de carbono de estos sistemas tan complejos. Específicamente, se debe estudiar de forma rigurosa el almacenamiento de carbono en los organismos representativos de los bosques de macroalgas para tener una mayor precisión y detalle sobre el flujo del carbono a través de la red trófica.

RECOMENDACIONES Y CONCLUSIONES

Los bosques de macroalgas en arrecifes templados en México son uno de los ecosistemas costeros más productivos del país y proveen de una gran variedad de servicios ecosistémicos. El aumento en la frecuencia e intensidad de los disturbios ambientales y antropogénicos derivados del cambio climático, afectan la dinámica y función de estos bosques. La captación y almacenamiento de carbono atmosférico es uno de los principales servicios que resulta afectado. Desafortunadamente, es uno de los procesos en donde el conocimiento y entendimiento científico está más limitado. En este documento se describe lo que se conoce hasta la fecha sobre la distribución, estructura, función, estabilidad y resiliencia de estas comunidades complejas en México. Además, se presentan evidencias de los servicios ecosistémicos que proveen al hombre, se analizan los registros bibliográficos asociados a su estudio y se identifican los programas de monitoreo continuo actualmente en funciones. En esta síntesis, se destaca la importancia de estos ecosistemas y la necesidad de fomentar más estudios que mejoren el

entendimiento de la dinámica del flujo de carbono dentro de las complejas redes tróficas que conforman. A pesar de la escasa información que existe sobre estos bosques, es claro que estos ecosistemas son fundamentales para la región. En este documento se realza la necesidad de ampliar los estudios de este ecosistema, especialmente acerca del papel que juegan en la captación y almacenamiento de carbono.

LITERATURA CITADA

- Abbott, I. A. and G. I. Hollenberg. 1976. Marine Algae of California. Stanford University Press. Stanford, California. 844 p.
- Aguilar-Rosas, L. E., F. F. Pedroche y J. A. Zertuche-González. 2014. Algas marinas no nativas en la costa del Pacífico mexicano. *En*: Mendoza, R. y P. Koleff (eds.). Especies acuáticas invasoras en México. CONABIO. México pp. 211-222.
- Aguilar-Rosas, L. E., R. Aguilar-Rosas, H. Kawai, S. Uwai and E. J. A. Valenzuela-Espinoza. 2007. New record of *Sargassum filicinum* Harvey (Fucales, Phaeophyceae) in the Pacific coast of Mexico. *Algae* 22:17-21.
- Aguilar-Rosas, R. and L. E. Aguilar-Rosas. 2017. *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales, Phaeophyta) in Baja California Coasts, Mexico. *Ciencias Marinas* 11:127-129.
- Aguilar-Rosas, R., L. E. Aguilar-Rosas, G. Ávila-Serrano and R. Marcos-Ramírez. 2004. First record of *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) on the Pacific coast of Mexico. *Botanica Marina* 47:255-258.
- Allen, M. R., B. R. Barros, J. Broome, W. Cramer, R. Christ, J. A. Church and O. Edenhofer. 2014. IPCC fifth assessment synthesis report-climate change 2014 synthesis report. 151 p.
- Antrim, L. D., R. M. Thom, W. W. Gardiner, V. I. Cullinan, D. K. Shreffler and R. W. Bienert. 1995. Effects of petroleum products on bull kelp (*Nereocystis luetkeana*). *Marine Biology* 122:23-31.
- Arafeh-Dalmau, N., G. Montaña-Moctezuma, J.A. Martínez, R. Beas-Luna, D.S. Schoeman and G. Torres-Moye. 2019. An extreme warming event alters kelp forest community near its equatorward distribution limit. *Frontiers in Marine Science* ID 467057.
- Araujo, R, J. Assis, R. Aguillar, L. Airoidi, I. Criado, I. Bartsch, T. Bekkby, H. Christie, D. Davoult, S. Derrien-Courtel, C. Fernandez, S. Fredriksen, F. Gevaert, H. Gundersen, A. le Gal, L. Lévêque, N. Mieszkowska, K. Norderhaug, P. Oliveira and I. Sousa-Pinto. 2016. Status, trends and drivers of kelp forests in Europe: an expert assessment. *Biodiversity and Conservation* 25:1319-1348.
- Babcock, R. C., S. Kelly, N. T. Shears, J. W. Walker and T. J. Willis. 1999. Large scale habitat change in marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 189:125-134.



- Beas-Luna, R. and L. B. Ladah. 2014. Latitudinal, seasonal, and small-scale spatial differences of the giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, and an herbivore at their southern range limit in the northern hemisphere. *Botanica Marina* 57:73-83.
- Bell, T. W., K. C. Cavanaugh and D. A. Siegel. 2015. Remote monitoring of giant kelp biomass and physiological condition: An evaluation of the potential for the Hyperspectral Infrared Imager (HypSIIRI) mission. *Remote Sensing of Environment* 167:218-228.
- Byrnes, J., J. J. Stachowicz, K. M. Hultgren, A. R. Hughes, S. V. Olyarnik and C. S. Thornber. 2006. Predator diversity strengthens trophic cascades in kelp forests by modifying herbivore behaviour. *Ecological Letters* 9:61-71.
- Carr, M. H. and D. C. Reed. 2015. Shallow rocky reefs and Kelp forests. In: Mooney, H. and E. Zavaleta (eds.). *Ecosystems of California*. University of California Press. Berkeley pp. 311-336
- Casas, G., R. Scrosati and M. Piriz. 2004. The invasive Kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) reduces native seaweed diversity in Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Biological Invasions* 6:411-416.
- Castilla, J. C. 1985. Food webs and functional aspects of the kelp, *Macrocystis pyrifera*, community in the Beagle Channel, Chile. In: Siegfried, W. R., P. R. Condy and R. M. Laws (eds.). *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*. Springer-Verlag. Berlin pp. 407-414
- Cavanaugh, K. C. 2011. Variability of Giant Kelp Forests in Southern California: Remote Assessment of Kelp Biomass and the Drivers of Kelp Forest Dynamics. Tesis de Doctorado. University of California, Santa Barbara. 200 p.
- Cavanaugh, K. C., D. A. Siegel, B. P. Kinlan and D. C. Reed. 2010. Scaling giant kelp field measurements to regional scales using satellite observations. *Marine Ecology Progress Series* 403:13-27.
- Connell, S. D. 2003. The monopolization of understory habitat by subtidal encrusting coralline algae: A test of the combined effects of canopy-mediated light and sedimentation. *Marine Biology* 142:1065-1071.
- Costanza, R., R. de Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. Oneill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton and M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cowen, R. K. 1985. Large scale pattern of recruitment by the labrid, *Semicossyphus pulcher*: Causes and implications. *Journal of Marine Research* 43:719-742.
- Crain, C. M., K. Kroeker and B. S. Halpern. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology letters* 11:1304-1315.
- Cruz-Trejo, G. I. 2012. Presencia del alga parda *Sargassum horn-eri* en Baja California y su posible impacto sobre las comunidades de macroalgas y macroinvertebrados de Rincón de Balenas y Rancho Packard, Baja California. Tesis de Maestría. CICESE. 258 p.
- Dayton, P. K. 1985. Ecology of kelp communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16:215-245.
- Dayton, P. K. 1999. Temporal and spatial scales of kelp demography: The role of oceanographic climate. *Ecological Monographs* 69:219-250.
- Dayton, P. K., M. J. Tegner, P. B. Edwards and K. L. Riser. 1998. Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications* 8:309-322.
- Deegan, L. A., D. S. Johnson, R. S. Warren, B. J. Peterson, J. W. Fleeger, S. Fagherazzi and W. M. Wollheim. 2012. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature* 490:388-392.
- Duggins, D. O. 1981. Sea urchin and kelp: the effects of short-term changes in urchin diet. *Limnology and Oceanography* 26:391-394.
- Durazo, R., A. M. Ramirez-Manguilar, L. E. Miranda y L. A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. En: Gaxiola-Castro, G. y R. Durazo (eds.). *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997-2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. Primera edición. Instituto Nacional de Ecología. Distrito Federal, México pp. 25-57
- Ebert, T. A., S. C. Schroeter, J. D. Dixon and P. Kalvass. 1994. Settlement patterns of red and purple sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus*) in California, U.S.A. *Marine Ecological Progress Series* 111:41-52.
- Eckman, J. E., D. O. Duggins and A. T. Sewell. 1989. Ecology of understory kelp environments. I. Effects of kelp on flow and particle transport near the bottom. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 129:173-187.
- Edwards, M. S., and G. Hernández-Carmona. 2005. Delayed recovery of giant kelp near its southern range limit in the North Pacific following El Niño. *Marine Biology* 147:273-279.
- Espinosa-Carreón, T. L., P. Strub, E. Beier, F. Ocampo-Torres and G. Gaxiola-Castro. 2004. Seasonal and interannual variability of satellite-derived chlorophyll pigment, surface height, and temperature off Baja California. *Journal of Geophysical Research C: Oceans*. doi:10.1029/2003JC002105.
- Espinoza, J. 1990. The southern limit of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Phaeophyta, Fucales) in the Mexican Pacific. *Botanica Marina* 33:193-196.
- Estes, J. A. and D. O. Duggins. 1995. Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecological paradigm. *Ecological Monographs* 65:75-100.
- Estes, J. A. and J. F. Palmisano. 1974. Sea Otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* 185:1058-1060.
- Estes, J. A., D. O. Duggins and G. B. Rathbun. 1989. The ecology of extinctions in kelp forest communities. *Conservation Biology* 3:252-264.

- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson and C. S. Holling. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:557-581.
- Folke, C., S. R. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C. S. Holling, B. Walker, J. Bengtsson, F. Berkes, J. Colding, K. Danell, M. Falkenmark, L. Gordon, R. Kaspersson, N. Kautsky, A. Kinzig, S. Levin, K.-G. Mäler, M. Moberg, L. Ohlsson, P. Olsson, E. Ostrom, W. Reid, J. Rockström, H. Svanije and U. Svedin. 2002. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. Report for the Swedish Environmental Advisory Council 2002:1. Ministry of the Environment, Stockholm, Sweden.
- Foster, M. S. and D. R. Schiel. 1985. The ecology of giant kelp forests in California: a community profile. U.S. Fish Wildlife Service. Biological Report 85. 152 p.
- Foster, M. S. and D. R. Schiel. 2010. Loss of predators and the collapse of southern California kelp forest (?): Alternatives, explanations and generalizations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 393:59-70.
- Foster, S. M., D. C. Reed, M. H. Carr, P. K. Dayton, D. P. Malone, J. S. Pearse and L. Rogers-Bennett. 2013. Kelp forest in California. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences* 39:115-131.
- Frieder, C. A., S. H. Nam, T. R. Martz and L. A. Levin. 2012. High temporal and spatial variability of dissolved oxygen and pH in a nearshore California kelp forest. *Biogeosciences* 9:3917-3930.
- Fulton, S., A. Hernández-Velasco, A. Suarez-Castillo, F. J. Fernández-Rivera, M. Rojo, A. Sáenz-Arroyo, A. Hudson Weaver, R. Cudney-Bueno, F. Micheli and J. Torre. 2018. From fishing fish to fishing data: The role of artisanal fishers in conservation and resource management in Mexico. *In: Salas S., M. Barragán-Paladines and R. Chuenpagdee (eds.). Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean. MARE Publication Series, vol 19. First Edition. Springer, Cham, Switzerland. doi:10.1007/978-3-319-76078-0_7.*
- Gaines, S. D. and J. Lubchenco. 1982. A unified approach to marine plant-herbivore interactions. II. *Biogeography. Annual review of ecology and systematics* 13:111-38.
- Gaitán-Espitia, J. D., J. R. Hancock, J. L. Padilla-Gamiño, E. B. Rivest, C. A. Blanchette, D. C. Reed and G. E. Hofmann. 2014. Interactive effects of elevated temperature and pCO₂ on early-life-history stages of the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 457:51-58.
- Graham, M. H. 1997. Factors determining the upper limit of giant kelp, *Macrocystis pyrifera* Agardh, along the Monterey Peninsula, central California, U.S.A. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 218:127-149.
- Graham, M. H., J. A. Vázquez and A. H. Buschmann. 2007. Global ecology of the giant kelp *Macrocystis*: from ecotypes to ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 45:39-88.
- Haaker, P. L., D. O. Parker, K. C. Barsky and C. S. Y. Chun. 1998. Growth of red abalone, *Haliotis rufescens* (Swainson), at Johnson's Lee, Santa Rosa Island, California. *Journal of Shellfish Research* 17:747-753.
- Halpern, B. S. and K. Cottenie. 2007. Little evidence for climate effects on local-scale structure and dynamics of California kelp forest communities. *Global Change Biology* 13:236-251.
- Halpern, B. S., K. Cottenie and B. R. Broitman. 2006. Strong top-down control in Southern California kelp forest ecosystems. *Science* 312:1230-1232.
- Hamilton, S.L., Caselle J.E. 2015. Exploitation and recovery of a sea urchin predator has implications for the resilience of southern California kelp forests. *Proceedings of the Royal Society B* doi: 10.1098/rspb.2014.1817
- Harrold, C. and D. C. Reed. 1985. Food availability, sea-urchin grazing and kelp forest community structure. *Ecology* 66:1160-1169.
- Haurly, L. R., E. Venrick, C. L. Fey, J. A. McGowan and P. P. Niler. 1993. The Ensenada Front: July 1985. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 34:69-88.
- Henkel, S. K. and S. N. Murray. 2007. Reproduction and morphological variation in southern California populations of the lower intertidal kelp *Egregia menziesii* (O. Laminariales). *Journal of Phycology* 43:242-255.
- Hilmi, N., D. Allemand, S. Dupont, A. Safa, G. Haraldsson, P. A. L. D. Nunes, C. Moore, C. Hattam, S. Reynaud, J. M. Hall-Spencer, M. Fine, C. Turley, R. Jeffree, J. Orr, P. L. Munday and S. R. Cooley. 2013. Towards improved socio-economic assessments of ocean acidification's impacts. *Marine Biology* 160:1773-1787.
- Hobbs, R. 2000. Invasive Species in a Changing World. *In: Biological Invasions. Island Press. 457 p.*
- Hofmann, G. E., J. E. Smith, K. S. Johnson, U. Send, L. A. Levin, F. Micheli, A. Paytan, N. N. Price, B. Peterson, Y. Takeshita, P. G. Matson, E. D. Crook, K. J. Kroeker, M. C. Gambi, E. B. Rivest, C. A. Frieder, P. C. Yu and T. R. Martz. 2011. High-Frequency Dynamics of Ocean pH: A Multi-Ecosystem Comparison. *PLoS ONE* doi:10.1371/journal.pone.0028983.
- Jackson, G. A. 1987. Modeling the growth and harvest yield of the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Marine Biology* 95:611-624.
- Jackson, J. B. C., M. X. Kirby, W. H. Berger, K. A. Bjorndal, L. W. Botsford, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. A. Estes, T. P. Hughes, S. Kidwell, C. B. Lange, H. S. Lenihan, J. M. Pandolfi, C. H. Peterson, R. S. Steneck, M. J. Tegner and R. R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629-637.



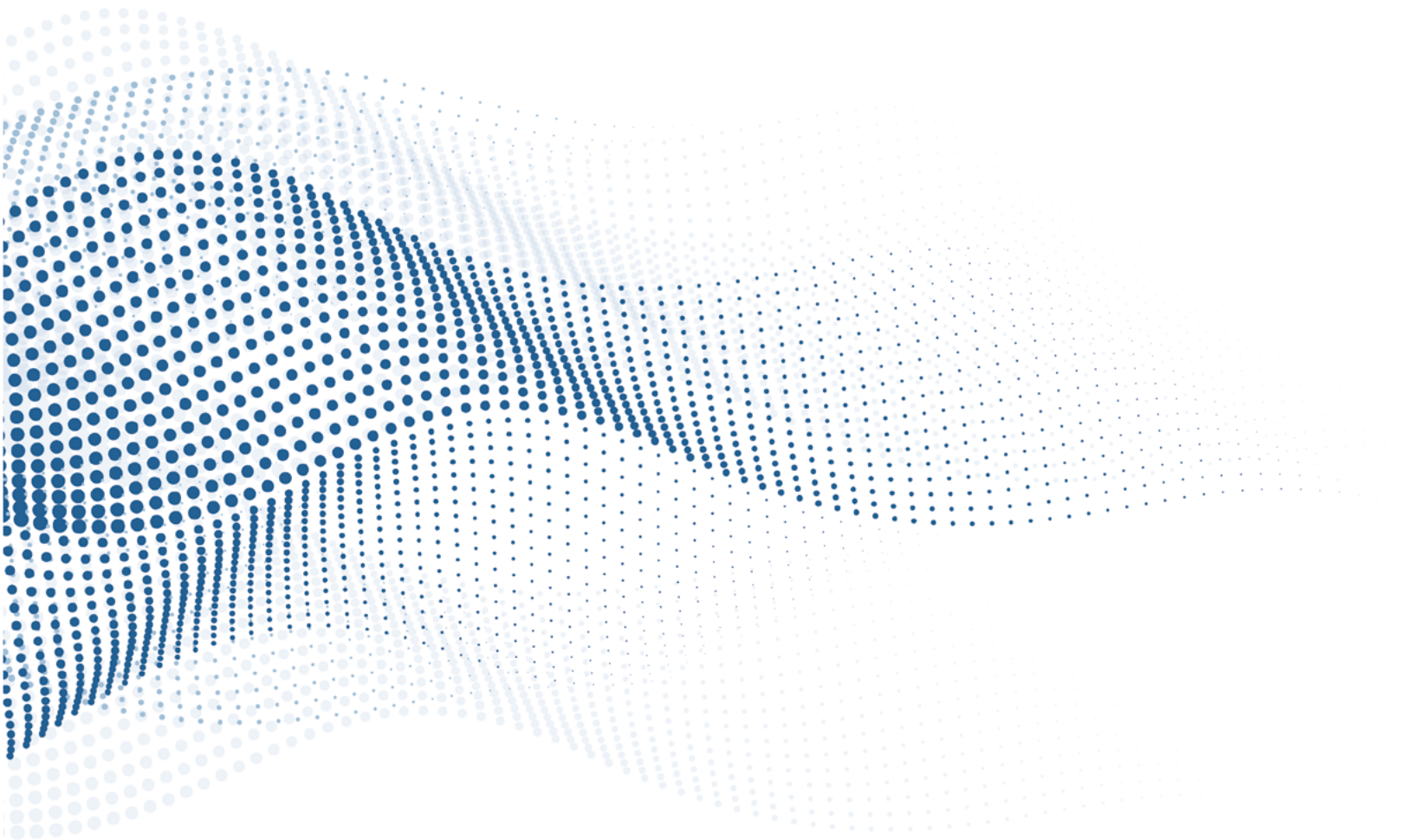
- Johnson, C., S. Banks, N. Barrett, F. Cazassus, P. K. Dunstan, G. J. Edgar, S. Frusher, C. Gardner, M. Haddon, F. Helidoniotis, K. L. Hill, N. Holbrook, G. W. Hosie, P. Last, S. Ling, T. Melbourne-Thomas, K. Miller, G. Pecl, A. Richardson and N. Taw. 2011. Climate change cascades: Shifts in oceanography, species' ranges and subtidal marine community dynamics in eastern Tasmania. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 400:17-32.
- Jones, C. G., J. H. Lawton and M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373-386.
- Koch, K., M. Thiel, W. Hagen, M. Graeve, I. Gómez, D. Jofre, L. C. Hofmann, F. Tala and K. Bischof. 2016. Short- and long-term acclimation patterns of the giant kelp *Macrocystis pyrifera* (Laminariales, Phaeophyceae) along a depth gradient. *Journal of Phycology* 52:260-273.
- Krause-Jensen, D. and C. M. Duarte. 2016. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geosciences* 9:737-742.
- Krumhansl, K., D. Okamoto, A. Rassweiler, M. Novak, J. Bolton, K. Cavanaugh, S. Connell, C. Johnson, B. Konar, S. Ling, F. Micheli, K. Norderhaug, A. Perez-Matus, I. Sousa Pinto, D. C. Reed, A. Salomon, N. Shears, T. Wernberg, R. Anderson and J. Byrnes. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:13785-13790.
- Ladah, L. B., J. A. Zertuche-González and G. Hernández-Carmona. 1999. Giant kelp (*Macrocystis pyrifera*, Phaeophyceae) recruitment near its southern limit in Baja California after mass disappearance during ENSO 1997-1998. *Journal of Phycology* 35:1106-1112.
- Layton, C., V. Shelamoff, J. Cameron, M. Tatsumi, T. Wright and R. Johnson. 2019. Resilience and stability of kelp forests: The importance of patch dynamics and environment-engineer feedbacks. *PLoS ONE* doi:10.1371/journal.pone.0210220.
- Leighton, D. L. 1971. Grazing activities of benthic invertebrates in southern California kelp beds. In: North, W. J. (ed.). *The Biology of Giant Kelp Beds (Macrocystis) in California*. Nova Hedwigia. Verlag, German 453 p.
- Limbaugh, C. 1955. Fish life in the kelp beds and the effects of kelp harvesting. UC San Diego: Scripps Institution of Oceanography. <https://escholarship.org/uc/item/4w36x6mb>.
- Lindeberg, M. R. and S. C. Lindstrom. 2012. Field guide to seaweeds of Alaska. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 200 p.
- Macaya, E. C. and G. C. Zuccarello. 2010. DNA barcoding and genetic divergence in the giant kelp *Macrocystis* (Laminariales). *Journal of Phycology* 46:736-742.
- Macura, B., P. Byström, L. Airoidi, B. K. Eriksson, L. Rudstam and J. G. Støttrup. 2019. Impact of structural habitat modifications in coastal temperate systems on fish recruitment: A systematic review. *Environmental Evidence* 8:1-22.
- Mann, K. H. 1972. Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. *Marine Biology* 12:1-10.
- Mann, K. H. 1973. Seaweeds: Their productivity and strategy for growth: The role of large marine algae in coastal productivity is far more important than has been suspected. *Science* 182:975-981.
- Mann, K. H. 1982. *Ecology of Coastal Waters: A Systems Approach*, California Library Reprint Series. University of California Press.
- Marks, L. M., D. C. Reed and S. J. Holbrook. 2018. Life history traits of the invasive seaweed *Sargassum horneri* at Santa Catalina Island, California. *Aquatic Invasions* 13:339-350.
- Marks, L. M., P. Salinas-Ruiz, D. C. Reed, S. J. Holbrook, C. S. Culver, J. M. Engle, D. J. Kushner, J. E. Caselle, J. Freiwald, J. P. Williams, J. R. Smith, L. E. Aguilar-Rosas and N. J. Kaplanis. 2015. Range expansion of a non-native, invasive macroalgae *Sargassum horneri* (Turner) C. Agardh, 1820 in the eastern Pacific. *BioInvasions Records* 4:243-248.
- Matson, P. G. and M. S. Edwards. 2007. Effects of ocean temperature on the southern range limits of two understory kelps, *Pterygophora californica* and *Eisenia arborea*, at multiple life-stages. *Marine Biology* 151:1941-1949.
- Mattison, J. E., J. D. Trent, A. L. Shanks, T. B. Akin and J. S. Pearse. 1977. Movement and feeding activity of red sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus*) adjacent to a kelp forest. *Marine Biology* 39:25-30.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, D.C.
- Menzel, S., C. V. Kappel, B. R. Broitman, F. Micheli and A. A. Rosenberg. 2013. Linking human activity and ecosystem condition to inform marine ecosystem based management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23:506-514.
- Michelou, V. K., J. G. Caporaso, R. Knight and S. R. Palumbi. 2013. The ecology of microbial communities associated with *Macrocystis pyrifera*. *PLoS ONE* doi: 10.1371/journal.pone.0067480
- Miller, K. A. and H. A. Dorr. 1994. Natural history of mainland and island populations of the deep water elk kelp *Pelagophycus* (Laminariales, Phaeophyta): How many species? In: Halvorson, W. L. and G. J. Maender (eds.). *Fourth California Islands Symposium: Update on the Status of Resources*. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, California pp 59-70.
- Miller, K. A., J. L. Olsen and W. T. Stam. 2000. Genetic divergence correlates with morphological and ecological subdivision in the deep-water elk kelp, *Pelagophycus porra* (Phaeophyceae). *Journal of Phycology* 36:862-870.
- Mondragon, J. and J. Mondragon. 2003. *Seaweeds of the Pacific Coast: Common Marine Algae from Alaska to Baja California*. Sea Challengers. Monterey, California. 97 p.
- Montaño-Moctezuma, C. G., H. W. Li and P. A. Rossignol. 2008. Variability of community interaction networks in Kelp For-

- est reserves and adjacent exploited areas. *Fisheries Research* 94:99-108.
- Moore, J. D., T. T. Robbins and C. S. Friedman. 2000. Withering syndrome in farmed red abalone *Haliotis rufescens*: Thermal induction and association with a gastrointestinal rickettsiales-like prokaryote. *Journal of Aquatic Animal Health* 12:26-34.
- Palleiro-Nayar, J., C. G. Montaña-Moctezuma y O. Sosa-Nishizaki. 2012. Variación espacio-temporal de la densidad poblacional del erizo rojo *Strongylocentrotus franciscanus* (A. Agassiz, 1863) (Echinodermata: Echinoidea: Strongylocentrotidae) en Baja California. *Hidrobiológica* 22: 28-34.
- Paz-Lacavex, A., R. Beas-Luna, J. Lorda, K. C. Cavanaugh y T. W. Bell. 2018. Producción primaria bruta en bosques submarinos de la región Bahía Todos Santos. *En: Paz-Pellat, F., A. Velázquez-Rodríguez y M. Rojo-Martínez (eds.). Estado actual del conocimiento del carbono y sus interacciones en México: Síntesis 2018. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 1-8*
- Pfister, C. A. and M. Wang. 2005. Beyond size: matrix projection models for populations where size is an incomplete descriptor. *Ecology* 86:2673-2683.
- Reed, D. C. and M. A. Brzezinski. 2009. Kelp Forests. *In: Laffoley, D. and G. Grimshitch (eds.). The Management of Natural Coastal Carbon Sinks. IUCN. Natural England Commissioned Report NECR033. Gland, Switzerland. 53 p.*
- Reed, D. C., A. R. Rassweiler, R. J. Miller, H. M. Page and S. J. Holbrook. 2016. The value of a broad temporal and spatial perspective in understanding dynamics of kelp forest ecosystems. *Marine and Freshwater Research* doi:10.1071/mf14158.
- Reed, D. C., A. Rassweiler, M. H. Carr, K. C. Cavanaugh, D. P. Malone and D. A. Siegel. 2011. Wave disturbance overwhelms top-down and bottom-up control of primary production in California kelp forests. *Ecology* 92:2108-2116.
- Rogers-Bennett, L., B. L. Allen and D. P. Rothaus. 2011. Status and habitat associations of the threatened northern abalone: importance of kelp and coralline algae. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21:573-581.
- Rogers-Bennett, L., R. F. Dondanville, J. D. Moore and L. I. Vilchis. 2010. Response of red abalone reproduction to warm water, starvation and disease stressors: Implications of ocean warming. *Journal of Shellfish Research* 29:599-611.
- Rosman, J. H., J. R. Koseff, S. G. Monismith and J. Grover. 2007. A field investigation into the effects of a kelp forest (*Macrocystis pyrifera*) on coastal hydrodynamics and transport. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 112:1-16.
- Sala, E. and M. H. Graham. 2002. Community-wide distribution of predator-prey interaction strength in kelp forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99:3678-3683.
- Salomon, M. and H. Dahms. 2018. Marine Ecosystem Services. *In: Salomon, M. and T. Markus (eds.). Handbook on Marine Environment Protection: Science, Impacts and Sustainable Management. Springer International Publishing pp. 67-75*
- Santamaría-Del Ángel, E., A. Gonzalez-Silveira, R. Millán-Núñez and F. E. Müller-Karger. 2002. The color signature of the Ensenada Front and its seasonal and interannual variability. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 43:155-161.
- Schiel, D. and M. Foster. 1986. The structure of subtidal algal stands in temperate waters. *In: M. Barnes (ed.). Oceanography and Marine Biology- An Annual Review. Aberdeen University Press 307 p.*
- Schiel, D. R. and M. S. Foster. 2015. *The Biology and Ecology of Giant Kelp Forests. First edition. University of California Press. Oakland, California. 416 p.*
- Schiel, D. R., J. R. Steinbeck and M. S. Foster. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. *Ecology* 85:1833-1839.
- Serviere-Zaragoza, E., V. C. García-Hernández and D. A. Siqueiros-Beltrones. 2003. Diversity and distribution of macroalgae associated with abalone (*Haliotis* spp.) habitats in Baja California Sur, Mexico. *Bulletin of Marine Sciences* 72:725-739.
- Seymour, R. J., M. J. Tegner, P. K. Dayton and P. E. Parnell. 1989. Storm wave induced mortality of giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, in southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28:277-292.
- Silva, P. C., R. A. Woodfield, A. N. Cohen, L. H. Harris and J. H. R. Goddard. 2002. First report of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* in the northeastern Pacific Ocean. *Biological Invasions* 4:333-338.
- Smale, D. A., T. Wernberg, E. C. J. Oliver, M. Thomsen, B. P. Harvey, S. C. Straub, M. T. Burrows, L. V. Alexander, J. A. Ben-thuysen, M. G. Donat, M. Feng, A. J. Hobday, N. J. Holbrook, S. E. Perkins-Kirkpatrick, H. A. Scannell, A. Sen-Gupta, B. L. Payne and P. J. Moore. 2019. Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature: Climate Change*. doi:10.1038/s41558-019-0412-1.
- Spalding, M., H. Fox, G. R. Allen, N. Davidson, Z. Ferdaña, M. Finlayson, B. Halpern, M. A. Jorge, A. Lombana, S. Lourie, D. K. Martin, E. McManus, J. Molnar, A. C. Recchia and J. Robertson. 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience* 57:573-583.
- Steinberg, P. D., J. A. Estes and F. C. Winter. 1995. Evolutionary consequences of food chain length in kelp forest communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 92:8145-8148.
- Steneck, R. S. 1997. Fisheries-induced biological changes to the structure and function of the Gulf of Maine ecosystem. *In: Wallace, G. T. and E.F. Braasch (eds.). Proceedings of the Gulf of Maine Ecosystem Dynamics Scientific Symposium and Workshop, RARGOM Report 91-1. Regional Association for Research in the Gulf of Maine, Hanover, New Hampshire pp. 151-165.*



- Steneck, R. S., M. H. Graham, B. J. Bourque, D. Corbett, J. M. Erlandson, J. A. Estes and M. J. Tegner. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation* 29:436-459.
- Sunday, J. M., K. E. Fabricius, K. J. Kroeker, K. M. Anderson, N. E. Brown, J. P. Barry, S. D. Connell, S. Dupont, B. Gaylord, J. M. Hall-Spencer, T. Klinger, M. Milazzo, P. L. Munday, B. D. Russell, E. Sanford, V. Thiyagarajan, M. L. H. Vaughan, S. Widdicombe and C. D. G. Harley. 2016. Ocean acidification can mediate biodiversity shifts by changing biogenic habitat. *Nature Climate Change* 7:81-85.
- Tegner, M. J. and P. K. Dayton. 2000. Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. – *ICES Journal of Marine Science* 57:579-589.
- Tegner, M. J., P. K. Dayton, P. B. Edwards, K. L. Riser, D. B. Chadwick, T. A. Dean and L. Deysher. 1995. Effects of a large sewage spill on a kelp forest community: Catastrophe or disturbance? *Marine Environmental Research* 40:181-224.
- Torres-Moye, G. and A. Escofet. 2014. Land-Sea interactions in Punta China (Baja California, Mexico): Addressing anthropic and natural disturbances in a retrospective context. *Journal of Environmental Protection* 5:1520-1530.
- Torres-Moye, G., M. S. Edwards and C. G. Montaña-Moctezuma. 2013. Benthic community structure in kelp forests from the Southern California Bight. *Ciencias Marinas* 39:239-252.
- Vadas, R. L. 1977. Preferential feeding: optimization strategy in sea urchins. *Ecological Monographs* 47:337-371.
- Vadas, R. L. and R. S. Steneck. 1995. Overfishing and inferences in kelp-sea urchin interactions. *In*: H.R. Skjoldal, C. Hopkins, K. E. Eridstad and H. P. Leinaasa (eds.). *Ecology of Fjords and Coastal Waters*. Elsevier Science pp. 509-524.
- Van den Hoek, C. 1982. The distribution of benthic marine algae in relation to the temperature regulation of their life histories. *Biological Journal of the Linnean Society* 18:81-144.
- Vásquez, J. A., S. Zúñiga, F. Tala, N. Piaget, D. C. Rodríguez and J. M. A. Vega. 2014. Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. *Journal of Applied Phycology* 26:1081-1088.
- Vega-Villasante, F., A. L. Cupul-Magaña, H. Nolasco-Soria y O. Carrillo-Farnés. 2006. Las algas marinas *Sargassum* spp. y *Macrocystis pyrifera*: ¿una alternativa para el forraje del ganado bovino en la Península de Baja California?. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 40:439-448
- Velimirov, B., J. G. Field, C. L. Griffiths and P. Zoutendyk. 1977. The ecology of kelp bed communities in the Benguela upwelling system. Analysis of biomass and spatial distribution. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 30:495-518.
- Vergés A., C. Doropoulos, H. A. Malcolm, M. Skye, M. Garcia-Pizá, E. M. Marzinelli, A. H. Campbell, E. Ballesteros, A. S. Hoey, A. Vila-Concejo, Y. M. Bozec and P. D. Steinberg. 2016. Long-term empirical evidence of ocean warming leading to tropicalization of fish communities, increased herbivory, and loss of kelp. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:13791-13796.
- Vergés, A., C. Doropoulos, H. A. Malcolm, M. Skye, M. Garcia-Pizá, E. M. Marzinelli, A. H. Campbell, E. Ballesteros, A. S. Hoey, A. Vila-Concejo, Y.-M. Bozec and P. D. Steinberg. 2014. The tropicalization of temperate marine ecosystems: Climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* doi:10.1098/rspb.2014.0846
- Vilalta-Navas, A., R. Beas-Luna, L. E. Calderon-Aguilera, L. Lada, F. Micheli, V. Christensen and J. Torre. 2018. A mass-balanced food web model for a kelp forest ecosystem near its southern distributional limit in the northern hemisphere. *Food Webs* doi:10.1016/j.fooweb.2018.e00091.
- Vilchis, L. I., M. J. Tegner, J. D. Moore, C. S. Friedman, K. L. Riser, T. T. Robbins and P. K. Dayton. 2005. Ocean warming effects on growth, reproduction, and survivorship of southern California abalone. *Ecological Applications* 15:469-80.
- Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter and A. Kinzig. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9:5 <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/>
- Watanabe, H., M. Ito, A. Matsumoto and H. Arakawa. 2016. Effects of sediment influx on the settlement and survival of canopy-forming macrophytes. *Scientific Reports* doi:10.1038/srep18677
- Watson, J. and J. A. Estes. 2011. Stability, resilience, and phase shifts in rocky subtidal communities along the west coast of Vancouver Island, Canada. *Ecological Monographs* 81:215-239.
- Wernberg, T., G. A. Kendrick and B. D. Toohey. 2005. Modification of the physical environment by an *Ecklonia radiata* (Laminariales) canopy and implications for associated foliose algae. *Aquatic Ecology* 39:419-430.
- Wernberg, T., S. Bennett, R. C. Babcock, T. de Bettignies, K. Cure, M. Depeczynski, F. Dufois, J. Fromont, C. J. Fulton, R. K. Hovey, E. S. Harvey, T. H. Holmes, G. A. Kendrick, B. Radford, J. Santana-Garcon, B. J. Saunders, D. A. Smale, M. S. Thomsen, C. A. Tuckett, F. Tuya, M. A. Vanderklift and S. Wilson. 2016. Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science* 353:169-172.
- Wilmers, C. C., J. A. Estes, M. Edwards, K. L. Laidre and B. Konar. 2012. Do trophic cascades affect the storage and flux of atmospheric carbon? An analysis of sea otters and kelp forests. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:409-415.
- Zimmerman, R. C. and J. N. Kremer. 1986. In situ growth and chemical composition of the giant kelp, *Macrocystis pyrifera*: response to temporal changes in ambient nutrient availability. *Marine Ecology Progress Series* 27:277-285.

ECOSISTEMAS COSTEROS



Capítulo 7

ARRECIFES Y COMUNIDADES CORALINAS

Coordinadores

Carlos Orión Norzagaray-López¹, Luis Eduardo Calderón-Aguilera²

Colaboradores

**Lorenzo Álvarez-Filip³, Linda M. Barranco-Servin¹, Rafael A. Cabral-Tena²,
Juan Pablo Carricart-Ganivet³, Amilcar Cupul-Magaña⁴, Guillermo Horta-Puga⁵,
Andrés López-Pérez⁶, Horacio Pérez-España⁷, Héctor Reyes-Bonilla⁸,
Alma Paola Rodríguez-Troncoso⁴, J.J. Adolfo Tortolero-Langarica⁹**

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México

²Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México

³Unidad Académica de Sistemas Arrecifales en Puerto Morelos, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Puerto Morelos, Q. Roo, México.

⁴Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, Jalisco, México

⁵Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UBIPRO. Tlalnepantla, México, México.

⁶Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México

⁷Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Veracruz, México

⁸Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México

⁹Instituto Tecnológico de Bahía de Banderas, Tecnológico Nacional de México, Bahía de Banderas, Nayarit, México

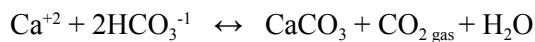
INTRODUCCIÓN

El ciclo del carbono es un proceso bioquímico de gran importancia a nivel ecosistémico tanto en ambientes terrestres como acuáticos, ya que se transfieren recursos energéticos entre rutas específicas atmósfera-oceános, y su equilibrio (ingresos, reservorios y pérdidas) son elementales para el funcionamiento y el balance de los ecosistemas, ya que generalmente controlan el aumento de dióxido de carbono atmosférico (CO_2_{gas}) que afectan el clima de la tierra y los océanos.

Los arrecifes coralinos son ecosistemas marinos constituidos por grandes acreciones de carbonato de calcio (CaCO_3), que forman estructuras bentónicas tridimensionales de gran complejidad, las cuales son construidas por diversos organismos que tienen la capacidad de formar su exoesqueleto, y en conjunto al arrecife. Estos ambientes figuran como un elemento importante dentro del ciclo del carbono en los ecosistemas costeros, debido a que producen una gran cantidad de carbono en forma de materia orgánica, la cual es transferida a distintos niveles dentro de la red trófica, promoviendo su transporte dentro y fuera de estos ecosistemas (Reyes-Bonilla *et al.*, 2014b).

Además, son ecosistemas con una alta riqueza biológica y son considerados prestadores de bienes y servicios ambientales (Veron, 2000; Reyes-Bonilla *et al.*, 2014b), entre los cuales se incluyen su importancia en ciclos biogeoquímicos a escala global, crianza de peces, protección de la costa, provisión de material para la formación de playas, entre otros (Moberg y Folk, 1999; Barbier *et al.*, 2011; Reyes-Bonilla *et al.*, 2014b).

En los arrecifes coralinos, la comunidad de organismos calcificadores extraen cantidades masivas de carbono de la columna de agua para formar sus esqueletos de CaCO_3 (Figura 1; Calderón-Aguilera *et al.*, 2007; Álvarez-Filip *et al.*, 2013; Norzagaray *et al.*, 2015), y producen cerca del 50% del CaCO_3 de aguas superficiales, con una producción global ($\text{Pg} = 10^{12}\text{kg}$) alrededor de $0.8 \text{ Pg}\cdot\text{año}^{-1}$ (Vecsei, 2004). Por lo tanto, los arrecifes coralinos son producto del crecimiento continuo de la comunidad calcificadora, las cuales mantienen las tasas de acreción mayores a las tasas de disolución y bioerosión (Chave *et al.*, 1972). De manera general, la ecuación propuesta para la calcificación indica que este proceso metabólico produce CO_2_{gas} (Smith, 2013):



Por lo cual, la calcificación, en conjunto con la respiración de la comunidad, definen la magnitud de los flujos de CO_2_{gas} hacia la atmósfera en los ecosistemas coralinos (Tribble, 1993; Smith, 2013; Andersson *et al.*, 2014; Andersson, 2015). Sin embargo, debido a que múltiples taxa precipitan activamente CaCO_3 para la formación de sus estructuras (*i.e.* grupos de corales, bivalvos, foraminíferos bentónicos, poliquetos, algas coralinas, esponjas calcáreas, entre otros) esto representa un flujo de carbono en la forma de estructuras carbonatadas, las cuales forman parte de un reservorio de CaCO_3 (Figura 1; ver Caja 1), en donde el material calcáreo permanece un determinado tiempo, dependiendo de la historia de vida de cada taxon calcificador.

El CaCO_3 biogénico acumulado en el reservorio de organismos vivos, paulatinamente pasa a formar parte de los sedimentos debido a procesos de degradación o erosión (mecánica, biológica y química) (Alvarado *et al.*, 2014) dando lugar a un segundo reservorio (Figura 1). En éste, el CaCO_3 biogénico sigue dos posibles rutas: 1) el material calcáreo es transportado fuera del arrecife por corrientes, tormentas o escorrentías de ríos

(Riegl *et al.*, 2007; Morgan, 2014), o 2) es disuelto debido a la disminución del estado de saturación de aragonita, promovido por procesos de degradación de la materia orgánica en los sedimentos, reincorporando elementos del carbono inorgánico a la columna de agua (Figura 1; Tribble, 1993; Smith, 2013; Morgan, 2014; Andersson, 2015).

En el balance de CaCO_3 se deben incluir las entradas por los diferentes taxa calcificadores (CaCO_3 biogénico) y por procesos inorgánicos (precipitación inorgánica de CaCO_3 en forma de cementos), los cuales representan la producción potencial y bruta, respectivamente (Chave *et al.*, 1972; Calderón-Aguilera *et al.*, 2007; Morgan, 2014). Mientras que la producción neta de CaCO_3 se refiere a la producción bruta de un arrecife, después de restarle las pérdidas por disolución, erosión y bioerosión. En los arrecifes coralinos se considera que la principal entrada de CaCO_3 es la producción por corales; por lo tanto, la cantidad total de CaCO_3 producido está en función de: 1) la abundancia de organismos calcificadores, 2) la superficie total que estos organismos ocupan, y 3) la tasa de producción de CaCO_3 de cada taxa (Chave *et al.*, 1972).

Caja 1. Balance de CaCO_3 en arrecifes coralinos

Los esqueletos de coral constituyen la base de las bioconstrucciones más grandes del mundo (Allemand *et al.*, 2011). Estas estructuras están formadas por carbonato de calcio (CaCO_3) producidos por el crecimiento y degradación de las comunidades ecológicas arrecifales. Es decir, los arrecifes de coral son el resultado de una serie de procesos constructivos y de destrucción (Morgan, 2014). Los procesos constructivos son aquellos que depositan CaCO_3 en las superficies sólidas, el cual forma parte de la estructura arrecifal. Este proceso se le llama biomineralización y es llevado a cabo principalmente por especies de corales hermatípicos (calcificación primaria). Otros grupos, como algas coralinas costrosas, briozoarios, entre otros, juegan un papel importante, ya que aportan material carbonatado como cementante (calcificación secundaria). Además, aquí se incluyen los aportes directos de CaCO_3 por otros organismos calcificadores, como los moluscos y algunos grupos de algas, los cuales, al morir, depositan sus esqueletos carbonatados directamente en el sedimento (Figura 1).

Un balance de carbonato (stasis) en los arrecifes de coral provee un marco conceptual para la cuantificación de los procesos de bioconstrucción y bioerosión. Este balance se basa en la estimación de la producción bruta de los organismos calcificadores y la cantidad de material calcáreo que es removida del ecosistema (Figura 1; Chave *et al.* 1972).

La cuantificación de la producción de CaCO_3 por corales se basa en conocer los parámetros de crecimiento de las especies presentes, como: la densidad esqueletal, la tasa de crecimiento y la tasa de calcificación. La densidad esqueletal es una medida de la cantidad de material acumulado en los esqueletos de

una colonia ($\text{g CaCO}_3 \text{ cm}^{-3}$). La extensión esqueletal se expresa como la medida del crecimiento apical anual de las colonias (cm año^{-1}). Finalmente, la calcificación es el proceso metabólico llevado a cabo por cada pólipo de una colonia mediante el cual deposita carbonato de calcio en la forma de cristales de aragonita para

formar sus esqueletos (Allemand *et al.*, 2011). La tasa de calcificación ($\text{g CaCO}_3 \text{ cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) es una medida de la cantidad del material calcáreo producido por el coral por unidad de área anualmente, y es calculada como el producto de la extensión y densidad esquelética (Carricart-Ganivet y Barnes, 2007).

A la fecha, se han realizado estudios sobre producción de carbonato a distintas escalas espaciales; por ejemplo: a escala de arrecife (Chave *et al.*, 1972;

Hubbard *et al.*, 1990; Shi *et al.*, 2008; Perry *et al.*, 2012; Reyes-Bonilla *et al.*, 2014a), a escala regional (Vecsei, 2001; Calderón-Aguilera *et al.*, 2007; Perry *et al.*, 2013) y a escala global (Kleypas *et al.*, 1999; Jones *et al.*, 2015). Los resultados reportados se basan en múltiples generalizaciones y supuestos debido a la complejidad o insuficiencia de información relacionada con las tasas de crecimiento de las especies, cobertura de coral, o dimensiones de los arrecifes.

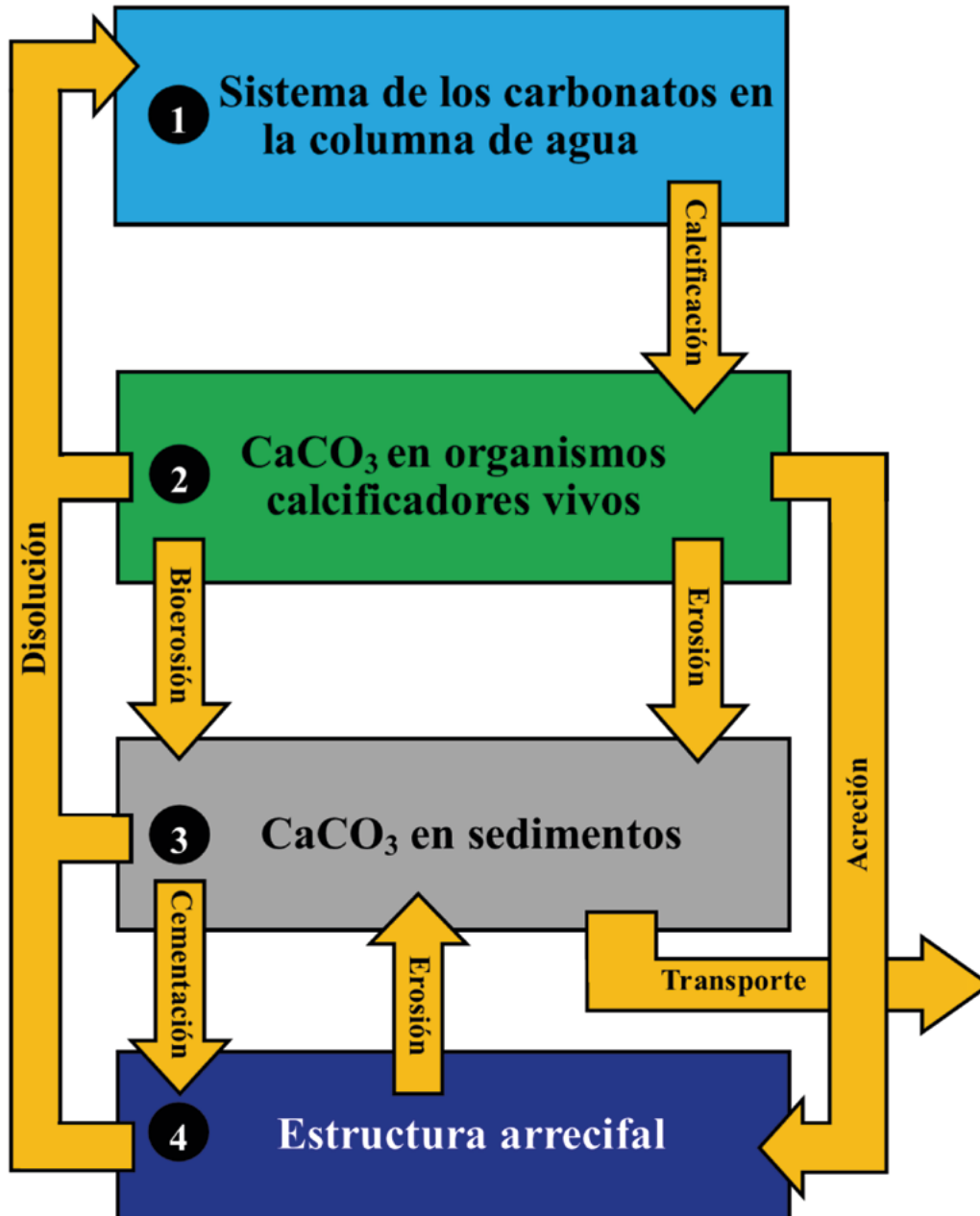


Figura 1. Diagrama simple de un balance de CaCO_3 en arrecifes de coral. Los números en las cajas representan reservorios y las flechas los flujos de CaCO_3 entre reservorios.



Cuantificar los flujos y reservorios de CaCO_3 en estos arrecifes es un tema relevante en el contexto global por dos razones: 1) permite evaluar el aporte de estos ecosistemas al ciclo del carbono global, y 2) ayuda a saber cómo responderían estos ambientes frente a diversos escenarios de cambio global y acidificación del océano. Al conocer el estatus actual de elementos del balance se contarían con valores para predecir la respuesta a estos factores, los cuales, a la fecha, son considerados como amenazas a los arrecifes coralinos a escala global (IPCC, 2013). Este capítulo es una revisión que incluye datos de la literatura y bases de datos inéditas sobre la cobertura de coral y parámetros de crecimiento realizados en México, y tiene como finalidad reportar la contribución de los corales (producción potencial de CaCO_3) al balance de los carbonatos en arrecifes y comunidades coralinas de México.

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Los datos de cobertura de coral, así como los parámetros de crecimiento, se obtuvieron básicamente de dos fuentes: 1) una revisión sistemática de artículos publicados en fuentes primarias (artículos indizados en revistas arbitradas) y literatura gris como tesis y reportes técnicos y 2) bases de datos inéditas de los autores. Para más detalles consultar Norzagaray-López *et al.* (en prensa).

Se obtuvieron datos de parámetros de crecimiento de 20 especies de coral para dos regiones de las costas de México: a) Pacífico mexicano (PAC) y b) Golfo de México-Caribe Mexicano (GM-CM). Para obtener valores a nivel de género, a partir de la información obtenida a nivel de especie, se asumió que los parámetros de crecimiento calculados representaban al género de coral al que pertenece, lo cual ya ha sido reportado (Medellín-Maldonado *et al.*, 2016). Lo anterior implica que los valores a nivel de género van a presentar una variabilidad asociada a diversas fuentes, como: a) variaciones espaciotemporales entre colonias de una misma especie, y b) variaciones entre especies de un mismo género.

Con el fin de obtener valores de extensión lineal efectivos en el cálculo de la calcificación, esto es, para obtener una mejor aproximación a la proporción del crecimiento vertical de las superficies del coral con respecto al área total de la colonia, se realizó un ajuste a las tasas de extensión de las especies incluidas en el análisis. Para esto, cada valor de extensión lineal aquí

reportado fue ajustado por un factor de corrección según el morfotipo dominante de la especie: 1) para el caso de especies masivas e incrustantes se usó un factor de 1.0, y 2) con respecto a especies ramosas, para el género *Acropora* se usó un factor de 0.4, valor que considera la diferencia entre la extensión perpendicular a la superficie de la cubierta y la que se produce a lo largo de las ramas (Vecsei, 2001; Hart y Kench 2007; Morgan y Kench, 2012), mientras que, para especies del género *Pocillopora*, al no haber información disponible que permita relacionar claramente las tasas de crecimiento y la alometría de las colonias, se usó un factor de 0.5 (Morgan y Kench, 2012); sin embargo, se considera que este factor subestima el crecimiento de *Pocillopora*.

Cálculo de la producción potencial de CaCO_3

La producción potencial de CaCO_3 de la comunidad coralina ($\text{kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) fue calculada para 32 sitios (Figura 2), donde se incluyeron poblaciones, comunidades y arrecifes coralinos reportados para México. Este parámetro representa la producción potencial de CaCO_3 por la comunidad coralina, y es estimada como la sumatoria de la producción de cada especie de coral presente en censos de cobertura. La producción potencial de cada especie fue calculada como el producto de la cobertura de coral vivo (%) y la tasa de calcificación ($\text{g CaCO}_3 \text{cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) de cada especie reportada en los censos de cobertura. Se consideró un factor de 0.1 para el escalamiento de las unidades (Perry *et al.*, 2012). Para la mayoría de los sitios incluidos se tenía disponible un censo de cobertura, pero en sitios donde hubo dos o más censos reportados, se calculó el promedio del valor de cobertura por especie. Cuando no se contaba con un valor de calcificación a nivel de especie, se usó el valor promedio del género, y cuando no se tenía información a nivel de género para alguna especie, se usó el promedio de las especies masivas reportado para cada región (PAC, GM-CM).

Tasa anual de producción de CaCO_3 por la comunidad coralina

Se seleccionaron 29 de los 32 sitios incluidos en el estudio para calcular la producción anual de CaCO_3 (t año^{-1}) de la comunidad coralina (Figura 2). La estimación de la tasa anual de CaCO_3 depositado por la comunidad coralina requiere del área arrecifal de cada sitio (Cuadro 1), valores que se obtuvieron a partir de:

1) bases de datos internacionales (Millennium Coral Reef Mapping Project UNEP-WCMC., 2010), 2) bases de datos inéditas en particular para algunos arrecifes, o bien 3) cálculo del área arrecifal usando mapas (ver Caja 3), para lo cual se calculó el área planimétrica de ciertos arrecifes y comunidades coralinas, a partir de imágenes de Google Earth (<https://www.google.com/intl/es/earth/>). Esta aproximación se realizó solamente para aquellos arrecifes y comunidades coralinas de los cuales se tenía información de referencia reportada como: a) localización geográfica, b) descripción de zonas con presencia de corales, definida como el área dentro de un arrecife en la cual los valores de cobertura coralina son válidos o representativos, y/o c) mapas georreferenciados. Además, como apoyo durante la delimitación poligonal de cada zona arrecifal específicamente para detectar la presencia de arena, se

usaron imágenes de color verdadero (RGB) del satélite Sentinel 2 (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>) con una resolución de 10 m. Se ha reportado que la resolución de las bandas espectrales RGB de este satélite permiten detectar diferentes tipos de sustrato de forma satisfactoria (Hedley *et al.*, 2018). Sin embargo, para los objetivos de este capítulo, no se han realizado las correcciones recomendadas para reducir el efecto del sol y nubosidad, por lo cual se considera que las estimaciones realizadas incluyen fuentes de error considerables debido a: 1) uso de imágenes RGB de la superficie del mar para discriminar adecuadamente áreas con presencia de arena o parches de roca, los cuales son considerados como sustrato potencial para el reclutamiento de corales, y 2) la arbitrariedad en la longitud del vector al definir los límites de cada polígono, esto es, una posible sobreestimación del área.

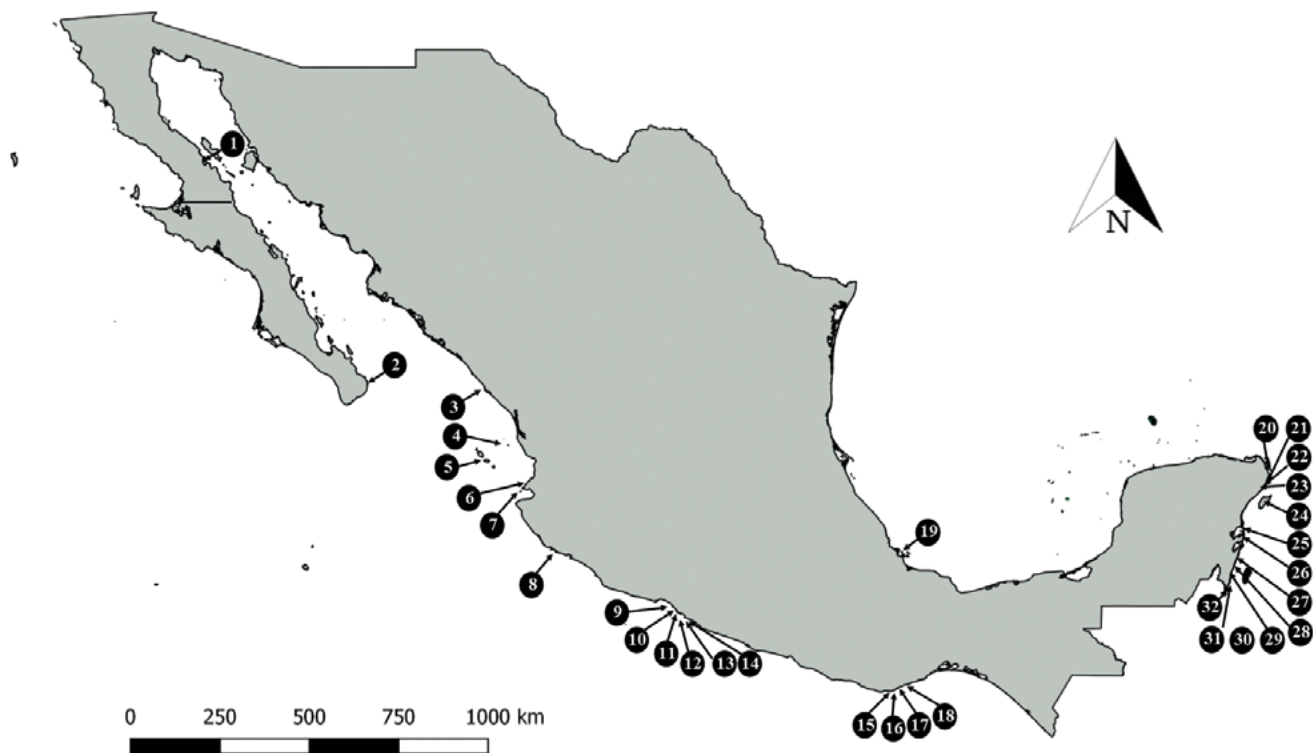


Figura 2. Localización de los 32 sitios seleccionados para análisis de producción potencial de CaCO_3 en México. En donde se incluyen Bahía de los Ángeles (1), Cabo Pulmo (2) e Isla Venado (3) en la ecorregión denominada Mar de Cortés; Isla Isabel (4), Islas Mariás (5), Punta Mita (6), Islas Marietas (7), Carrizales (8), Morro de Cerro C. (9), El Chato (10), Caleta de Chon (11), Zacatoso (12), Manzanillo (13), Rocas Potosí (14), Jicaral (15), La Entrega (16), San Agustín (17) e Isla Montosa (18), que se incluyen en la ecorregión Pacífico Tropical Mexicano; Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV; 19), área que abarca 42 parches y arrecifes (Horta-Puga, 2016 y único representante de la ecorregión del Golfo de México en este trabajo; Cancún (20), Punta Nizuc (21), Puerto Morelos (22), Punta Maroma (23), Cozumel (24), Boca Paila (25), Yuyum (26), Punta Allen (27), El Placer (28), Mahahual (29), Xahuayxol (30), Xcalak (31), y Tampalam (32) conforman la ecorregión denominada Caribe Mexicano, y se considera un sistema continuo de arrecifes, mientras que en ecorregiones del Pacífico las comunidades coralinas están separadas de las demás.

Cuadro 1. Área arrecifal para 32 sitios incluidos en el estudio. Cada sitio fue clasificado como arrecife (*), comunidad (), o población coralina (***)**. Además, se muestra la fuente de los datos, en donde se incluyen bases de datos inéditas (1; Horta-Puga, 2016; Álvarez-Filip, 2013), bases de datos internacionales (2; UNEP-WCMC *et al.*, 2010), artículos científicos (3; Rodríguez-Zaragoza y Arias-González, 2015), calculada usando mapas (4; ver Caja 3), o bien, área calculada a nivel de ecorregión como la sumatoria de sitios incluidos (5; PTM, Mar de Cortés). Se hace referencia a la calidad del valor del área reportada como buena (a) o dudosa calidad (b). El área del Sistema Arrecifal Veracruzano incluye arrecifes de plataforma (84%), parches (12%) y arrecifes costeros (4%; Horta-Puga, 2018).

Región	Nombre del sitio	Nombre de la localidad	Código	Área (m ²)	Ecorregión	Área (m ²)
GM-CM	Cancún * ^{2a}	Cancún	CAN	5 880 000	Caribe Oeste ²	617 108 736
	Cozumel* ^{2a}	Cozumel	COZ	5 705 216		
	Yuyum * ^{3a}	Yuyum	YUYUM	2 688 000		
	Mahahual * ^{3a}	Mahahual	MAHAUAL	2 592 000		
	Boca Paila * ^{3a}	Boca Paila	BOCAP	2 288 000		
	Xahuayxol * ^{3a}	Xahuayxol	XAHAUYXOL	2 287 000		
	Xcalak * ^{3a}	Xcalak	XCALAK	1 897 000		
	El Placer * ^{3a}	El Placer	PLACER	1 600 000		
	Punta Allen * ^{3a}	Punta Allen	PTA ALLEN	1 559 000		
	Tampalam * ^{3a}	Tampalam	TAMPALAM	1 246 000		
	Puerto Morelos * ³ⁱ	Puerto Morelos	PTO MOR	970 000		
	Punta Maroma * ^{3a}	Punta Maroma	PTA MARO	909 000		
	Punta Nizuc * ^{3a}	Punta Nizuc	PTA NIZUC	527 000		
Sistema Arrecifal Veracruzano * ^{1a}	Sistema Arrecifal Veracruzano	SAV	50 890 000	Sur del Golfo de México ¹	50 890 000	
Pacífico	Cabo Pulmo * ^{2a}	Cabo Pulmo	CP	2 766 942.244	Golfo de California ⁵	2 988 320.24
	Bahía de los Ángeles***	Bahía de los Ángeles	BLA	217 694		
	Isla Venado *** ^{4b}	Mazatlán	IVEN-SINA	3684		
	Punta Mita **	Punta Mita	NAYA	---		
	Isla Isabel *	Isla Isabel	ISA	---		
	Islas Mariás*	Islas Mariás	MARIA	---		
	Islas Marietas * ^{4b}	Islas Marietas	IM	56 834		
Carrizales**	Manzanillo	CARR	37 599	Pacífico Sur ⁵	546 624	

Cuadro 1. Área arrecifal para 32 sitios incluidos en el estudio. Cada sitio fue clasificado como arrecife (*), comunidad () o población coralina (***)**. Además, se muestra la fuente de los datos, en donde se incluyen bases de datos inéditas (1; Horta-Puga, 2016; Álvarez-Filip, 2013), bases de datos internacionales (2; UNEP-WCMC *et al.*, 2010), artículos científicos (3; Rodríguez-Zaragoza y Arias-González, 2015), calculada usando mapas (4; ver Caja 3), o bien, área calculada a nivel de ecorregión como la sumatoria de sitios incluidos (5; PTM, Mar de Cortés). Se hace referencia a la calidad del valor del área reportada como buena (a) o dudosa calidad (b). El área del Sistema Arrecifal Veracruzano incluye arrecifes de plataforma (84%), parches (12%) y arrecifes costeros (4%; Horta-Puga, 2018). (Continuación)

Región	Nombre del sitio	Nombre de la localidad	Código	Área (m ²)	Ecorregión	Área (m ²)
Pacífico	Manzanillo* ^{4b}		MANZ	52 915	Pacífico Sur ⁵	546 624
	Morro de Cerro Colorado *		MORRO	31 928		
	El Chato * ^{4b}	Ixtapa	CHAT	5027		
	Caleta de Chon*		CALE	4694		
	Zacatoso * ^{4b}		ZACA	2089		
	San Agustín /I. Cacaluta * ^{4b}		SANAG	248 154		
	Isla Montosa*	Bahías de	IMON	43 965		
	La India * ^{4b}	Huatulco	INDIA	27 797		
	Jicaral / Chachacual *		JICAR	24 648		
La Entrega * ^{4b}		LAEN	10 974			

Análisis de los datos

Los resultados de la cobertura de coral, parámetros de crecimiento y producción potencial de CaCO₃ son presentados por ecorregiones: Golfo de México (GM; 1 sitio), Caribe Mexicano (CM; 13 sitios), Golfo de California (GC; 3 sitios) y Pacífico Sur (PS; 15 sitios). Además, se contrastan los resultados por regiones de México como Pacífico (PAC) y Golfo de México-Caribe Mexicano (GM-CM; 14 sitios; Cuadro 1).

Se calculó la incertidumbre de los cálculos realizados siguiendo las leyes de propagación del error (Bevington y Robinson, 2003). Para el caso del cálculo de la cobertura de coral, los valores promedio y desviación estándar obtenidos de la literatura y bases de datos contienen una variabilidad inherente debido a que fueron calculados a partir de un número desconocido de transectos, y se emplearon estudios que abarcaron varios años (monitoreo sistemático); esta variabilidad incluye la variabilidad interanual. Con respecto a los parámetros de crecimiento, el cálculo de valores a nivel de género de coral conlleva una variabilidad asociada a: 1) variaciones espaciotemporales entre colonias de una misma especie, 2) variaciones entre especies de

un mismo género, y 3) la variabilidad de las técnicas empleadas para estimar densidad o crecimiento en extensión.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Principales especies de coral en México

Para la región del GM-CM se han reportado 39 especies pertenecientes a 22 géneros de coral, y las 10 especies más abundantes pertenecen a 7 géneros: *Agaricia*, *Acropora*, *Porites*, *Siderastrea*, *Orbicella*, *Montastraea* y *Meandrina* (Figura 3a; ver Caja 2). En la costa del Pacífico los estudios sobre la cobertura de coral han reportado la presencia de 23 especies de corales hermatípicos pertenecientes a 5 géneros, con valores de hasta 30% en algunos sitios dominados por el género *Pocillopora*. Las 10 especies de coral con mayor cobertura pertenecen a tres géneros: *Pocillopora*, *Porites* y *Pavona* (Figura 3b; ver Caja 2).

Norzagaray-López *et al* (en prensa) analizan los estudios realizados en poblaciones, comunidades y arrecifes coralinos en México, y asumen que las estimaciones de abundancia realizadas en cada sitio

reflejan la condición de cada especie en cada ambiente. Además, asumen que el promedio de cada especie tiene una fuente de incertidumbre relacionada con: 1) la variabilidad de valores de cobertura entre estudios, en donde cada valor es el promedio calculado a partir de una cierta cantidad de transectos, 2) la temporalidad de los estudios, ya que algunos fueron realizados en diferentes años (monitoreo), mientras que otros fueron evaluados en una ocasión, factor importante para poblaciones de especies ramosas, las cuales son susceptibles a cambios en abundancia en periodos de tiempo relativamente cortos, en contraste con poblaciones de especies masivas, y 3) los corales se distribuyen en los arrecifes a manera de parches, por lo que la distribución y densidad de cada ambiente van a ser factores que agreguen variabilidad a la estimación de la cobertura.

Considerando lo anterior, al contrastar los valores de cobertura entre las regiones de estudio, se encontró que los estudios realizados en sitios del Pacífico reportan valores de cobertura considerablemente mayores a los estudios realizado en el Golfo de México y Caribe Mexicano (Figura 3). Por ejemplo, las especies más abundantes registradas para el GM-CM fueron especies masivas, como *O. faveolata* ($2.3 \pm 0.2\%$; 14; promedio ± 1 desviación estándar; número de valores incluidos en el cálculo), *O. annularis* ($1.4 \pm 0.2\%$; 14), *S. siderea* ($2.2 \pm 0.9\%$; 3), seguida por especies ramosas, donde resalta *A. palmata* ($1.10 \pm 1.4\%$; 4) por presentar la mayor dispersión; mientras que los estudios realizados en el Pacífico reportan valores relativamente altos, con una marcada dominancia de especies ramosas, como *P. verrucosa* ($13.0 \pm 2.5\%$; 17), *P. damicornis* ($13.0 \pm 1.8\%$; 19) y *P. capitata* ($6.3 \pm 1.6\%$; 15), seguida por especies masivas como *P. panamensis* ($3.5 \pm 0.3\%$; 14) y *P. lobata* ($3.0 \pm 2.7\%$; 7).

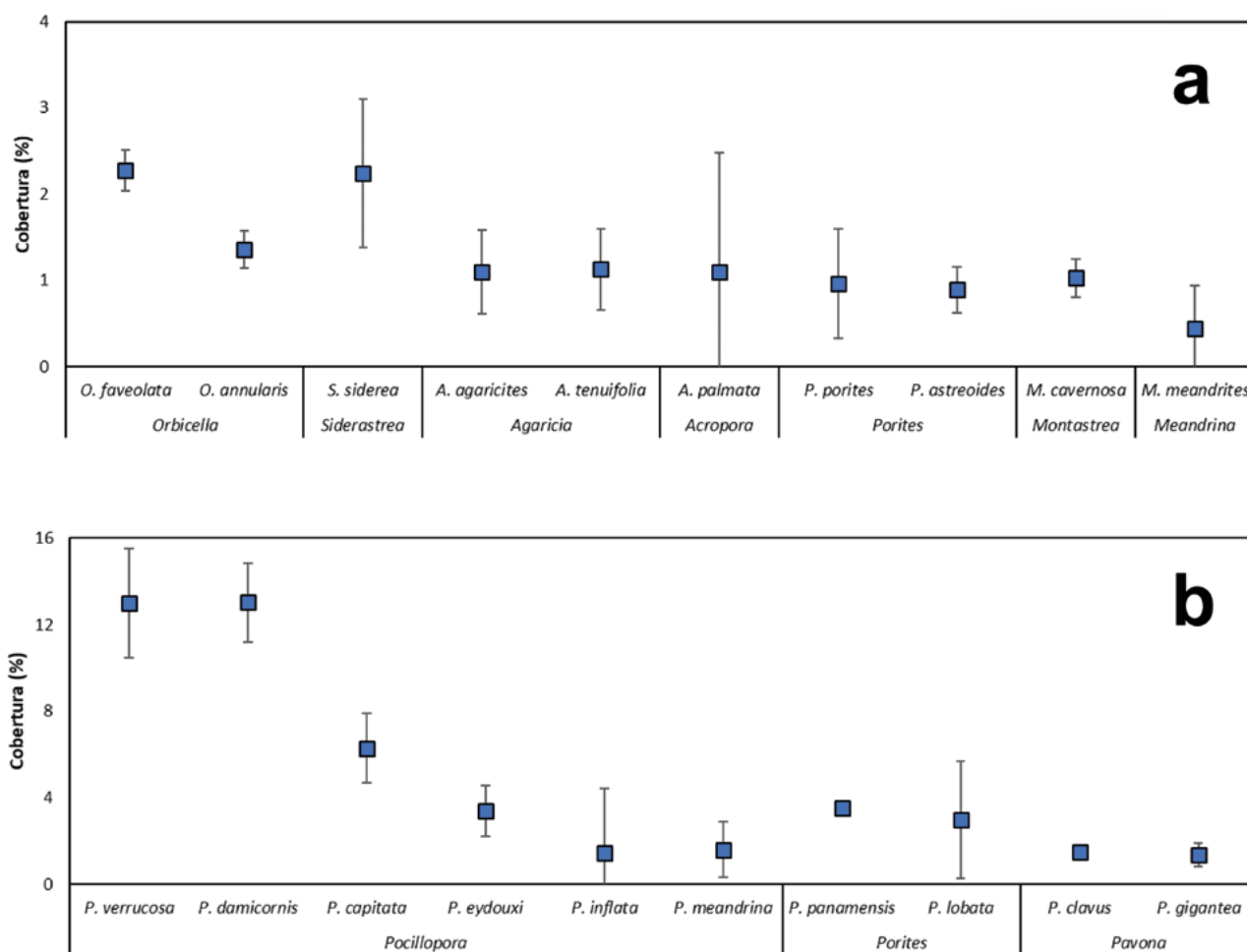
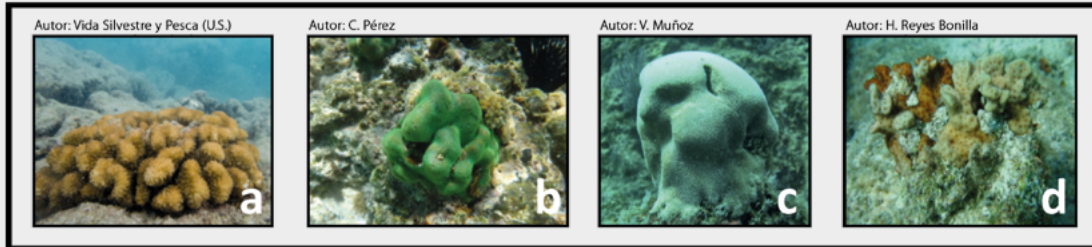


Figura 3. Porcentaje de cobertura promedio de las diez principales especies de coral hermatípicos en el Golfo de México-Caribe Mexicano (a) y Pacífico Mexicano (b). Las barras de error indican ± 1 desviación estándar.

Caja 2. Principales géneros de coral presentes en arrecifes coralinos de México

La Figura C2.1 muestra imágenes de los principales géneros de coral reportados con la mayor cobertura coralina en México por región, Pacífico Mexicano (PAC) y Golfo de México-Caribe Mexicano (GM-CM).

PAC



GM-CM

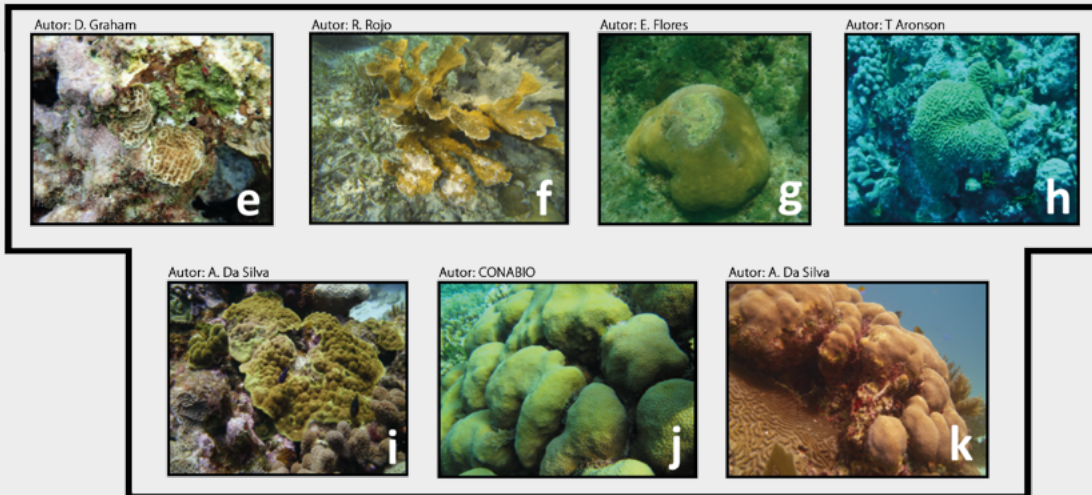


Figura C2.1. Imágenes de corales representando los géneros con mayor cobertura en México. Para la región del PAC: (a) *Pocillopora*, (b) *Porites*, (c) *Pavona*, (d) *Psammocora*. Para la región GM-CM: (e) *Agaricia*, (f) *Acropora*, (g) *Siderastrea*, (h) *Favia*, (i) *Porites*, (j) *Orbicella*, (k) *Montastraea*. Fuente: Las imágenes fueron modificadas de <https://www.naturalista.mx>.

Crecimiento y calcificación coralina en México

Norzagaray-López y colaboradores (en prensa) encontraron que los valores de densidad entre los diferentes géneros de coral fluctúan entre 1.15 y 1.92 g cm⁻³, los más densos fueron *Agaricia*, *Acropora* y *Pocillopora*; mientras que los valores de densidad más bajos se reportaron para el género *Porites* (Figuras 4a y b; Cuadro 3).

En la Figura 4 se observa que *Pocillopora* y *Acropora* sobresalen debido a su alta tasa de extensión y calcificación (Cuadro 2). Con respecto a la extensión

lineal, se observaron marcadas diferencias entre géneros, donde los corales ramosos como *Pocillopora* (Figura 4c) y *Acropora* (Figura 3d) son de crecimiento rápido, en comparación con géneros con forma de crecimiento masiva, los cuales pueden crecer a una tasa de hasta un orden de magnitud menor, como es el caso de *Porites* y *Orbicella* (Figuras 4c y d; Cuadro 2). De los tres parámetros de crecimiento, la extensión esquelética presentó la mayor variabilidad, la cual se vio reflejada en la tasa de calcificación (Figuras 4e y f; Cuadro 2).

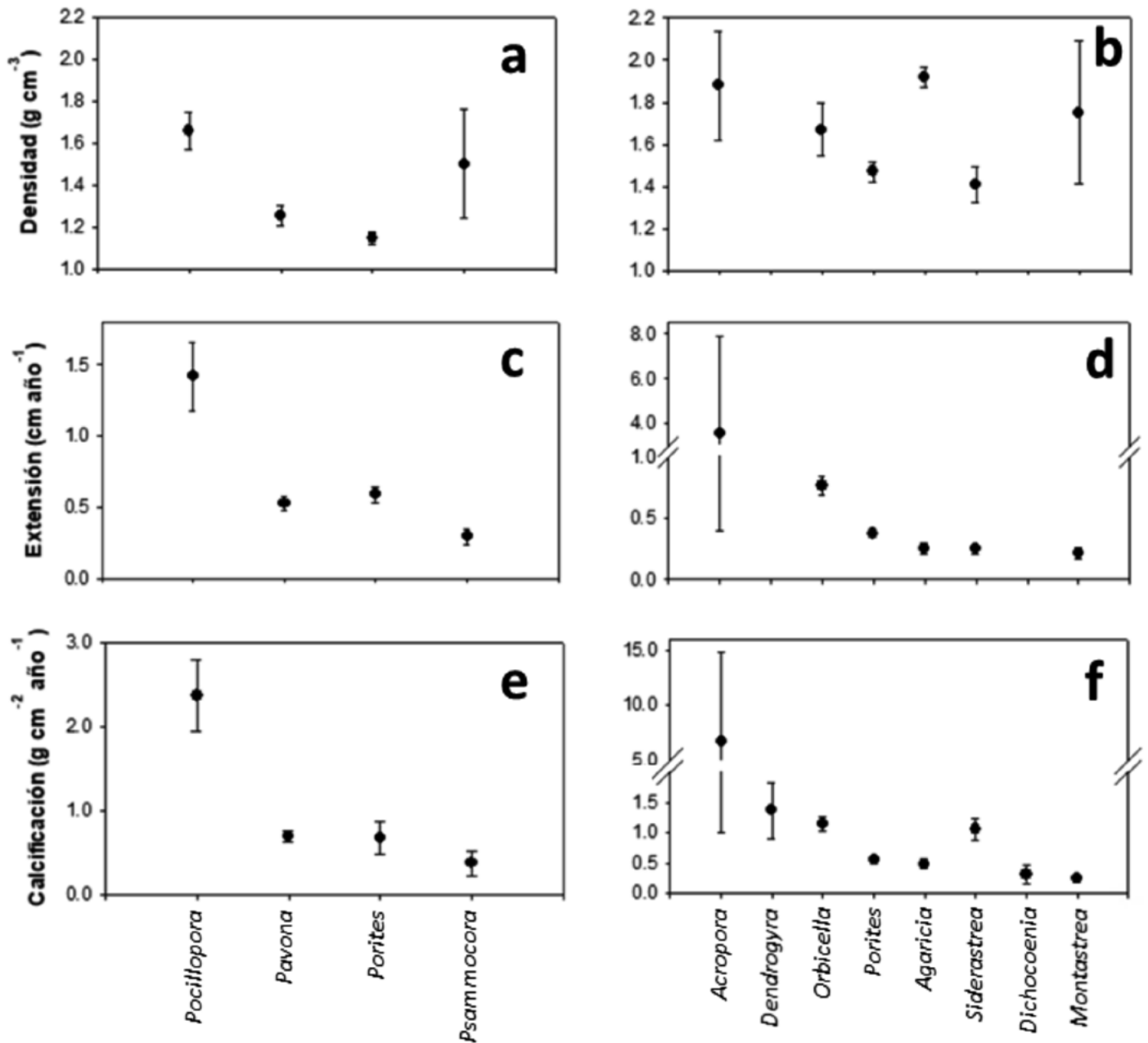


Figura 4. Valores promedio de densidad esquelética (a; b), tasa de extensión lineal (c; d) y tasa de calcificación (e; f) calculados a nivel de género de coral. Datos reportados para las regiones del Pacífico Mexicano (panel izquierdo) y del Golfo de México-Caribe Mexicano (panel derecho). Las barras de error indican ± 1 desviación estándar.

La extensión lineal de una colonia es una medida adecuada para especies con un morfotipo masivo (*Porites*, *Pavona* y *Orbicella*), pero para el caso de los corales ramosos (*Acropora* y *Pocillopora*) que

presentan un crecimiento complejo es probable que las mediciones directas del crecimiento en extensión de sus ramas no reflejen la tasa de crecimiento real de la colonia.

Cuadro 3. Promedio (± 1 desviación estándar) de la densidad esqueletal, la tasa de extensión lineal y la tasa de calcificación de los 12 géneros de coral en ambas regiones (PAC y GM-CM).

Región	Género	Densidad (g cm ⁻³)	Extensión (cm año ⁻¹)	Calcificación (g cm ⁻² año ⁻¹)
GM-CM	<i>Acropora</i>	1.88 (0.26)	3.54 (4.33)	6.65 (8.19)
	<i>Dendrogyra</i>	---	---	1.37 (---)
	<i>Orbicella</i>	1.67 (0.13)	0.76 (0.08)	1.15 (0.11)
	<i>Porites</i>	1.47 (0.05)	0.37 (0.03)	0.55 (0.05)
	<i>Agaricia</i>	1.92 (0.05)	0.25 (0.04)	0.48 (0.08)
	<i>Siderastrea</i>	1.41 (0.09)	0.25 (0.04)	1.05 (0.18)
	<i>Dichocoenia</i>	---	---	0.31 (---)
	<i>Montastraea</i>	1.75 (0.34)	0.22 (0.05)	0.25 (0.07)
PAC	<i>Pocillopora</i>	1.66 (0.09)	1.42 (0.24)	2.37 (0.43)
	<i>Pavona</i>	1.25 (0.05)	0.53 (0.05)	0.69 (0.07)
	<i>Porites</i>	1.15 (0.03)	0.59 (0.05)	0.67 (0.19)
	<i>Psammocora*</i>	1.50 (0.26)	0.29 (0.05)	0.38 (0.15)

(*) El valor desconocido de extensión lineal del género *Psammocora* fue reemplazado con la mitad del valor del crecimiento lineal reportado para *Porites*.

Producción potencial coralina de CaCO₃ en México

Con respecto al aporte de las diferentes especies de coral a la producción potencial de CaCO₃, la Figura 5 muestra los valores de cobertura y calcificación usados para calcular la producción por especie para ambas regiones de México. En el gráfico resaltan los elevados valores de calcificación de las especies ramosas en ambas regiones, específicamente las especies de *Pocillopora* en el PAC y las especies de *Acropora* en el GM-CM. Sin embargo, las especies del género

Acropora, a pesar de presentar la tasa de calcificación más elevada entre todas las especies reportadas para México, presentan valores bajos de cobertura, lo cual contrasta con los valores altos de cobertura del género *Pocillopora* en el Pacífico. Estos valores rebasaron el 20% de cobertura del sustrato del área arrecifal de Isla Isabel, Islas Mariás y arrecifes de las costas de Huatulco mientras que las especies masivas de ambas regiones presentaron valores de cobertura y calcificación relativamente similares (Figura 5).

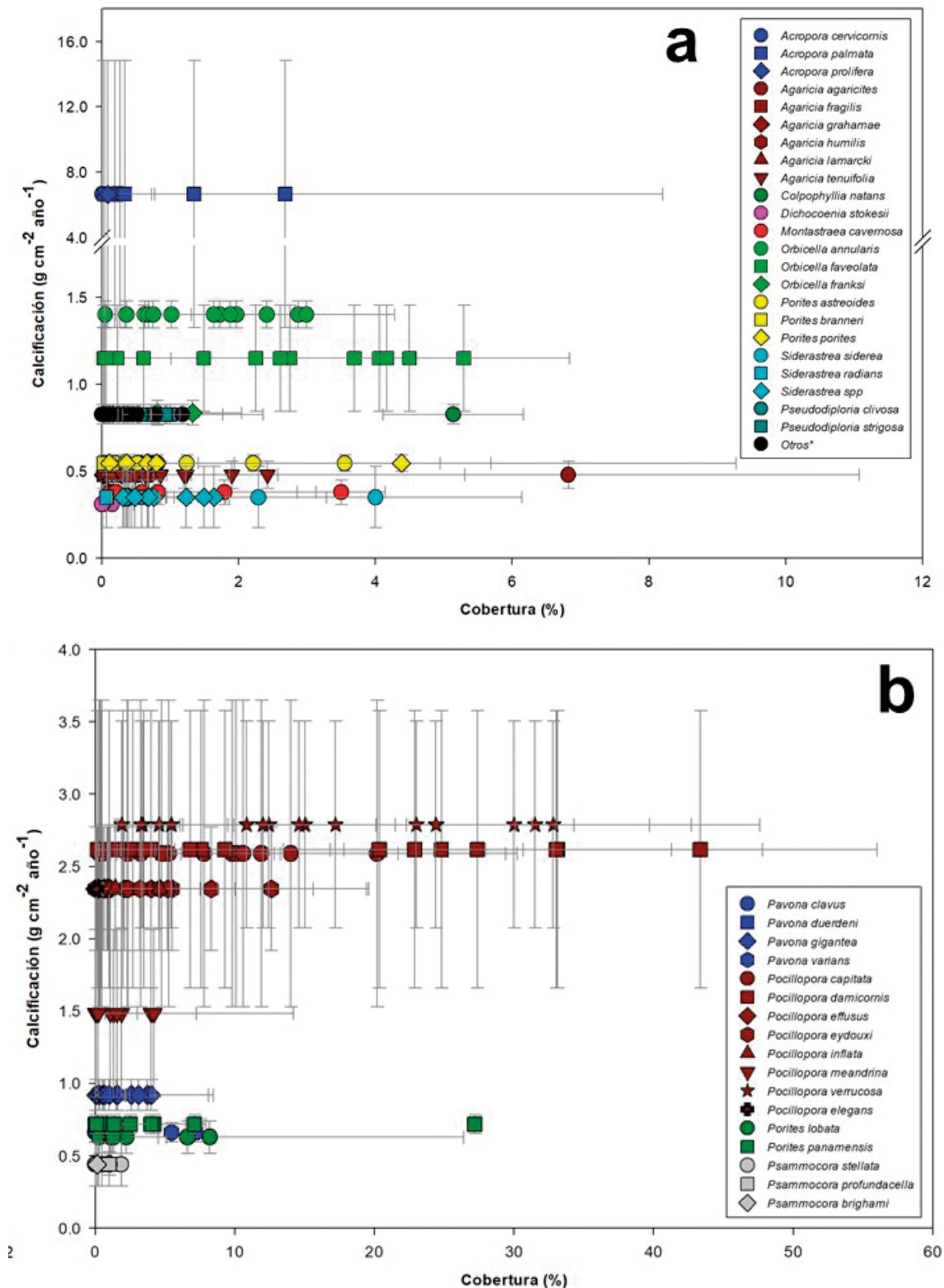


Figura 5. Valores promedio de cobertura (\pm DE) y tasa de calcificación de especies de coral reportadas por sitio en el Golfo de México-Caribe Mexicano (a) y Pacífico Mexicano (b).

Cada símbolo representa el valor de cobertura reportado por especie y el color corresponde al género. Las barras de error indican ± 1 desviación estándar. (*) Especies poco abundantes en el GM-CM, pertenecientes a los géneros: *Diploria*, *Eusmilia*, *Favia*, *Isophyllastrea*, *Leptoseris*, *Madracis*, *Manicina*, *Millepora*, *Meandrina*, *Mussa*, *Mycetophyllia*, *Oculina* y *Stephanocoenia*.

Se encontraron marcadas diferencias en la producción potencial de CaCO_3 entre regiones (Figura 6a). Para arrecifes del Golfo de México-Caribe Mexicano, se observaron valores de producción en el intervalo entre 0.2 y $2.4 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ($1.0 \pm 0.4 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$; 14 sitios). El valor más elevado se observó en en Cancún (Figura 6a), en donde el 84% de la producción de CaCO_3 la aportaron 3 especies ramosas del género *Acropora*, las cuales abarcaban el 34% de la cobertura de coral vivo. Mientras que el segundo valor más elevado de esa región fue el arrecife en Cozumel (Figura 6a), en donde el 67% de la producción potencial se debió al aporte de 6 especies, correspondientes a los géneros *Porites* (23%; 2 especies), *Orbicella* (22%; 2 especies), y *Agaricia* (22%; 2 especie), especies que abarcaban el 20% de la cobertura de coral vivo (Figura 5a), mientras que una especie del género *Acropora* contribuyó con $< 1\%$ de la producción. La Figura 6 muestra que la producción potencial tiene una respuesta lineal con la cobertura en ambas regiones, relación esperada debido a su cálculo, salvo por tres sitios del GM-CM, en donde Cozumel tiene una dominancia de especies masivas con una baja calcificación, mientras que Cancún y Punta Nizuc tienen una mayor cobertura de especies

de *Acropora*.

Los valores del GM y CM contrastan con los resultados encontrados para la región del Pacífico (Figura 6b), en donde las altas coberturas reportadas para especies del género *Pocillopora* (Figura 5b) se reflejaron en valores igualmente altos de producción potencial de CaCO_3 , los cuales se distribuyeron en un intervalo entre 0.2 y $17.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ($8.9 \pm 0.3 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$; 18 sitios). Estos valores altos de producción corresponden a aportes de especies del género *Pocillopora*, las cuales tienen una marcada dominancia en la cobertura del sustrato en varios sitios de región; por ejemplo, en varios sitios del PAC (*i.e.* Islas Marías, Carrizales, La Entrega, Zacatoso, Jicaral, San Agustín; Figura 6b) entre 3 y 6 especies el género *Pocillopora* aportaron alrededor del 95% de la producción potencial de cada sitio, valores relacionados con una elevada cobertura que varió entre 25 y 62% del sustrato (Figura 5b). Los aportes de otras especies a la producción potencial fueron mínimos (*i.e.* especies de los géneros *Porites* y *Pavona*). Algunos sitios del PAC son poblaciones o comunidades con baja cobertura de coral y poco productivas, como es el caso de Bahía de los Ángeles e Isla Venado (Figura 6b).

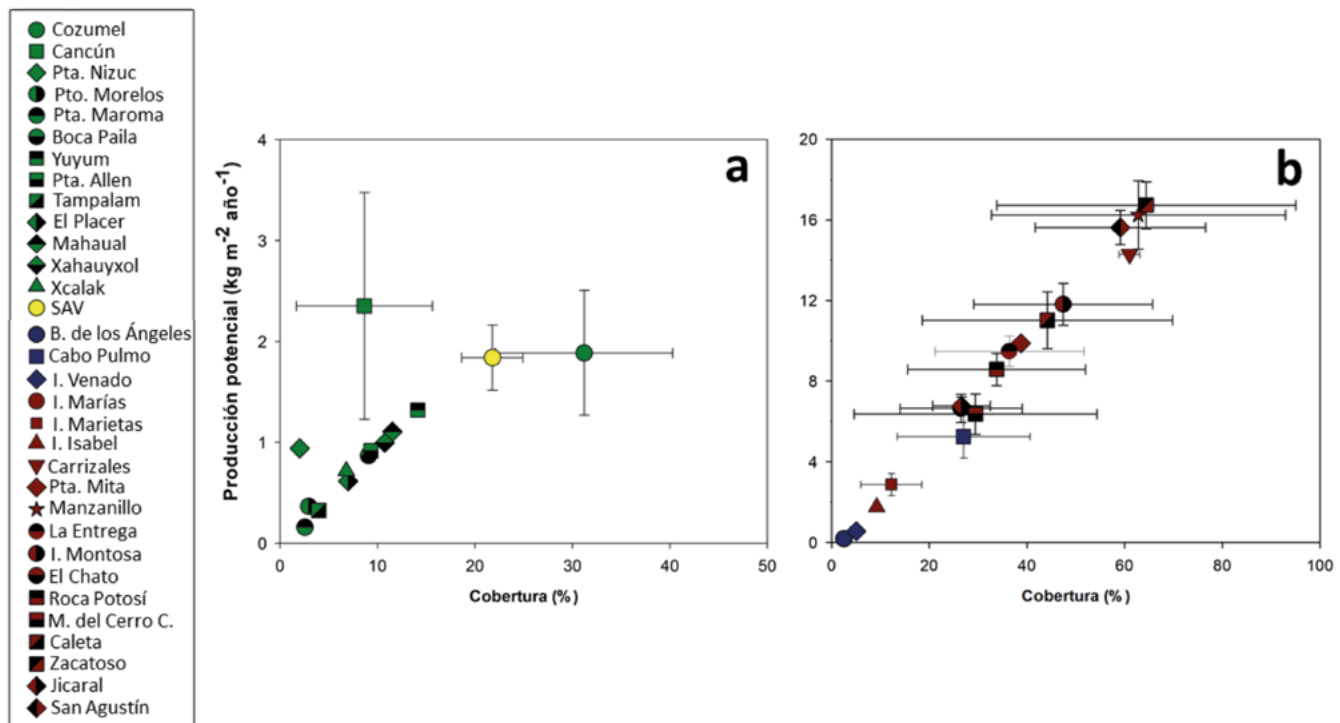


Figura 6. Diagrama de dispersión de la cobertura de coral y producción potencial de CaCO_3 calculada para 32 sitios del Golfo de México-Caribe Mexicano (a) y Pacífico Mexicano (b).

Los colores indican la ecorregión a la que pertenecen: Caribe Mexicano (verde), Golfo de México (amarillo), Mar de Cortés (azul) y Pacífico Tropical Mexicano (rojo).

La producción potencial anual de CaCO_3 calculada para 28 de 32 sitios incluidos en este capítulo (*i.e.* sitios en los cuales se obtuvo el área arrecifal; Cuadros 1 y 4) resalta la marcada diferencia en la producción de los arrecifes del GM-CM, con valores entre 144 y 93 634 t año^{-1} , valores considerablemente mayores a los calculados para sitios del PAC, en donde la producción tuvo un intervalo entre 2 y 14 508 t año^{-1} . Esta diferencia se debe a que el área que cubren los corales en el Pacífico es significativamente menor que la del GM-CM; por ejemplo, las dimensiones de los

arrecifes del CM tienen áreas entre uno a dos órdenes de magnitud mayores que las comunidades y arrecifes del PAC (Figura 7). Cabo Pulmo es el único arrecife del PAC que presenta condiciones comparables tanto en producción como área arrecifal a los arrecifes del CM (Figura 7). El cálculo de la producción potencial anual por ecorregiones muestra la misma tendencia, la producción de arrecifes del GM ($93.6 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$) y CM ($537.9 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$) son considerablemente mayores a las comunidades y arrecifes del PTM ($4.3 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$) o Mar de Cortés ($5.9 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$).

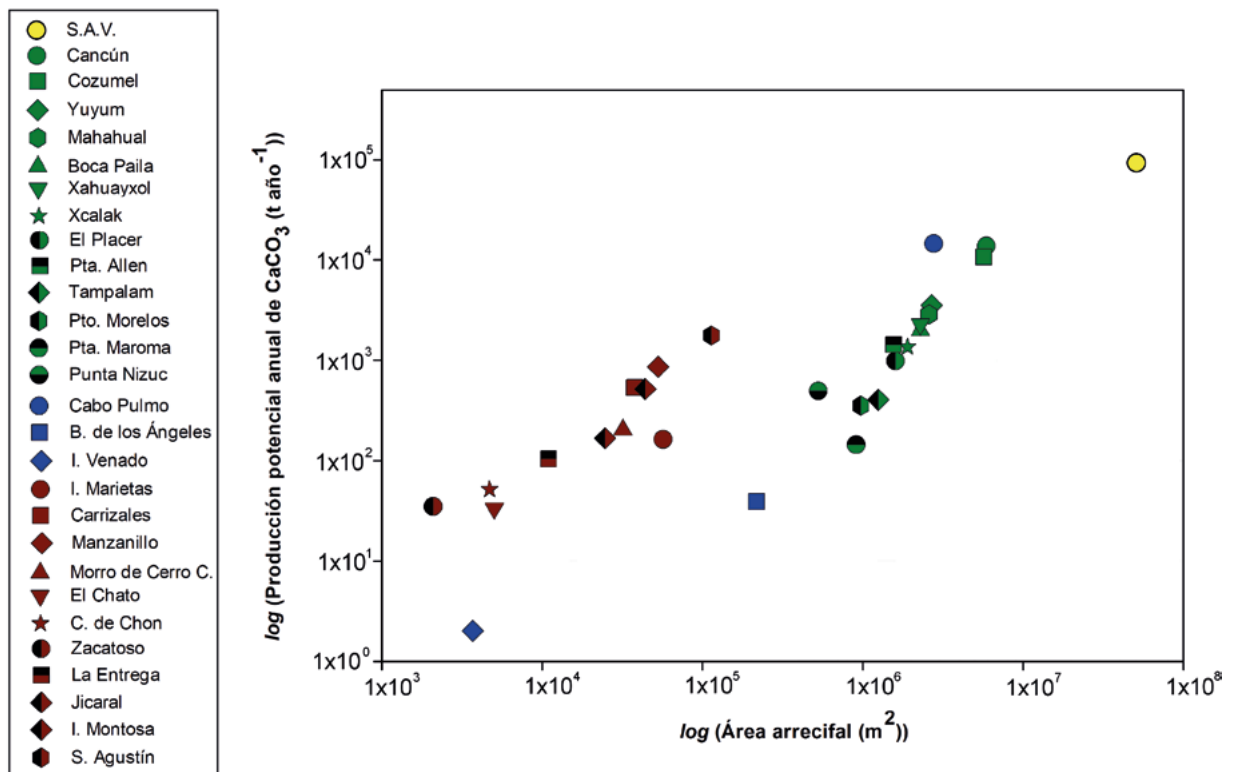


Figura 7. Diagrama de dispersión de los logaritmos de área arrecifal y producción potencial anual de CaCO_3 calculada para 28 sitios en México.

Los colores indican la ecorregión a la que pertenecen: Caribe Mexicano (verde), Golfo de México (amarillo), Mar de Cortés (azul) y Pacífico Tropical Mexicano (rojo).

DISCUSIÓN

Los corales hermatípicos y algas coralinas son los principales componentes en la producción de carbonatos en los arrecifes, por lo tanto, son los organismos que forman y mantienen la estructura arrecifal (Hubbard *et al.* 1990; Hart y Kench, 2007). Este capítulo contribuye al conocimiento del sistema del CaCO_3 de arrecifes y comunidades coralinas en México, ya que se presentan valores promedio (e incertidumbre asociada) de

valores de cobertura, calcificación y producción potencial de CaCO_3 , resultado de investigaciones realizadas en estos ambientes. Esta revisión ha permitido identificar la necesidad de realizar estudios específicos a nivel espacio-temporal, de tal manera que permitan identificar otros factores que aportan variabilidad en estos ambientes, como el área arrecifal, la distribución espacial, complejidad estructural, densidad y producción de cada grupo de organismos calcificadores.

Cuadro 4. Producción potencial de CaCO₃ para 29 comunidades y arrecifes coralinos en México.

Región	Ecorregión	Sitio	Área (m ²)	Cobertura de coral (%)	Producción potencial (kg m ⁻² año ⁻¹)	Producción anual (t año ⁻¹)	
GM-CM	Golfo de México	SAV*	50 890 000	21.8 (3.1)	1.84 (0.32)	93 634	
		Cancún	5 880 000	8.7 (7.0)	2.35 (1.13)	13 826	
		Cozumel	5 705 216	31.2 (9.1)	1.89 (0.62)	10 763	
		Yuyum	2 688 000	14.1 (---)	1.32 (---)	3544	
		Mahahual	2 592 000	11.5 (---)	1.11 (---)	2866	
		Boca Paila	2 288 000	9.1 (---)	0.87 (---)	1986	
	Caribe Mexicano	Xahuayxol	2 287 000	10.8 (---)	1.00 (---)	2278	
		Xcalak	1 897 000	6.8 (---)	0.72 (---)	1358	
		El Placer	1 600 000	7.0 (---)	0.62 (---)	985	
		Punta Allen	1 559 000	9.3 (---)	0.92 (---)	1429	
		Tampalam	1 246 000	4.0 (---)	0.32 (---)	404	
		Puerto Morelos	970 000	2.9 (---)	0.36 (---)	353	
		Punta Maroma	909 000	2.6 (---)	0.16 (---)	144	
		Punta Nizuc	527 000	2.0 (---)	0.94 (---)	495	
		Cabo Pulmo	2 766 942	27.0 (13.6)	5.24 (1.06)	14 508	
		Mar de Cortés	B. de los Ángeles	217 694	2.5 (---)	0.18 (---)	39
			I. Venado	3 684	5.0 (---)	0.55 (---)	2
			I. Marietas	56 834	12.2 (6.3)	2.86 (0.55)	163
			Carrizales	37 599	61.0 (2.1)	14.28 (0.21)	537
Manzanillo	52 915		62.8 (30.1)	16.24 (1.69)	859		
Morro de Cerro C.	31 928		29.4 (24.9)	6.35 (1.00)	203		
Rocas Potosí	27 797		33.8 (18.2)	8.58 (0.80)	239		
PAC	Pacífico Tropical Mexicano	El Chato	5027	26.5 (12.5)	6.64 (0.69)	33	
		Caleta de Chon	4694	44.2 (25.6)	11.02 (1.40)	52	
		Zacatoso	2089	64.4 (30.6)	16.72 (1.16)	35	
		La Entrega	10 974	36.4 (15.2)	9.48 (0.75)	104	
		Jicaral	24 648	26.6 (5.9)	6.76 (0.44)	167	
		I. Montosa	43 965	47.4 (18.3)	11.81 (1.04)	519	
		San Agustín	113 408	59.1 (17.4)	15.62 (0.85)	1771	

Se muestra el área arrecifal calculada, la cobertura de coral (± 1 desviación estándar), la producción potencial de CaCO₃ y la producción potencial anual de CaCO₃ por sitio.

Con respecto a los valores de cobertura aquí reportados, si bien los distintos métodos para evaluar abundancia de coral son comparables (Segal y Clovis, 2001; Nadon y Stirling, 2006; Facon *et al.*, 2016), resulta necesario tomar con precaución el contraste de valores de cobertura entre regiones debido a: 1) las dimensiones de los arrecifes entre ambas regiones difieren considerablemente, esto es, los parches coralinos del Pacífico son generalmente pequeños y desagregados, mientras que los arrecifes del GM-CM abarcan grandes extensiones (Cuadro 4; Figura 7); 2) en este capítulo se evaluó la contribución de estos organismos calcificadores en función de su crecimiento promedio anual y su abundancia en un momento determinado, aunque hay marcadas diferencias en el aporte histórico (acreción) de estas comunidades en cada región; esto es, los arrecifes del GM-CM son de tipo biogénico, en donde la matriz arrecifal es calcárea, formada por grupos de corales, mientras que los corales en arrecifes del PAC no forman una matriz arrecifal considerable, y los parches coralinos crecen sobre sustrato rocoso (Riegl *et al.*, 2007; Reyes-Bonilla *et al.* 2014a; Manzello *et al.*, 2017); 3) el espacio disponible para el desarrollo arrecifal difiere entre ambas regiones, en donde los arrecifes del PAC tienen una reducida plataforma continental en comparación con las dimensiones de la plataforma del GM-CM; y 4) tanto las diferencias en la geomorfología como en las dimensiones de los arrecifes entre PAC y GM-CM han dado lugar a un potencial sesgo metodológico en la determinación de la abundancia entre regiones; esto es, las reducidas dimensiones de los parches coralinos del Pacífico obliga a que las unidades de muestreo para estimar cobertura (*i.e.* transectos) se ubiquen sobre los parches, dando una aparente alta cobertura, a diferencia con arrecifes del Golfo de México y Mar Caribe, los cuales abarcan grandes extensiones, arrojando valores relativamente bajos de cobertura.

Con respecto a la producción potencial de CaCO_3 , en este capítulo se asumió lo siguiente: 1) no se consideran las pérdidas de CaCO_3 del reservorio de coral vivo derivadas de procesos de bioerosión, rompimiento o disolución, 2) tampoco se consideran las implicaciones del tiempo de residencia de cada morfotipo en el reservorio de coral vivo (Figura 1), y finalmente, 3) no se consideran otros flujos entre reservorios (Figura 1), por ejemplo, gran parte del CaCO_3 producido por el género *Pocillopora* en el PAC pasa a ser parte de los sedimentos en forma de pedacería, los cuales son transportados fuera del arrecife, con un aporte mínimo

a la matriz arrecifal (Riegl *et al.*, 2007), en comparación con el género *Acropora* que forma parte de la matriz arrecifal, proceso que ocurre a gran escala en el Caribe mexicano (Álvarez-Filip *et al.* 2013).

Los resultados indican que la producción de CaCO_3 por metro cuadrado es mayor en las comunidades arrecifales del PAC que en arrecifes del GM-CM. Sin embargo, al escalar esta producción a nivel de arrecife, los valores de producción anual en los sitios del GM-CM son varios órdenes de magnitud mayores debido a la extensión del área arrecifal (Figura 7). La diferencia en la producción anual entre ecorregiones se mantendría incluso al incluir comunidades y arrecifes de las cuales no se contaba con área arrecifal (Islas Marias, Isla Isabel), así como parches y comunidades coralinas de las cuales no hay reportes disponibles sobre su cobertura. Esto se debe a que el área que cubren es reducida y, en consecuencia, su aporte a la producción potencial anual de la ecorregión sería mínimo. Además, faltó incluir información correspondiente al GM, como arrecifes mesofóticos en Veracruz y arrecifes de la plataforma de Yucatán (G. Horta-Puga, comunicación personal).

Con respecto a la tasa de producción potencial de CaCO_3 por unidad de área, los valores calculados para el PAC (0.2 a $17.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) se encuentran dentro del intervalo reportado por Calderón-Aguilera *et al.* (2007), quienes reportan una producción entre 2 a $20 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, pero fueron relativamente mayores a las estimaciones para arrecifes del Pacífico de $2.6 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Vecsei, 2001). Mientras que los valores de producción anual calculados para arrecifes del GM-CM concuerdan con aquellos reportados para otros sitios; por ejemplo, en el arrecife Warraber (Australia) los corales hermatípicos aportan $12.9 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$, con una cobertura de coral vivo del 74% y un área de 11 km^2 (Hart y Kench, 2007), mientras que los valores del PAC son considerablemente más bajos (Cuadro 4).

Para el PAC, otros estudios (Chave *et al.*, 1972; Vecsei, 2001) han estimado que debería mostrar valores bajos entre 2 a $8 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ debido a la composición de la comunidad coralina. La producción de CaCO_3 de algunos arrecifes de PAC en este capítulo son considerablemente mayores a los reportados para otros arrecifes (Cuadro 5); por ejemplo, los arrecifes de Manzanillo, Islas Marias, Ixtapa Zihuatanejo y Carrizales presentan una producción por arriba de $15 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, valores similares a los reportados para arrecifes antes de eventos de blanqueamiento intensos, como Cabo Pulmo, Tenacatita y La Entrega (Calderón-

Aguilera *et al.*, 2007). Esto valores altos se deben principalmente a la presencia de varias especies de *Pocillopora*. Así mismo, valores bajos en Bahía de Los

Ángeles concuerdan con lo reportado por Halfar *et al.* (2005).

Cuadro 5. Producción de CaCO₃ estimada a partir de censos biológicos en arrecifes alrededor del mundo.

Nombre y ubicación del arrecife	Producción de CaCO ₃ (kg m ⁻² año ⁻¹)
Malé (Maldivas) ⁸	16.88 (4.18)
Bellairs (Barbados) ¹	15.00 (---)
Tenacatita (México) ¹⁰	14.64 (---)
Bellairs (Barbados) ⁹	9.00 (---)
Uva (Panamá) ¹⁰	6.72 (---)
Secas (Panamá) ¹⁰	6.70 (---)
Floreana (Galápagos) ⁹	5.80 (---)
Bonaire (Caribe) ⁷	5.32 (2.83)
Bellairs (Barbados) ²	4.48 (---)
Belice (Atlántico) ⁹	3.00 (2.10)
Grand Cayman (Caribe) ⁹	3.00 (2.00)
Warraber (Australia) ⁵	2.88 (---)
Señorita (Panamá) ¹⁰	2.05 (---)
Bahamas (Caribe) ⁹	1.60 (0.50)
Kailua (Hawaii) ⁴	1.20 (0.40)
Luhuitou (China) ⁶	1.16 (0.55)
St. Croix (Islas Vírgenes) ³	0.91 (---)
Floreana (Galápagos) ¹⁰	0.01 (---)

1: Stearn *et al.* (1977), 2: Scoffin *et al.* (1980), 3: Hubbard *et al.* (1990), 4: Harney y Fletcher (2003), 5: Hart y Kench (2007), 6: Shi *et al.* (2008), 7: Perry *et al.* (2012), 8: Morgan (2014), 9: Perry *et al.* (2013), y 10: Manzello *et al.* (2017).

Caja 3. Método empleado para calcular área arrecifal

En la Figura C3.1 se muestran los pasos que se siguieron para el cálculo del área arrecifal en cada una de las 10 zonas incluidas en este capítulo. El área arrecifal permite obtener la producción anual de CaCO_3 (i.e. t año^{-1}) a partir de la producción bruta de CaCO_3 .

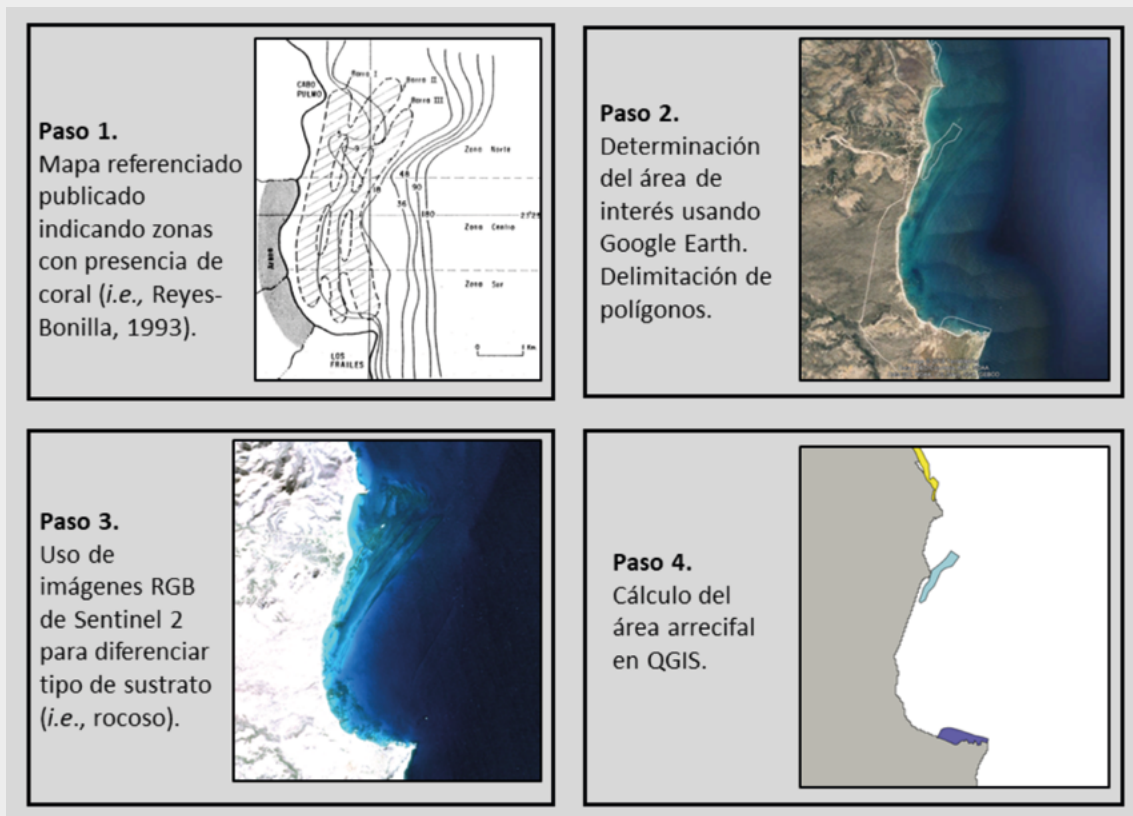


Figura C3.1. Pasos para el cálculo del área arrecifal del arrecife coralino en Cabo Pulmo.

La abundancia y la tasa de crecimiento de los corales controlan la producción potencial de un arrecife (Figura 6). En México se han reportado casos en los cuales la cobertura de coral ha disminuido de manera considerable y proporcional a la producción potencial de CaCO_3 . Por ejemplo, para el arrecife en Cabo Pulmo se han reportado variaciones interanuales en la producción, pero los valores reflejan una clara disminución de 20.4 (1987), 3.8 (2003) a 8 $\text{kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (2012) debido a una pérdida de cobertura coralina (62%, 12% y 25.7%, respectivamente) inducida por blanqueamiento y mortalidad total o parcial de las colonas coralinas a causa del evento El Niño Oscilación Sureña (ENOS) de 1997 y eventos de tormentas, pero con una aparente recuperación. Esto también fue cuantificado para el arrecife de La Entrega en Oaxaca, con una disminución de hasta un 50% de su cobertura coralina (Calderón-Aguilera *et al.*, 2007; Reyes-Bonilla *et al.*, 2014a; Manzello *et al.*, 2017). Otro caso

fue la alta mortalidad de coral en el arrecife de Isla Isabel (México) en 2014 debido a un blanqueamiento masivo, lo que redujo drásticamente la cobertura de *Pocillopora*, género que contribuía con el 60% de la cobertura (Alma Rodríguez-Troncoso, comunicación personal). Finalmente, el caso de *Acropora palmata* en el SAV (Figura 8), en donde esta especie acumulaba el 50% de la cobertura total en la década de los 60's, y contribuía con el 82% de la producción del arrecife, que fue de 14 $\text{kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$, pero la disminución de su cobertura a partir de los 80's llegó a ser tan baja como <1% en 2015, con una contribución a la producción <1%, la cual fue de 2.4 $\text{kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Kuhlmann, 1975; Rannefeld, 1972; Horta-Puga *et al.*, 2016). En este periodo la producción potencial de las especies masivas del SAV (i.e. *Montastraea*, *Orbicella*, *Pseudodiploria* y *Colpophyllia*) se mantuvo más o menos constante ($2.0 \pm 0.8 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) pero al disminuir la cobertura de *A. palmata*, su contribución a la producción

aumentó del ~ 18% en la década de los 60's al 95% en 2015. Similarmente, en arrecifes del Caribe, China e Indonesia se han reportado reducciones drásticas

en la producción debido a la pérdida de cobertura de especies productivas como *A. palmata* (Shi *et al.*, 2008; Perry *et al.*, 2013).

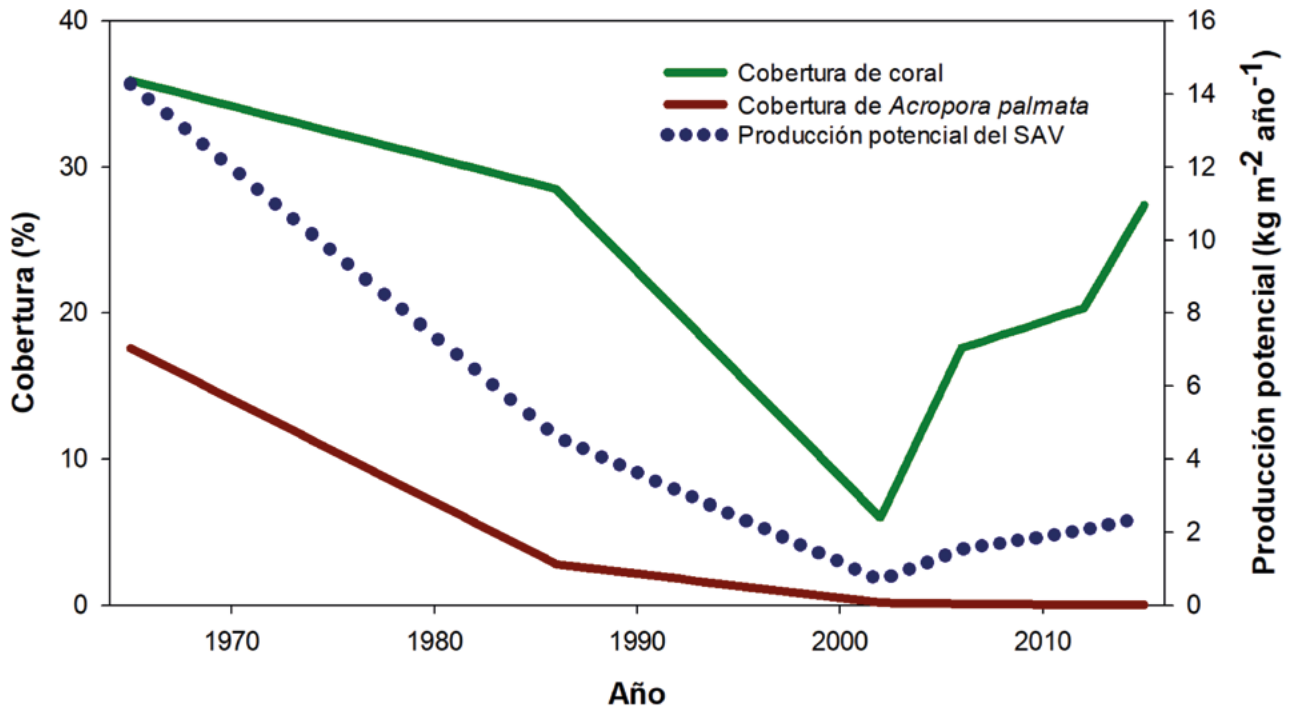


Figura 8. Serie de tiempo del porcentaje de cobertura de coral (línea verde), cobertura de *Acropora palmata* (línea verde) y la producción de CaCO₃ (línea discontinua azul) en el SAV.

Los valores de crecimiento aquí presentados permiten evaluar la producción de CaCO₃ bajo diferentes escenarios (Álvarez-Filip *et al.*, 2013; Cabral-Tena *et al.*, 2018). Los valores de producción potencial calculados sugieren que las especies masivas del GM-CM aportan poco CaCO₃, y que gran parte la contribución de especies ramosas de rápido crecimiento (*Acropora*). Por ejemplo, en el arrecife coralino en Cancún, *A. palmata* aportaba el 76% de la producción entre 2006 al 2012 (Barranco-Servin *et al.*, 2016), pero si su población redujera su cobertura en un 50%, reduciría drásticamente la producción del sitio de 2.35 a 1.46 kg m⁻² año⁻¹ (-38%). Este escenario resulta en valores bajos para arrecifes y comunidades coralinas del PAC, en su mayoría dominados por especies ramosas (*Pocillopora*). Por ejemplo, el 86% de la producción de CaCO₃ del arrecife en Cabo Pulmo la aportan seis especies de *Pocillopora*, y una disminución del 50% de su cobertura disminuiría la producción potencial actual de 5.24 a 3.00 kg m⁻² año⁻¹ (-43%). Para ambas regiones (PAC y GM-CM) el aporte de las especies masivas es

bajo, pudiendo alcanzar valores tan altos como 2 kg m⁻² año⁻¹ cuando su cobertura es del 30%.

Es importante mencionar que en el PAC existen sitios con una alta cobertura coralina (> 30%), pero que presentan una producción potencial de CaCO₃ relativamente baja (< 5 kg m⁻² año⁻¹) debido a que están dominados por especies diferentes de *Pocillopora* spp. Es decir, en el PAC existen arrecifes que pueden ser importantes en el contexto de los flujos de carbono, en términos de cobertura coralina y de producción de carbonatos, sin importar la composición específica, siempre y cuando los pocilopóridos sean el taxón dominante (Cabral-Tena *et al.*, 2018).

Los resultados observados en este capítulo contrastan, en gran medida, debido a la cantidad de carbonatos que aporta cada género de acuerdo con su morfología y estrategia de crecimiento. Esto cobra relevancia en un contexto de cambio global, ya que se ha observado que los taxa con morfotipo masivo son más tolerantes al efecto sinérgico del estrés térmico y la disminución en la saturación de la aragonita, en

comparación con taxa ramosos (ver Caja 4; Glynn *et al.*, 2017; Manzello *et al.*, 2017). Lo anterior implica que, la pérdida de cobertura de especies ramificadas (*Pocillopora*) en el PAC, y su subsecuente reemplazo por especies masivas tendría un efecto fuerte en la cantidad de carbonatos depositada en estos ambientes, el cuál sería dependiente de las coberturas y proporciones de las especies restantes luego de la afectación. Este tipo de reemplazo ha sido reportado para ciertas áreas del Pacífico Oriental Tropical después de eventos de mortalidad masiva de pocilopóridos (Guzmán y Cortés, 2007; Glynn *et al.*, 2009).

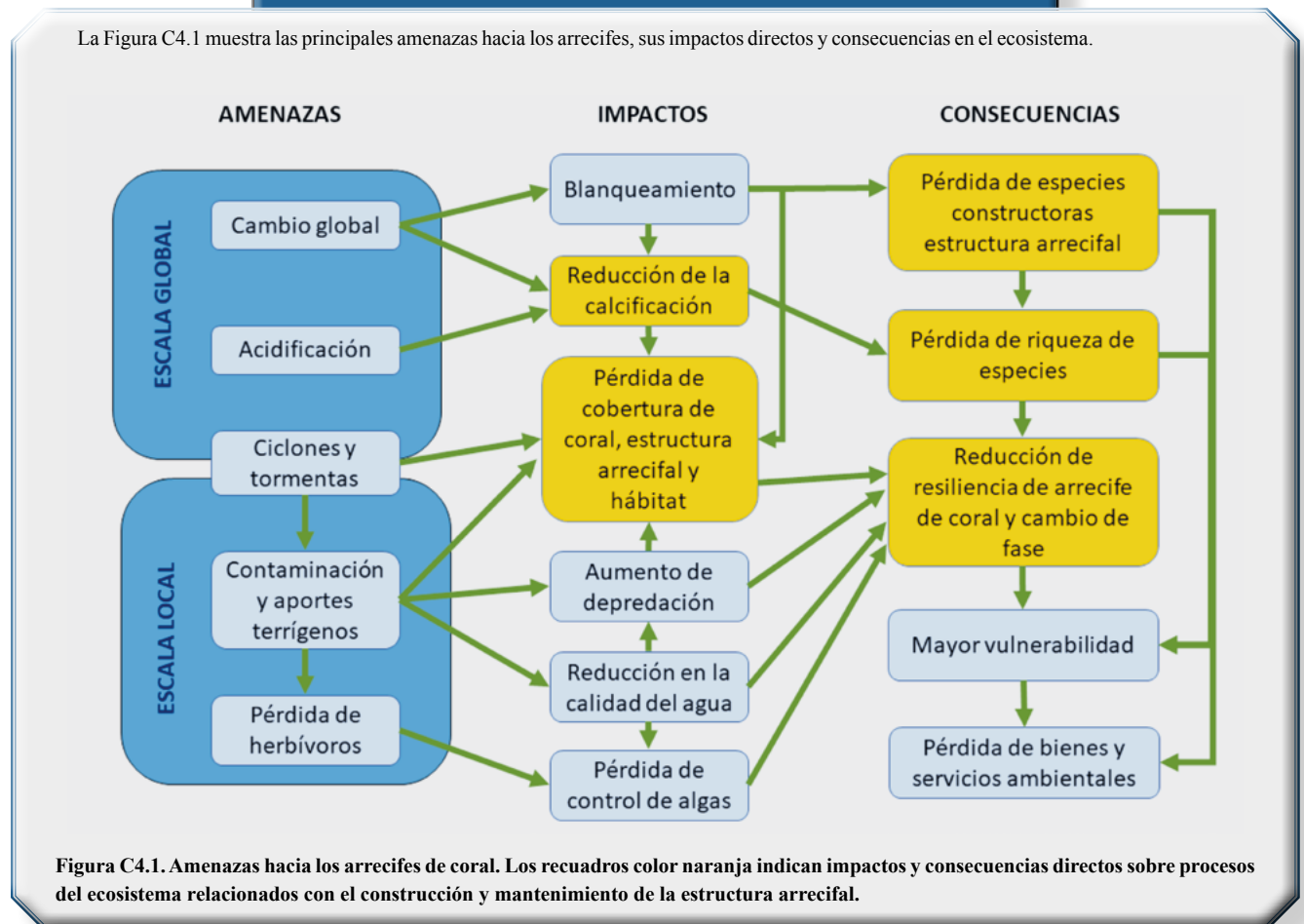
SIGUIENTES PASOS

Este capítulo ha permitido detectar áreas de oportunidad, así como vacíos de información para empezar a construir un modelo de balance de carbonato biogénico en los arrecifes de coral en México. En la figura de la Caja 1 se propone un modelo de balance, donde aún

falta información para numerosas entradas de CaCO_3 (múltiples taxa calcificadores), así como aumentar nuestro conocimiento sobre el tiempo de residencia de cada taxon. Además, es necesario cuantificar las salidas del modelo, para lo cual se necesita cuantificar las tasas de erosión, bioerosión y disolución de estas estructuras formadas por carbonato biogénico. Algunos de estos temas incluyen: 1) cuantificar los aportes de CaCO_3 por otros taxa calcificadores, 2) evaluar las implicaciones de una baja producción sobre la complejidad topográfica, 3) generar información sobre las tasas de bioerosión (equinodermos, peces, esponjas, moluscos bivalvos, poliquetos), entre otros. Asimismo, es importante implementar estrategias de conservación que promuevan el incremento de la cobertura coralina y producción de carbonato, tales como la restauración activa de áreas arrecifales, utilizando géneros de corales con altas tasas de producción de CaCO_3 , como *Pocillopora* y *Acropora* (Tortolero-Langarica *et al.* 2019).

Caja 4. Amenazas a arrecifes de coral a nivel mundial

La Figura C4.1 muestra las principales amenazas hacia los arrecifes, sus impactos directos y consecuencias en el ecosistema.



Con respecto a las estimaciones de producción potencial de CaCO_3 , otras metodologías sugieren incluir el índice de rugosidad como un factor más en el cálculo de la producción, con el fin de incorporar el componente tridimensional de la cobertura de coral. Lo anterior resulta lógico, pero para la mayoría de los arrecifes y comunidades coralinas de México no se cuenta con este tipo de información (Álvarez-Filip *et al.*, 2013). Una opción a futuro sería contrastar los valores aquí calculados con modelos en los que se incluya la rugosidad (ReefBudget; <http://geography.exeter.ac.uk/reefbudget>), lo cual permitiría cuantificar el efecto de esta variable sobre nuestras estimaciones. Además, resulta imperativo cuantificar el área arrecifal en campo con el fin de validar metodologías usando productos satelitales. Lo anterior permitiría detectar fuentes de error, así como cuantificar la precisión y exactitud en la estimación del área arrecifal con imágenes de satélite.

En el GM-CM hay arrecifes que han formado estructuras carbonatadas que tienen un registro geológico en el orden de cientos de años, a diferencia de los arrecifes y comunidades coralinas del PAC, en donde los arrecifes no forman una estructura de carbonato considerable. Lo anterior sugiere que los arrecifes en el PAC están sujetos a factores ambientales que impiden que las comunidades coralinas se desarrollen. Entre estos factores se han incluido a: 1) los efectos de blanqueamiento y mortalidad asociados a eventos ENOS, 2) la alta bioerosión y disolución, 3) la reducida plataforma continental para que se desarrollen, 4) las condiciones oceanográficas poco favorables (surgencias, baja temperatura, etc.), entre otros. Sin embargo, alimentar un modelo del ciclo de carbonato biogénico para un arrecife del PAC incluyendo información sobre la disolución de esqueletos, y la variabilidad del sistema del CO_2 en la columna de agua, permitiría determinar el peso de cada uno de estos factores. Este tipo de modelo, aunado con estudios que han abordado la dinámica poblacional de las diferentes estrategias de crecimiento, permitiría reducir nuestra incertidumbre sobre los efectos que tendrían el cambio climático y la acidificación del océano sobre estas comunidades.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La producción potencial de CaCO_3 para el Pacífico estuvo entre 0.2 y 17.1 ($8.9 \pm 0.3 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y para el

Golfo de México-Caribe Mexicano entre 0.2 y 2.4 ($1.0 \pm 0.4 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Mientras que la producción anual para el Golfo de México-Caribe Mexicano estuvo entre 144 y 93 634 ton año^{-1} y en el Pacífico entre 2 y 14 508 ton año^{-1} . La ecorregión con la mayor producción anual fue el CM ($537.9 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$), seguida por el GM ($93.6 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$), con valores considerablemente mayores a las comunidades y arrecifes del Golfo de California ($5.9 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$) y Pacífico sur ($4.3 \times 10^3 \text{ t año}^{-1}$). Los géneros de coral ramosos presentan las mayores tasas de producción de CaCO_3 en el Golfo de México-Caribe Mexicano (*Acropora*) y en el Pacífico (*Pocillopora*). Por otra parte, los valores de cobertura de coral para el Golfo de México – Caribe Mexicano y el Pacífico son bajos, lo cual limita la producción de CaCO_3 . Sin embargo, bajo un escenario de alta cobertura, los arrecifes del Golfo de México-Caribe Mexicano podrían alcanzar valores considerablemente más elevados que los arrecifes del Pacífico, debido a la presencia de especies del género *Acropora* los cuales presentan tasas de crecimiento anual más elevadas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a CONABIO por el acceso a sus bases de datos. Agradecemos a los editores del PMC por sus contribuciones a este trabajo. A todos los que compartieron su información y a los que a lo largo de muchos años han participado en el trabajo de campo.

LITERATURA CITADA

- Allemand, D., É. Tambutté, D. Zoccola and S. Tambutté. 2011. Coral calcification, cells to reefs. *In*: P. Glynn, D. Manzello, I. Enochs (eds.). Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific. Coral Reefs of the World. Springer, Dordrecht. Vol. 8 pp. 119-150.
- Alvarado, J. J., B. Grassian, J. R. Cantera-Kintz, J. L. Carballo and E. Londoño-Cruz. 2014. Coral reef bioerosion in the eastern tropical Pacific. *In*: Glynn, P., D. Manzello and I. Enochs (eds.). Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific. Coral Reefs of the World. Springer, Dordrecht. Vol. 8 pp. 369-403.
- Álvarez-Filip, L., J. P. Carricart-Ganivet, G. Horta-Puga and R. Iglesias-Prieto. 2013. Shifts in coral-assemblage composition do not ensure persistence of reef functionality. *Science Report* doi: 10.1038/srep03486
- Andersson, A. J. 2015. A fundamental paradigm for coral reef carbonate sediment dissolution. *Frontiers in Marine Science* doi: 10.3389/fmars.2015.00052.
- Andersson, A. J., L. Yeakel, N. R. Bates and S. J. de Putron. 2014. Partial offsets in ocean acidification from changing coral reef biogeochemistry. *Nature Climate Change* 4:56-61.



- Barbier, E. B., S. D. Hacker, C. Kennedy, E. W. Koch, A. C. Stier and B. R. Silliman. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81:169-193.
- Barranco-Servin, L. M., J. D. Carriquiry, F. Rodríguez-Zaragoza, A. L. Cupul-Magaña, J. Villaescusa-Celaya and L. E. Calderón-Aguilera. 2016. Spatiotemporal variations of live coral cover in the northern Mesoamerican Reef System, Yucatan Peninsula, Mexico. *Scientia Marina* 80:143-150.
- Bevington, P. R. and D. K. Robinson. 2003. *Data Reduction and Error Analysis for the Physical Sciences*. Third Edition. McGraw-Hill, New York. 320 p.
- Cabral-Tena, R. A., R. A. López-Pérez, H. Reyes-Bonilla, L. E. Calderon-Aguilera, C. O. Norzagaray-López, F. A. Rodríguez-Zaragoza, A. Cupul-Magaña, A. P. Rodríguez-Troncoso and A. Ayala-Bocos. 2018. Calcification of coral assemblages in the eastern Pacific: Reshuffling calcification scenarios under climate change. *Ecological Indicators* 95:726-734.
- Calderón-Aguilera, L. E., H. Reyes-Bonilla y J. D. Carriquiry. 2007. El papel de los arrecifes coralinos en el flujo de carbono en el océano: Estudios en el Pacífico mexicano. *In: Hernández-de la Torre, B. y G. Gaxiola-Castro (eds.). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México*. SEMARNAT-INE-CICESE, Ensenada. pp. 215-226.
- Chave, K. E., S. V. Smith and K. J. Roy. 1972. Carbonate production by coral reefs. *Marine Geology* 12:123-140.
- Facon, M., M. Pinault, D. Obura, S. Pioch, K. Pothin, L. Bigot, R. Garnier and J. P. Quod. 2016. A comparative study of the accuracy and effectiveness of line and point intercept transect methods for coral reef monitoring in the southwestern Indian Ocean islands. *Ecological Indicators* 60:1045-1055.
- Glynn, P. W., A. B. Mones, G. P. Podestá, A. Colvert and M. W. Colgan. 2017. El Niño-Southern Oscillation: effects on Eastern Pacific coral reefs and associated biota. *In: Glynn, P., D. Manzello and I. Enochs (eds.). Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. *Coral Reefs of the World*. Springer, Dordrecht. Vol. 8 pp. 251-290.
- Glynn, P. W., B. Riegl, A. M. S. Correa and I. B. Baums. 2009. Rapid recovery of a coral reef at Darwin Island, Galapagos Islands. *Galapagos Research* 66:6-13.
- Guzman, H. M. and J. Cortés. 2007. Reef recovery 20 years after the 1982-1983 El Niño massive mortality. *Marine Biology* 151:401-411.
- Halfar, J., L. Godínez, B. Riegl, J. Valdez and J. Borges. 2005. Living on the edge: high-latitude *Porites* carbonate production under temperate eutrophic conditions. *Coral Reefs* 24:582-592.
- Harney, J. N. and Fletcher C.H. 2003. A budget of carbonate framework and sediment production, Kailua Bay, Oahu, Hawaii. *J. Sediment Res.* 73:856-868.
- Hart, D. E and P. S. Kench. 2007. Carbonate production of an emergent reef platform, Warraber Island, Torres Strait, Australia. *Coral Reefs* 26:53-68.
- Hedley, J. D., C. Roelfsema, V. Brando, C. Giardino, T. Kutsen, S. Phinn, P. J. Mumby, O. Barrilero, J. Laporte and B. Koetz. 2018. Coral reef applications of Sentinel-2: Coverage, characteristics, bathymetry and benthic mapping with comparison to Landsat 8. *Remote Sensing of Environment* 216:598-614.
- Horta-Puga, G., J. L. Tello-Musi, A. D. Córdova-Morales, G. A. Gutiérrez-Carrillo, J. F. Gutiérrez-Martínez and A. A. Morales-Aranda. 2016. Sistema Arrecifal Veracruzano, condición actual y programa permanente de monitoreo: II Etapa. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México and UBIPRO. Informe Final SNIB-CO-NABIO. 428 p.
- Hubbard, D. K., A. Miller and D. Scaturro. 1990. Production and cycling of calcium carbonate in a shelf-edge reef system (St Croix US, Virgin Islands): Applications to the nature of reef system in the fossil record. *Journal of Sedimentary Petrology* 69:335-360.
- IPCC. 2013. Summary for Policymakers. *In: Stocker, T. F., D. Qin, G. K. Plattner, M. M. B. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P. M. Midgley. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 27 p.
- Jones, N. S., A. Ridgwell and E. J. Hendy. 2015. Evaluation of coral reef carbonate production models at a global scale. *Biogeosciences* 12:1339-1356.
- Kleypas, J. A., R. W. Buddemeier, D. Archer, J. P. Gattuso, C. Langdon and B. N. Opdyke. 1999. Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on coral reefs. *Science* 284:118-120.
- Kühlmann, D. H. H. 1975. Caracterización de los arrecifes de coral en Veracruz, México. *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie* 60:495-521.
- Manzello, D. P., C. M. Eakin and P. W. Glynn. 2017. Effects of global warming and ocean acidification on carbonate budgets of Eastern Pacific coral reefs. *In: Glynn, P. D. Manzello and I. Enochs (eds.). Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. *Coral Reefs of the World*. Springer, Dordrecht. Vol. 8 pp. 517-533.
- Medellín-Maldonado, F., R. A. Cabral-Tena, A. López-Pérez, L. E. Calderón-Aguilera, C. O. Norzagaray-López, C. Chapa-Balcorta and R. C. Zepeta-Vilchis. 2016. Calcification of the main reef-building coral species on the Pacific coast of southern Mexico. *Ciencias Marinas* 42:209-225.
- Moberg F. and C. Folk. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29:215-233.

- Morgan, K. 2014. A calcium carbonate budget of a Maldivian reef platform. PhD Thesis. University of Auckland. New Zealand. 241 p.
- Morgan, K. M. and K. M. Kench. 2012. Skeletal extension and calcification of reef-building corals in the central Indian Ocean. *Marine Environmental Research* 81:78-82.
- Nadon, M. O. and G. Stirling. 2006. Field and simulation analyses of visual methods for sampling coral cover. *Coral Reefs* 25:177-185.
- Norzagaray López, C. O., L. E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, L. Álvarez-Filip, L.M. Barranco-Servín, R. A. Cabral-Tena, J. P. Carricart-Ganivet, A. Cupul-Magaña, G. Horta-Puga, A. López-Pérez, A.P. Rodríguez-Troncoso, A. Tortolero-Langarica. 2018. Arrecifes y Comunidades Coralinas. *Elementos de Políticas Públicas* 2:147-163
- Norzagaray-López, C. O., L. E. Calderón-Aguilera, J. M. Hernández-Ayón, H. Reyes-Bonilla, J. P. Carricart-Ganivet, R. A. Cabral-Tena and E. Francisco Balart. 2015. Low calcification rates and calcium carbonate production in *Porites panamensis* at its northernmost geographic distribution. *Marine Ecology* 36:1244-1255.
- Perry, C. T., E. N. Edinger, P. S. Kench, G. N. Murphy, S. G. Smithers, R. S. Steneck and P. J. Mumby. 2012. Estimating rates of biologically driven coral reef framework production and erosion: a new census-based carbonate budget methodology and applications to the reefs of Bonaire. *Coral Reefs* 31:853-868.
- Perry, C. T., G. N. Murphy, P. S. Kench, S. G. Smithers, E. N. Edinger, R. S. Steneck and P. J. Mumby. 2013. Caribbean wide decline in carbonate production threatens coral reef growth. *Nature Communications* doi: 10.1038/ncomms2409.
- Rannefeld, J. W. 1972. The stony corals of Enmedio reef off Veracruz, Mexico. Tesis de Maestría en Ciencias. Texas A&M University. Texas. 112 p.
- Reyes-Bonilla, H., L. E. Calderón-Aguilera, M. C. Mozqueda-Torres and J. D. Carriquiry. 2014a. Presupuesto de carbono en arrecifes coralinos de México. *Interciencia* 39:645-650.
- Reyes-Bonilla, H., P. A. Álvarez del Castillo-Cárdenas, L. E. Calderón-Aguilera, C. E. Erosa-Ricárdez, F. J. Fernández-Rivera Melo, T. C. Frausto, B. M. Luna-Salguero, X. G. Moreno-Sánchez, M. C. Mozqueda-Torres, C. O. Norzagaray-López y D. Petatán-Ramírez. 2014b. Servicios ambientales de arrecifes coralinos: El caso del Parque Nacional Cabo Pulmo, B. C. S. *In: Urciaga-García, J. I. (ed.). Desarrollo Regional en Baja California Sur: Una perspectiva de los Servicios Ecosistémicos.* Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz. pp. 49-78.
- Riegl, B., J. Halfar, S. J. Purkis and L. Godínez-Orta. 2007. Sedimentary facies of the eastern Pacific's northernmost reef-like setting (Cabo Pulmo, Mexico). *Marine Geology* 236:61-77.
- Rodríguez-Zaragoza, F. A. and J. E. Arias-González. 2015. Coral biodiversity and bio-construction in the northern sector of the mesoamerican reef system. *Frontier of Marine Science* 2:13.
- Scoffin, T. P., C. W. Stearn, D. Boucher, P. Frydl, C. M. Hawkings, I. G. Hunter and J. K. MacGeachy. 1980. Calcium carbonate budget of a fringing reef on the west coast of Barbados. *Bulletin of Marine Science* 30:475-508.
- Segal, B. and B. C. Clovis. 2001. A proposed method for coral cover assessment: a case study in Abrolhos, Brazil. *Bulletin of Marine Science* 69:487-496.
- Shi, S., Z. Meixia, Z. QiaoMin, Y. KeFu, C. Tianran, L. Shu and W. HanKui. 2008. Estimate of carbonate production by scleractinian corals at Luhuitou fringing reef, Sanya, China. *Chinese Science Bulletin* 54:696-705.
- Smith, S. V. 2013. Parsing the oceanic calcium carbonate cycle: a net atmospheric carbon dioxide source, or a sink? L&O e-Books. Association for the Sciences of Limnology and Oceanography. Texas. 42 p. doi: 10.4319/svsmith.2013.978-0-9845591-2-1.
- Stearn, C. W., T. P. Scoffin and W. Martindale. 1977. Calcium carbonate budget of a fringing reef on the west coast of Barbados. *Bulletin of Marine Science* 27:479-510.
- Tortolero-Langarica, J.A., A.P. Rodríguez-Troncoso, A.L. Cupul-Magaña, L.C. Alarcón-Ortega and J.D. Santiago-Valentín. 2019. Accelerated recovery of calcium carbonate production in coral reefs using low-tech ecological restoration. *Ecological Engineering* 128:89-97
- Tribble, G. W. 1993. Organic matter oxidation and aragonite diagenesis in a coral reef. *Journal of Sedimentary Petrology* 63:23-527.
- UNEP-WCMC, WorldFish Centre, WRI, TNC. 2010. Global distribution of coral reefs, compiled from multiple sources including the Millennium Coral Reef Mapping Project. Version 4.0, updated by UNEP-WCMC. Cambridge (UK): UNEP World Conservation Monitoring Centre. URL: <http://data.unep-wcmc.org/datasets/1>.
- Vecsei, A. 2001. Fore-reef carbonate production: development of a regional census-based method and first estimates. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 175:185-200.
- Vecsei, A. 2004. A new estimate of global reefal carbonate production including the fore-reefs. *Global and Planetary Change* 43:1-18.
- Veron, J. 2000. *Corals of the World*. AIMS and CRR. Queensland. 463 p.



Capítulo 8

PASTOS MARINOS

Coordinador

Jorge A. Herrera-Silveira¹

Colaboradores

**Sara M. Morales-Ojeda¹, Juan E. Mendoza-Martínez¹, Israel Medina-Gómez¹,
Javier Ramirez-Ramirez¹, José M. Sandoval-Gil² y Víctor F. Camacho-Ibar²**

¹Laboratorio de Producción Primaria, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Mérida, Yucatán, México.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

INTRODUCCIÓN

Los pastos marinos constituyen una comunidad vegetal de amplia distribución a lo largo de las costas mexicanas. Su presencia se extiende a través de cuerpos de agua costeros templados y tropicales tales como lagunas costeras, estuarios y esteros, así como en la zona costera desde el intermareal hasta fondos infralitorales de escasa profundidad en la zona fótica.

Los pastos marinos conforman el único grupo representante de macrófitos marinos que ha evolucionado de tierra firme hacia el mar adaptándose con éxito al medio marino. A nivel mundial existen aproximadamente 72 especies agrupadas en 5 familias y 14 géneros (Kuo y Den Hartog, 2001; Short *et al.*, 2011; West *et al.*, 2016).

El papel de las praderas de pastos marinos en el contexto del cambio climático se considera primordial, debido a sus elevadas tasas de secuestro de carbono en el océano (48-112 Tg C año⁻¹) incluyendo material alóctono (Kennedy *et al.*, 2010). Pese a su baja representatividad espacial (0.1% de la superficie del planeta), la capacidad anual de secuestro de carbono (C) es de más del 40% en ecosistemas costeros a nivel global (Nellemann *et al.*, 2009; Duarte *et al.*, 2010; Mcleod *et al.*, 2011).

La función como reservorio o almacén de C que presentan estos productores primarios se debe a sus particularidades morfológicas, fisiológicas y estructurales, que les confieren una eficiente remoción de dos de las tres especies que componen el carbono inorgánico disuelto [(CO₂(aq) y HCO₃⁻)] en agua a través de los procesos fotosintéticos para formar biomasa viva;

por otra parte, tanto el dosel foliar como su intrincado sistema radical, funcionan como efectivas trampas de sedimentos que permiten retener C (Fourqurean *et al.*, 2012). El dosel foliar también funciona como disipador de la energía de las corrientes, evitando la resuspensión posterior del material depositado. Su papel como trampa de sedimento dependerá de las características del medio físico, la morfología de la especie y la conformación de la pradera (García y Duarte, 2001).

Existe interés por parte de la comunidad científica de establecer protocolos y estandarizar métodos de evaluación de las emisiones de carbono por pérdida de praderas asociadas a impactos naturales o de origen antropogénico (Pendleton *et al.*, 2012; Marcreadi *et al.*, 2014). En este contexto, los resultados de las estimaciones de almacenes y emisiones de carbono como resultado de este capítulo se traducen en información fundamental de línea base para identificar necesidades de investigación, así como para el establecimiento de estrategias de manejo y recuperación de estos valiosos ecosistemas.

ANTECEDENTES

Distribución de los pastos marinos en México

En México se encuentran representadas un total de 11 especies de pastos marinos, distribuidas en zonas costeras de clima tropical, templado y de transición entre éstos (ver Caja 1). En el Cuadro 1 se indica la distribución por biogeografía y por estado. En las costas del océano Pacífico se han documentado cinco especies, siete son las reportadas en el Golfo de

México y cuatro en el Mar Caribe (Ibarra-Obando y Ríos, 1993). De acuerdo con la norma encargada de la evaluación del estado de riesgo de extinción de los pastos marinos mexicanos DOF-SEMARNAT (2010) (ver Caja 2), cuatro de estas especies han sido sugeridas para protección (*Zostera marina* L., *Phyllospadix torreyi* S. Watson, *Halophila decipiens* Ostenf y *Thalassia testudinum* ex. Koenig) y cuatro amenazadas (*Phyllospadix scouleri* Hook, algunas zonas *Halodule wrightii* Asch, *Halophila engelmanni* Asch y *Syringodium filiforme* Kütz) (Cervantes y Quintero, 2016).

Las características de las praderas de pastos marinos correspondientes a la región tropical y de transición (Península de Yucatán y Península de Baja California Sur) se encuentran mejor descritas y documentadas que aquellas de Baja California Norte o del Golfo de California. En estas últimas regiones, la especie más estudiada es *Zostera marina*, siendo numerosos los trabajos que han evaluado su función en ciclos biogeoquímicos de las lagunas costeras (i.e., San Quintín; Ibarra-Obando, 2007; Sandoval-Gil et al., 2015).

Caja 1. Praderas de pastos marinos

Las praderas de pastos marinos están conformadas por plantas con flores arraigadas que han colonizado de sedimentos blandos principalmente en hábitats de agua dulce, estuarios y zona costeras de climas templados y tropicales (Dennison et al., 1993, Short et al., 2007) (Figura C1.1). Los pastos marinos generan condiciones para la conformación de hábitats y microhábitats de una gran variedad de organismos vertebrados e invertebrados (Hemminga y Duarte, 2000; Williams y Heck, 2001; Spalding et al., 2003). De igual manera, constituyen uno de los biotopos más productivos del planeta (Boström y Bonsdorff, 2000), el cual sustenta alta biodiversidad (Ogden y Gladfelter 1983; Nagelkerken et al., 2000).

Los pastos marinos se dividen en 5 familias: Hydrocharitaceae, Cymodoceaceae, Posidoniaceae, Zosteraceae y Ruppiaceae. Dentro de esas familias hay 14 géneros, divididos en aproximadamente 72 especies (Short et al., 2011; West et al., 2016).

Los pastos marinos presentan una distribución restringida a zonas templadas cercanas al ártico y tropicales dentro del límite considerado como zona costera. Las principales características ambientales importantes que determinan su presencia son la incidencia de la radiación solar sobre la columna de agua, con intervalos de 4% a 29% y media de 11% de radiación incidente según la especie (Hemminga y Duarte, 2000); la temperatura (Calem y Pierce, 1993; Zieman, 1975); un sustrato idóneo para su fijación; disponibilidad tanto de macro como de micronutrientes (Hemminga y Duarte, 2000; Larkum et al., 2007) y salinidad, lo cual determina la composición de especies, sobre todo en el Caribe (Phillips y Meñez, 1988).

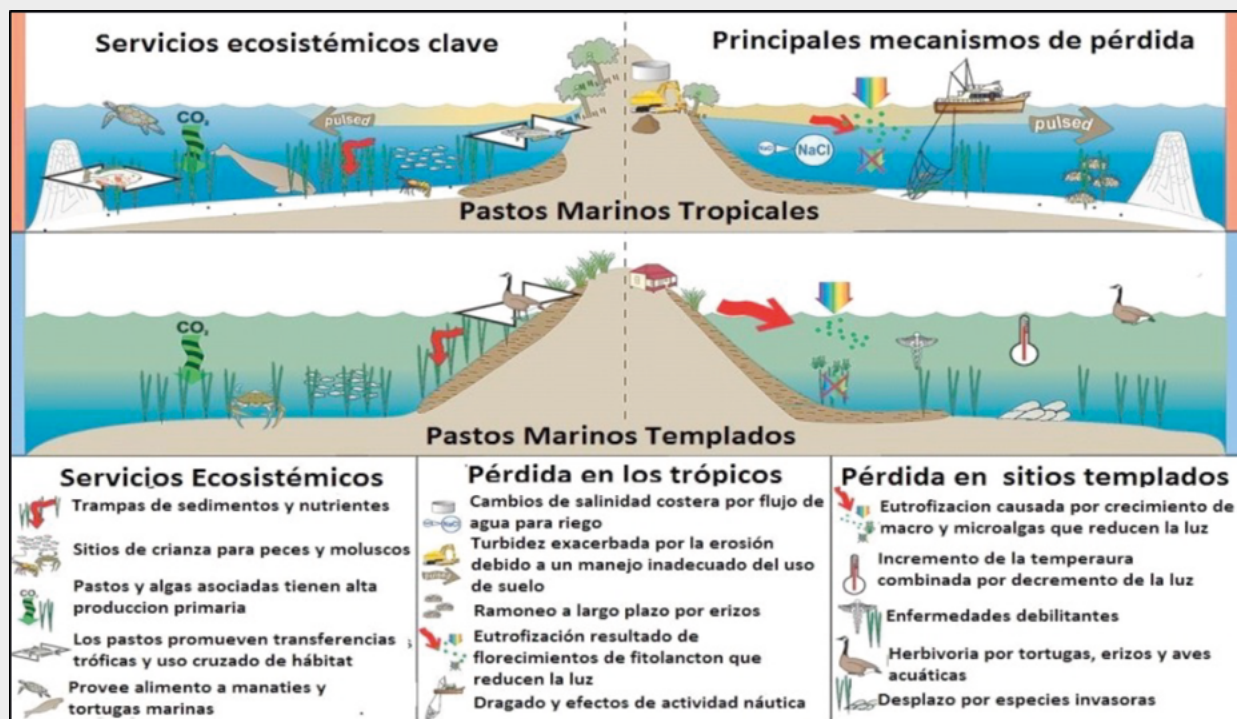


Figura C.1. Pastos marinos y servicios ecosistémicos. Fuente: modificado de Orth et al. (2006).



Cuadro 1. Distribución de las especies de pastos marinos en México.

Especies	Distribución biogeográfica	Estados
<i>Zostera marina</i> L.	Pacífico	BC, BCS, SON, SIN
<i>Phyllospadix scouleri</i> Hook	Pacífico	BC y BCS
<i>Phyllospadix torreyi</i> S. Watson	Pacífico	BC y BCS
<i>Halodule wrightii</i> Asch	Pacífico, Golfo de México y Caribe	BCS, SON, TAMP, VER, CAMP, YUC, QROO
<i>Halophila decipiens</i> Ostenf	Golfo de México	
<i>Halophila engelmanni</i> Asch	Golfo de México	TAMP, CAMP, YUC, QROO
<i>Syringodium filiforme</i> Kütz	Golfo de México y Caribe	TAMP, VER, YUC, CAMP, QROO
<i>Ruppia mexicana</i> n sp.	Caribe	QROO
<i>Ruppia maritima</i> L.	Golfo de México y Pacífico	BCS, SIN, SON, TAMP, VER, CAMP, YUC,
<i>Halophila stipulacea</i>	Especie Invasora del Caribe	QROO
<i>Thalassia testudinum</i> ex. Koenig	Golfo de México y Caribe	TAMP, VER, CAMP, YUC, QROO

BC = Baja California, BCS = Baja California Sur, NAY = Nayarit, SIN = Sinaloa, TAB = Tabasco, TAM = Tamaulipas y VER = Veracruz, CAMP = Campeche, QROO = Quintana Roo y YUC = Yucatán.

Caja 2. Pastos marinos y NOM-SEMARNAT-059 2010

De acuerdo con la información disponible, México cuenta con una riqueza de 11 especies de pastos marinos. En las costas del océano Pacífico se han documentado cinco especies, siete en el Golfo de México y cuatro en el Mar Caribe (Ibarra-Obando y Ríos, 1993). Con base en la NOM-SEMARNAT-059 2010 publicada en el Diario Oficial de la Federación el 30 de diciembre de 2010, cuatro de estas especies están protegidas y cuatro se consideran amenazadas (Cuadro C2.1). Adicionalmente, estudios recientes han permitido diferenciar una nueva especie, *Ruppia mexicana* n sp., a lo largo de la Península de Yucatán (Den Hartog *et al.*, 2016).

Cuadro C2.1. Distribución de las especies de pastos marinos en México por región y estado de protección.

Especie	Región	NOM-SEMARNAT-059-2010
<i>Zostera marina</i> L.	Pacífico	Protegida
<i>Phyllospadix scouleri</i> Hook	Pacífico	Amenazada
<i>Phyllospadix torreyi</i> S. Watson	Pacífico	Protegida
<i>Halodule wrightii</i> Asch	Pacífico y Golfo de México	Amenazada en algunas zonas
<i>Halophila decipiens</i> Ostenf	Golfo de México	Protegida
<i>Halophila engelmanni</i> Asch	Golfo de México	Amenazada
<i>Syringodium filiforme</i> Kütz	Golfo de México y Caribe	Amenazada
<i>Ruppia mexicana</i> n sp	Caribe	
<i>Ruppia marítima</i> L.	Golfo de México y Pacífico	
<i>Halophila stipulacea</i>	Caribe: no nativa (invasora)	
<i>Thalassia testudinum</i> ex. Koenig	Golfo de México y Caribe	Protegida

Fuente: Ibarra-Obando y Ríos (1993).

Impactos de origen antropogénico y naturales

Los impactos humanos sobre la distribución, diversidad y salud de los pastos marinos son profundos y se producen a diferentes escalas espaciales y temporales; estos pueden ser agudos (evento de corta duración, pero de alto impacto) o crónicos (evento de bajo impacto, pero temporalmente recurrentes). En puertos industrializados y áreas de intenso desarrollo costero, donde se pierden rápidamente extensas áreas de pastos marinos, los esfuerzos de mitigación y restauración suelen ser ocasionales. La remoción mecánica de praderas de pastos marinos es reconocida como un impacto directo comúnmente asociado a actividades de dragado y construcción de muelles y embarcaderos, así como a algunas prácticas de pesca y acuicultura. Entre los impactos indirectos se cuentan la carga de nutrientes y sedimento desde la cuenca de drenaje, cambios en las tasas de sedimentación y reducción en la transparencia del agua. En la actualidad, las poblaciones de pastos marinos en México decrecen con rapidez debido al manejo inadecuado de las cuencas, principalmente relacionado con el cambio de uso de suelo y deforestación; esto ocasiona problemas de calidad del agua tales como eutrofización e incremento de la turbidez (Carruthers *et al.*, 2005) con la consecuente reducción de luz. Otro factor que operó por décadas fue la remoción de extensas praderas de pastos marinos en playas del Caribe destinadas al turismo. En la parte noroeste del país (principalmente en Sinaloa), el desarrollo de prácticas acuícolas extensivas (granjas camaronícolas) también se ha relacionado con el declive de las praderas de pastos marinos (Rivera-Guzmán *et al.*, 2014).

Además de por impactos de origen antropogénico, las praderas de pastos marinos pueden también experimentar severas reducciones en su cobertura debido a impactos de origen natural, sobre todo relacionados con eventos hidrometeorológicos. Por ejemplo, Ibarra-Obando y Escofet (1987) reportaron la reducción de praderas de *Zostera marina* del Estero de Punta Banda (Baja California) en años caracterizados por mayor pluviosidad; dichos eventos de lluvias incrementaron las aguas de escorrentía y el incremento en la turbidez del agua, con la consiguiente reducción de luz. Se ha demostrado también que reducciones drásticas de las condiciones de luz durante semanas debidas a la resuspensión de sedimentos durante tormentas han resultado en pérdidas de pradera de esta especie en Baja California (Cabello-Pasini *et al.*,

2002). Los huracanes y ciclones tropicales representan eventos extremos que han devastado porciones de praderas de pastos marinos en el Golfo de México y otras partes del mundo (*i.e.* Mar Caribe, costas del Atlántico Norte; Short y Willye-Echeverría, 2002). El fuerte oleaje asociado a dichos eventos puede dañar físicamente la biomasa foliar y subterránea de las praderas y ocasionar el desenterramiento/enterramiento de plantas por movimiento de sedimentos. En el Golfo de México Caribe, trabajos como los de Gallegos *et al.* (1992), Van Tussenbroek (1994) o Van Tussenbroek *et al.* (2008) han documentado dichas pérdidas, además de otros efectos derivados de ellas como alteraciones en el índice de floración o en la estructura de la comunidad. Resulta interesante el trabajo de Cruz-Palacios y Van Tussenbroek (2005), que evaluaron el efecto de los huracanes en las distintas especies de pastos marinos y macroalgas que componen las comunidades vegetales sumergidas en el Caribe Mexicano. En el norte de Yucatán, en 2011, se presentó un evento de florecimiento algal nocivo que duró varios meses y cubrió extensas zonas de la costa. Este evento provocó la reducción de luz por todo el tiempo que duró el florecimiento, por lo que prácticamente desaparecieron los pastos marinos en, al menos, 100 km lineales de costa y hasta 12 m de profundidad (Mendoza-Martínez, 2017).

Almacenes y flujos de carbono en el contexto del cambio climático

En general se considera como almacén de carbono (C) a la concentración de carbono que posee un ecosistema y, normalmente, se reporta en mega gramos de carbono por hectárea (Mg C ha^{-1}). Se identifican como almacenes de C al suelo, la vegetación, el mar y la atmósfera.

Los sedimentos de la zona marina costera actúan como sumideros para CO_2 atmosférico y también reciben y reciclan el carbono orgánico e inorgánico tanto en fases particuladas como disueltas de origen terrestre que llega a través de los ríos, deltas y estuarios (Hedges y Keil, 1995; Cai, 2011).

El carbono inorgánico proviene de las rocas carbónicas, donde la caliza representa alrededor del 10% del volumen total de todas las rocas sedimentarias, y es la más abundante. Está compuesta del mineral calcita (CaCO_3) el cual tiene una capa de carbonato por una de calcio y se forma por medios inorgánicos, o a través de procesos bioquímicos llevados a cabo en ambientes marinos.



La presencia de microorganismos tales como los foraminíferos, bivalvos, trilobites, radiolarios, entre otros en ambientes marinos someros y oleaje de baja energía permite la generación de carbonatos, constituidos por componentes ortoquímicos (lodos calcáreos y cristalinos conformados por micrita y la espatita) y aloquímicos (formas inorgánicas de C incorporado a la roca proveniente de organismos de origen biológico). Entre los factores a considerar durante la generación de calizas son la salinidad y el CO_2 disuelto. El dióxido de carbono presente en el ambiente marino también está fuertemente ligado al proceso de fotosíntesis del ecosistema y favorece la formación de la roca caliza (Morales-Hernández, 2017).

Por otra parte, la dolomía [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$] es una roca compleja del mineral dolomita, compuesta por carbonatos de calcio y magnesio. Esta roca es resultado de la precipitación directa del agua de mar, aunque probablemente la mayoría se origina cuando el magnesio presente en el agua sustituye parte del calcio de la roca caliza, otra hipótesis es que se produce por la mezcla de agua de mar con agua dulce ya que la afectación al equilibrio de solubilidad de las sales disueltas en el agua produciría la precipitación de minerales. La naturaleza de la roca está relacionada con su capacidad para disolverse en medio ácido, mientras que la roca caliza se disuelve en este medio la dolomía no.

Es entonces que, en los sedimentos costeros hay una fuerte interacción de procesos biológicos sobre los componentes carbonatados de las rocas. En cuanto a los procesos biológicos, cuando la materia orgánica (MO) permanece en un sitio costero somero puede sufrir mineralización óxica y/o anóxica (Andersson *et al.*, 2005; Aller y Blair, 2006; Chen *et al.*, 2012). La mineralización óxica puede inducir la disolución de carbonato por debajo de la interfaz sedimento-agua (Mucci *et al.*, 2000, Jahnke y Jahnke, 2004). Burdige *et al.* (2010) señalaron que la disolución de carbonatos también es impulsada por la respiración óxica en sedimentos carbonatados poco profundos. En cuanto a los procesos anóxicos, Van Capellen y Wang (1996) demostraron que los contenidos altos de manganeso y hierro en los sedimentos y la mineralización de materia orgánica asociada, puede favorecer el consumo de protones e incrementar el pH del agua intersticial mediante procesos de reducción de los óxidos de hierro y manganeso. Los cambios en la composición del agua intersticial de los sedimentos y el pH pueden incrementar o disminuir el estado de

saturación del carbonato de calcio, y por lo tanto influir en la disolución del carbonato y en la acumulación de carbono en sedimentos. Además, la disolución de carbonatos se ha correlacionado con los flujos de alcalinidad a través de la interfaz sedimento-agua (Mucci *et al.*, 2000).

Las vías de reacción aeróbica y anaeróbica contribuyen a la producción de carbono inorgánico disuelto (CID), acidificando el agua del fondo con un incremento de la alcalinidad total (AT). Las variaciones en CID y AT afectan la presión parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$) en el agua de mar y, el intercambio de CO_2 con el ambiente (Emerson y Hedges, 2008). Los procesos por los cuales la alcalinidad total se produce en los sedimentos aún no se conocen bien, pero se estima que la respiración anaeróbica (desnitrificación, reducción de sulfato, reducción de hierro y manganeso) puede desempeñar un papel importante, al igual que la disolución / precipitación de carbonato de calcio (Krumins *et al.*, 2013).

En regiones con alto recambio de carbono como estuarios y deltas de ríos, la reducción de sulfato contribuye a la diagénesis anóxica temprana y puede incluso ser el proceso de mineralización dominante para la MO (Mucci *et al.*, 2000; Burdige y Komada, 2011; Pastor *et al.*, 2011). La reducción de sulfato disminuye ligeramente el pH (Jourabchi *et al.*, 2005; Soetaert *et al.*, 2007), sin embargo, tiende a mejorar precipitación de carbonato debido a su acoplamiento con la precipitación de minerales de sulfuro provenientes del óxido de hierro (Gaillard *et al.*, 1989; Mucci *et al.*, 2000; Burdige, 2011), esto último ha sido documentado para sedimentos sapropélicos asociados a manglares, en donde hay un pH estable en toda la zona de sulfatorreducción y acumulación de sobresaturación con respecto al carbonato profundo (Mackenzie *et al.*, 1995). Esto contrasta con la perspectiva teórica que suponía que la reducción de sulfato conduce a la disolución del carbonato debido a la disminución del pH (Jourabchi *et al.*, 2005).

La información disponible acerca de la ocurrencia y dinámica de estos procesos en sedimentos costeros de México es muy limitada, por lo que en este capítulo se toma en cuenta únicamente el carbono orgánico como almacén de carbono, siguiendo las pautas de otros reportes llevados a extensa escala espacial.

Para evaluar el almacén de C en praderas marinas se consideran tres compartimentos: i) la biomasa foliar que corresponde al carbono aéreo o epigeo, ii) la biomasa subterránea, que es el carbono subterráneo o

hipogeo, y iii) el sustrato asociado. Se ha estimado que las praderas submarinas pueden contener un almacén de C variable, desde 0.002 hasta 620 Mg C ha⁻¹ (Fourqurean *et al.*, 2012). Los pastos marinos juegan un papel considerable en la conectividad biogeoquímica a lo largo del continuo costero tropical y oceánico (ver

Caja 3). Fourqurean *et al.* (2012) sugieren que las praderas representan un importante reservorio de C, pero también son muy importantes en cuanto a las altas tasas de exportación, las cuales pueden ser del orden de 300 Pg C año⁻¹.

Caja 3. Interconectividad costa-océano

Estudios recientes sobre la presencia de almacenes de carbono en los sedimentos asociados con los pastos marinos, indican que la capacidad de dicho hábitat para secuestrar carbono no sólo se limita a áreas contiguas, sino que también pueden exportarlo hacia ambientes remotos respecto a donde se establecen, sugiriendo una intensa conectividad entre el hábitat típicamente somero donde los pastos marinos se desarrollan y distintas áreas costeras (Figura C3.1).

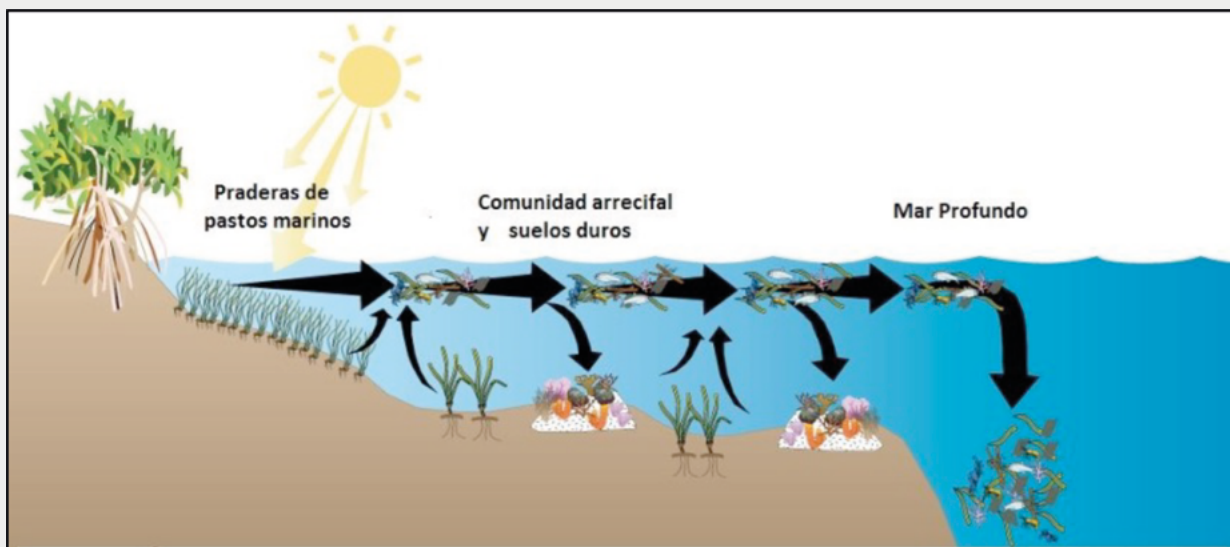


Figura C3.1. Conectividad a través del flujo (exportación) de la materia orgánica de los pastos marinos.

Fuente: Integration and Application Network (ian.umces.edu), Universidad de Maryland).

Tras la degradación o remoción de la vegetación de humedales el carbono asociado con dicho material es transportado al agua o a la atmósfera en forma de CO₂, emitiendo una significativa proporción del carbono almacenado en los sedimentos cuando estos entran en contacto con el oxígeno (Duarte y Krause-Jensen, 2017). Alternativamente, la exportación parcial de ese carbono hacia aguas profundas (≈ 1000 m) representa una vía efectiva de remoción del dióxido de carbono del sistema océano-atmósfera (Duarte y Krause-Jensen, 2017). Así, el grado de acoplamiento entre ambientes costeros someros dominados por vegetación acuática sumergida y el mar de plataforma permitiría que el C expuesto sea trasladado, ya sea en forma disuelta o particulada, a grandes profundidades en donde permanecería secuestrado por períodos significativos de tiempo antes de regresar a la superficie y ser susceptible de intercambio con la atmósfera. Esta ruta basada en la conectividad de ecosistemas costeros sugiere también que la emisión neta de C debida a pérdidas del hábitat de pastos marinos es menor a la estimación hecha para humedales (Huang *et al.*, 2009).

El componente aéreo de los pastos marinos (biomasa aérea foliar viva) constituye un almacén de 0.108-4.9 Mg C ha⁻¹, el cual es relativamente pequeño respecto de los otros compartimentos (Sifleet *et al.*, 2011). El mayor almacén de carbono está contenido en el sedimento. Para estimar la cantidad total de carbono almacenado en el sedimento de pastos marinos, es imprescindible

conocer la profundidad de la capa de sedimento, así como otras características tales como densidad aparente y granulometría (Sifleet *et al.*, 2011).

En un futuro escenario del cambio climático, se predice que los pastos marinos estarán sujetos a cambios de salinidad y temperatura; dichos cambios podrían afectar de manera significativa a especies sensibles. Así

mismo, las praderas marinas podrían verse afectadas con el incremento del nivel medio del mar y sus consecuentes potenciales eventos de eutrofización o incrementos de turbidez. Algunos efectos asociados a estos cambios ambientales son la disminución de cobertura y densidad, cambios morfológicos foliares, alteraciones en el desarrollo de las raíces, e inclusive sustitución de pastos marinos por especies de macroalgas oportunistas (Short y Neckles, 1999).

La concentración de C almacenado es resultante del balance neto de flujos entre el ingreso de carbono (producción de materia orgánica e inorgánica, captura

de materia de columna de agua y sedimentos) y la salida (descomposición, metanogénesis, etc.). Dichos flujos pueden presentarse en sentido vertical (liberación/captura de CO₂ de agua y atmósfera) u horizontal (exportación/importación) entre los almacenes de carbono (Figura 1) (Herrera-Silveira *et al.*, 2017). Además, la acumulación de carbono es un proceso condicionado por distintos factores como las características biogeoquímicas del entorno, la hidrodinámica, o las características morfológicas y biológicas de la especie, entre otros (Adhikari *et al.*, 2009).

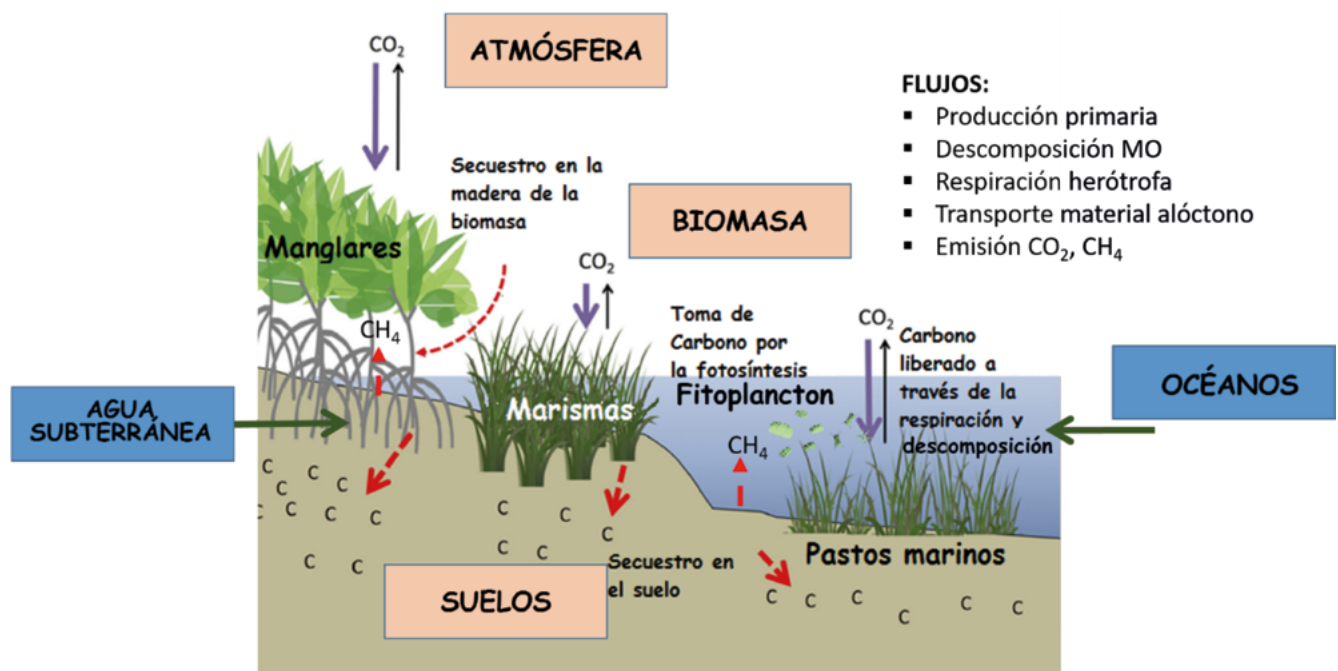


Figura 1. Principales almacenes y flujos de Carbono Azul en los ecosistemas de plantas costeras.

Fuente: modificado de Howard *et al.* (2017).

La concentración de carbono en un compartimento es resultado de la intervención simultánea de varios tipos de flujos tanto de entrada como de salida (Mateo *et al.*, 2006). Los flujos de C asociados a las praderas de pastos marinos se dan a través de la fotosíntesis, la respiración, la descomposición bacteriana, el ramoneo (por erizos, manatí y moluscos), la translocación de nutrientes en la estructura clonal de la pradera y haces, y la exportación de materia orgánica tanto a ecosistemas contiguos (*i.e.* corales) como distantes (mar profundo).

El estudio de los flujos en los ecosistemas vegetales, tales como es el caso de pastos marinos, sirve de base para caracterizar su papel como amortiguador (*buffer*)

de CO₂ atmosférico, lo cual es clave para la mitigación de los efectos del cambio climático. Los flujos se expresan normalmente en unidades de g cm⁻² s⁻¹ o kg km⁻² año⁻¹. Por otra parte, dichos ecosistemas también se evalúan bajo la perspectiva de su conservación y, específicamente, en cómo su desaparición podría resultar en grandes emisiones de carbono. Las emisiones de carbono se expresan normalmente en mega gramos (Mg) o tonelada métrica de carbono (t C) por hectárea (ha) para un determinado cambio en el uso del suelo en un plazo determinado de tiempo. Los resultados también pueden ser reportados en toneladas de CO₂ por hectárea cuando se multiplican los gramos por

3.67 (peso molecular del dióxido de carbono; Avelar *et al.*, 2017).

Flujos de incorporación/liberación de carbono por fotosíntesis y respiración

Cuantitativamente, la fotosíntesis representa uno de los flujos de mayor importancia de ingreso de C en un sistema conformado por pastos marinos. Por su parte, la respiración de las plantas, así como la descomposición del carbono orgánico de los sedimentos asociados a las praderas, desempeñan un papel notable en los flujos de emisión/liberación de C a la columna de agua y, por tanto, de CO₂ a la atmósfera. A pesar de su importancia, resulta sorprendente la escasa información disponible acerca de las capacidades fotosintéticas y de las tasas respiratorias de los pastos marinos en México; la información disponible se reduce a unos pocos trabajos publicados con especies de pastos del Pacífico Norte (*i.e.* *Zostera marina*) y de la Península de Yucatán (*i.e.* *Thalassia testudinum*) (Cabello-Pasini *et al.*, 2002; Cabello-Pasini *et al.*, 2003; Cayabyab y Enríquez, 2007; Sandoval-Gil *et al.*, 2016). Dicha información contrasta con la gran cantidad de trabajos que incluyen datos de tasas de productividad fotosintética de pastos marinos en otros países como EUA, España, Portugal o Australia (Larkum *et al.*, 2006). Resulta también significativa el número de trabajos disponibles para pastos de las costas estadounidenses del Golfo de México (Dunton *et al.*, 2005).

Es un hecho ampliamente demostrado que la fotosíntesis de los pastos marinos puede variar dependiendo de limitantes externos o internos (Larkum *et al.*, 2006). Los externos son aquellos relacionados con las condiciones ambientales (luz, temperatura, etc.), biogeoquímicas (salinidad, concentración de nutrientes, etc.), físicas (*i.e.* corrientes, etc.) y biológicas (*i.e.* herbivoría, etc.), sujetas a distintas variaciones naturales en el espacio y el tiempo; la alteración de dichas condiciones como consecuencia de un forzamiento antropogénico, también son consideradas entre los limitantes externos, y generalmente provocan efectos más notables en la biología y desarrollo de las plantas. Por su parte, entre los principales limitantes internos de la fotosíntesis y de la respiración, se destacan los relacionados con las diferencias en las capacidades intra e interespecíficas debido, por ejemplo, a divergencias de la plasticidad fisiológica de ecotipos/genotipos a dicho ambiente cambiante; ejemplos clásicos de ello son las diferencias entre especies de estrategias

ecológicas distintas (*i.e.* especies clímax *versus* especies colonizadoras), o entre poblaciones que ocupan rangos batimétricos distintos (Sandoval-Gil *et al.*, 2014).

En la actualidad se emplean tres métodos para la cuantificación de las tasas de fotosíntesis y respiración (Figura 2); éstos son: i) la medición de la evolución de oxígeno por electrodos polarográficos y optodos, ii) la medición de incorporación de carbono inorgánico disuelto (CID, CO₂(aq) y HCO₃⁻) por medio del uso de un IRGA (acrónimo en inglés de infrared gas analyzer) y coulómetros y, iii) mediciones de la fluorescencia de la clorofila-*a* por fluorometría de pulso de amplitud modulada (PAM, acrónimo en inglés de pulse amplitud modulation). Dichos métodos se pueden emplear tanto para mediciones *in situ*, como en laboratorio, y una descripción detallada de los mismos se pueden obtener de la revisión de Silva *et al.* (2009). Hasta donde se tiene conocimiento, la fotosíntesis y respiración sólo han sido estudiados en dos especies de pastos marinos en México: *Zostera marina* y *Thalassia testudinum*. En los estudios realizados en las costas del Pacífico norte (PN) y en la Península de Yucatán (PY), se recoge información, por ejemplo, de las capacidades foto-aclimatativas de los pastos marinos bajo distintas condiciones de irradiancia, frente a distintas condiciones de nutrientes, o a lo largo de ciclos estacionales (Cabello-Pasini *et al.*, 2002; Cabello-Pasini *et al.*, 2003; Cayabyab y Enríquez 2007; Sandoval-Gil *et al.*, 2016). A través de medidas de evolución de oxígeno y biomasa vegetal y, tomando como base un hipotético cociente fotosintético de 1 CO₂:1 O₂, se pueden estimar rangos de incorporación/liberación de C en praderas de *Z. marina* y *T. testudinum*. En dichas praderas se ha estimado que las tasas de fotosíntesis pueden representar incorporaciones máximas de C de hasta 300-800 mmol C m⁻² día⁻¹; en praderas de *Z. marina* esta incorporación puede tener consecuencias clave en los flujos de C aire-agua de cuerpos de agua confinados, como es el caso de la Bahía de San Quintín (PN) (Ávila-López *et al.*, 2016). Los valores de respiración son un orden de magnitud por debajo de las tasas fotosintéticas, se estiman en torno a 50-150 mmol C m⁻² día⁻¹; estas tasas pueden ser más elevadas que la difusión de carbono inorgánico disuelto (CID) a la columna de agua, según algunos reportes de flujos bentónicos (Ibarra-Obando *et al.*, 2004). En términos de incorporación neta de carbono (*i.e.* fotosíntesis-respiración) en México las praderas de pastos marinos de *Z. marina* y *T. testudinum* podrían suponer incorporaciones máximas de hasta 0.1 Mg C ha⁻¹ día⁻¹.

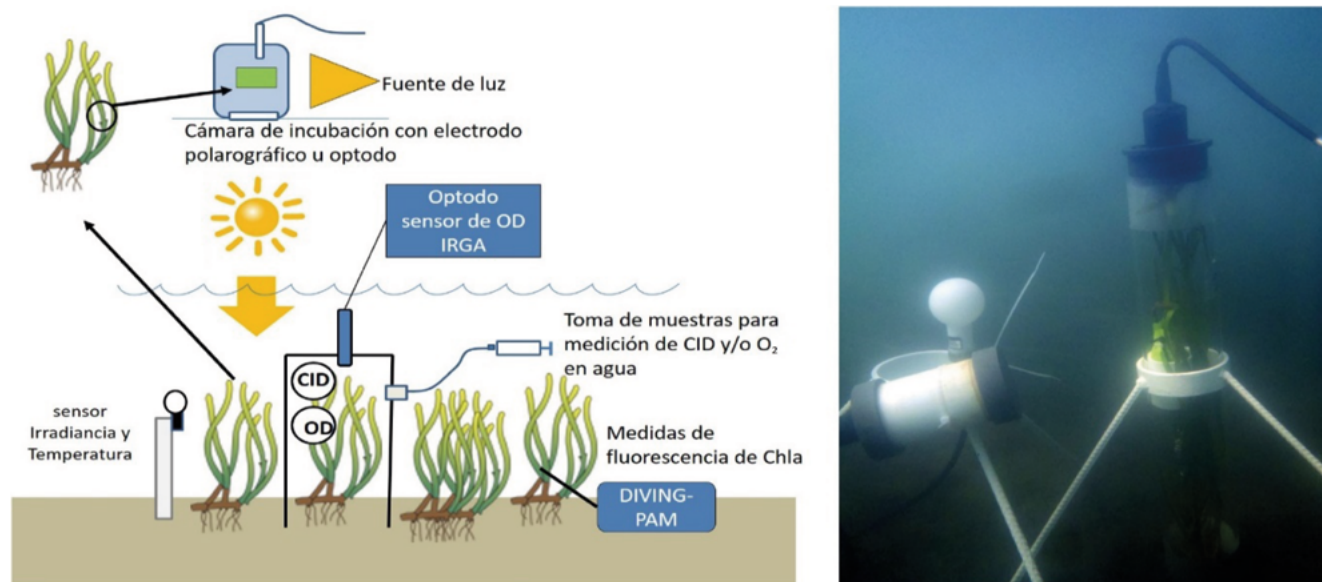


Figura 2. Representación esquemática de los principales métodos de cuantificación de tasas de fotosíntesis y respiración en pastos marinos, tanto *in situ* como en laboratorio (izquierda); a la derecha, fotografía de medición *in situ* de fotosíntesis de *Z. marina*, mediante el uso de optodos y cámaras bentónicas en Bahía de San Quintín (Baja California). Fotografía de J. M. Sandoval-Gil.

Servicios ecosistémicos

Aunque hay relativamente pocas especies de pastos marinos (~70 sp) en comparación con el otro gran grupo de macrófitos marinos sumergidos (macroalgas ~12 000 sp), éstos constituyen la base de muchos hábitats marinos ecológica y económicamente relevantes que brindan diversos servicios ambientales en todo el mundo y, por supuesto, en México. Adicional al ya explicado papel como almacenes de carbono, actúan como zonas para la reproducción y alimentación de peces e invertebrados importantes para pesquerías (Green y Short, 2003). Las praderas de pastos marinos

también contrarrestan los procesos de erosión, atenúan los efectos de huracanes y tormentas, y actúan como trampas de sedimentos en suspensión. Otro importante servicio es el asociado al turismo y al valor estético; entre las especies típicamente asociadas a praderas marinas tropicales se encuentran los sirénidos (dugones y manatíes), tortugas marinas o caballitos de mar (Cuadro 2). Algunos estudios indican que los pastos marinos constituyen el tercer ecosistema con mayor valor económico por hectárea, estimándose un valor anual de hasta \$34 000 dólares por hectárea, superior al de otros ecosistemas emblemáticos como los corales (Short *et al.*, 2011; Constanza *et al.*, 2014).

Cuadro 2. Diferentes tipos de servicios ecosistémicos que proveen los pastos marinos en México (modificada de MEA, 2005).

Servicio	Descripción	Referencias
PROVISIÓN		
Alimento	Algunas comunidades que habitan el Canal del Infiernillo (Sonora) en el Golfo de California cosechaban las semillas de <i>Z. marina</i> , preparaban harina y atole.	Felger <i>et al.</i> , 1980; Felger y Moser, 1976
Recursos medicinales	Algunas especies de pastos marinos han sido foco de estudio para tratar enfermedades humanas.	de la Torre-Núñez <i>et al.</i> , 2012

Cuadro 2. Diferentes tipos de servicios ecosistémicos que proveen los pastos marinos en México (modificada de MEA, 2005). (Continuación).

Servicio	Descripción	Referencias
Materia prima	Sus hojas secas fueron utilizadas para techado (Caribe y Pacífico), rellenos de camas y para realizar numerosas variedades de tejidos.	Felger <i>et al.</i> , 1980
REGULACIÓN		
Regulación de la calidad del aire	Por medio de la fotosíntesis, las praderas de pastos marinos ayudan a eliminar el CO ₂ de la atmósfera ya que lo capturan y lo convierten en parte de sus tejidos; a su vez liberan O ₂ .	Duarte, 1999; Duarte <i>et al.</i> , 2005.
Regulación del clima	Reducen los gases de efecto invernadero	Palacios y Zimmerman, 2007
Purificación del agua y tratamiento de aguas de desecho	Los pastos marinos son considerados como bioindicadores de contaminación y ayudan a regular la calidad y claridad del agua.	Calva y Torres, 2008
Regulación de los riesgos naturales	Protegen a las costas de inundaciones, huracanes. Atenúan las olas y evitan la erosión y resuspensión de materia orgánica.	Flores, 1989
Mantienen las pesquerías	Una gran diversidad de especies comerciales depende de estos ecosistemas.	McArthur y Boland, 2006
SOPORTE		
Formación de Suelo	La biomasa de las praderas al morir forma parte del detritus que deposita en el fondo, formando parte de los sedimentos y con sus raíces evitan la resuspensión.	Duarte y Cebrian 1996
Ciclos Biogeoquímicos	Los pastos marinos tienen un papel relevante en ciclos como el del C y N.	Palacios y Zimmerman, 2007
CULTURALES		
Valores espirituales y religiosos	La comunidad Seri (Sonora) utiliza los ecosistemas como una fuente de conexión espiritual, y se reúnen a sus alrededores para cantar, realizar reflexiones y hacer una comunión con la naturaleza.	Felger <i>et al.</i> , 1980
Valores estéticos	La belleza estética que representan manglares y pastos marinos, así como la gran diversidad que albergan, les confiere un valor estético inigualable.	Barrios y Gómez, 2001
Recreación y ecoturismo	Alrededor de los ecosistemas se realizan un gran número de actividades recreativas, como el buceo libre, el kayak, observación de aves, entre otras.	Luque <i>et al.</i> , 2008



BASES PARA LOS ANÁLISIS

Las bases de datos utilizadas provinieron del trabajo reportado por Herrera-Silveira *et al.* (2018) sobre pastos marinos en territorio nacional. Este trabajo fue realizado a partir de literatura científica publicada y arbitrada, así como literatura *gris* (tesis y reportes técnicos). Los sistemas considerados en la base reportada por Herrera-Silveira *et al.* (2018), fueron lagunas costeras, bahías someras, línea de costa y lagunas arrecifales. Los datos utilizados fueron organizados de acuerdo con las regiones propuestas por la CONABIO: la región Pacífico Norte (PN); la región del Golfo de México (GM) y la región Península de Yucatán (PY); Para las regiones Pacífico Sur y Pacífico Centro no presentaron datos representativos de pastos marinos, por lo cual no fueron incluidos en el trabajo. (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013).

De acuerdo con Herrera-Silveira *et al.* (2018), no se registraron trabajos enfocados de manera explícita al análisis de los almacenes de carbono en pastos marinos sumergidos, a excepción de dos trabajos: uno efectuado en una bahía somera, en la costa de la Península de Yucatán y otro en el complejo lagunar de Bahía Magdalena-Almejas (Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011; Mendoza-Martínez, 2017). Por lo tanto, la base de almacén de carbono utilizó como suministro información del carbono en forma de biomasa y la materia orgánica en sedimentos para realizar estimaciones de acuerdo con las recomendaciones del IPCC (2013) y Howard *et al.* (2014), reportando los resultados en Mg C ha^{-1} .

Para los valores de las emisiones de C en ecosistemas de pastos marinos en México, se utilizaron los datos reportados por (Herrera-Silveira *et al.* 2018) en los cuales se realizó la estimación de la emisión de C desde este hábitat hacia la atmósfera utilizando las aproximaciones de Pendleton *et al.*, (2012) y reportado como emisión potencial por hectárea. En estas estimaciones se consideraron los criterios de la emisión respecto al total del C almacenado y, la emisión tomando las tasas de cambio antrópico mínimas y máximas reportadas en la literatura (Pendleton *et al.*, 2012).

Limitaciones del método de análisis

La información contenida en la base de Herrera-Silveira *et al.* (2018), parte de un conjunto de datos limitado, por lo tanto, deben tomarse con precaución,

debido a que factores no incluidos en las estimaciones pueden influenciar la captura y el almacén de C en los ecosistemas de pastos marinos; algunos de ellos son la especie o la interacción entre especies, la densidad poblacional, el estado de conservación, el tamaño de parche u otros rasgos morfológicos adicionales al paisaje local o regional tales como profundidad, corrientes, aportes de agua, impacto antrópico, etc. Por lo tanto, hay un valor de incertidumbre alto que no fue posible cuantificar. De acuerdo con lo anterior, la base de datos corresponde al Nivel 2 (Tier 2) de acuerdo con los criterios del IPCC (2013).

En la medida que se promueva la investigación sobre los almacenes, la captura y las emisiones de carbono en los pastos marinos de México, este “set” de datos será mejorado y la información disponible proveerá elementos para reducir la incertidumbre. Sin embargo, las estimaciones de carbono almacenado, capturado y emitido por ecosistemas costeros proporcionados en este reporte proveen una línea base a partir del cual se puede seguir construyendo la estrategia de Carbono Azul en México.

RESULTADOS

Distribución de los pastos marinos de México

La distribución espacial de pastos marinos en el litoral mexicano reportada en documentación oficial describe un patrón continuo desde de la Península de Yucatán hasta Laguna de Términos, con presencia intermitente a lo largo del Golfo de México. La CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) reporta praderas en la desembocadura del Río Coatzacoalcos, la cual no se reporta en la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA, 2016); en cambio, la CCA identifica la existencia de pastos a lo largo de las costas de Chiapas en el Pacífico Sur (Figura 3). La intermitencia de la presencia de pastos marinos en el Golfo de México, así como su ausencia en la región del Pacífico Sur, podría deberse a la drástica disminución de la transparencia del agua provocada por el transporte de material suspendido de ríos (Dennison *et al.*, 1993; Orth, 1994).

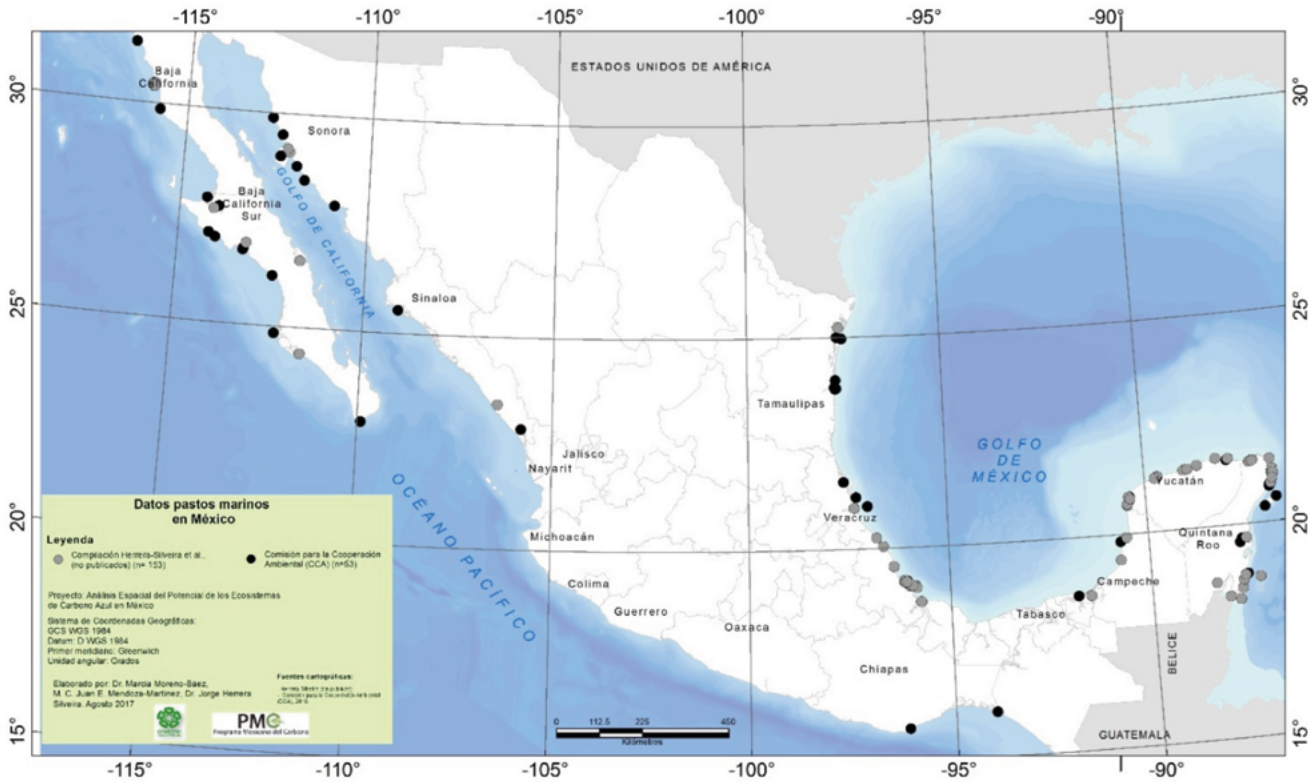


Figura 3. Distribución de pastos marinos en México de acuerdo con fuentes oficiales.

No existen datos de coberturas o áreas.

Fuente: Herrera *et al.*, 2018.

La clasificación de los pastos marinos por tipo hidrodinámico abierto o cerrado es una primera aproximación respecto a la influencia que la velocidad de las corrientes puede tener en los sitios, ya que esta es una variable fundamental en el establecimiento y desarrollo de los pastos marinos. La hidrodinámica actúa en conjunto con la profundidad, disponibilidad de luz, turbidez y salinidad para determinar la presencia y características de las praderas de pastos marinos de las cuales a su vez depende la fijación de carbono. En los sistemas semicerrados (bahías y lagunas costeras) las corrientes son atenuadas,

permitiendo que el asentamiento y estabilidad de las praderas de pastos marinos sea más exitoso con respecto a los ambientes abiertos, en los cuales las macrófitas se encuentran expuestas a corrientes de mayor magnitud. La hidrodinámica en sistemas cerrados favorece tiempos de residencia del agua más largos mientras que en los abiertos se permite la libre circulación de masas de agua potencialmente cargadas de nutrientes y material en suspensión. La Caja 4 muestra la distribución de los almacenes de carbono por tipo hidrodinámico en el país.



Caja 4. Almacenes de carbono por tipo hidrodinámico

La limitante que debe ser considerada en este análisis por tipo hidrodinámico es que gran parte de los estudios disponibles para los ambientes tanto abiertos como cerrados se centran en el Golfo de México y en la Península de Yucatán, mientras que para el Pacífico Norte los estudios fueron limitados (9 estudios) y realizados exclusivamente en ambientes cerrados.

Como resultado del análisis del carbono almacenado en los distintos compartimentos (aéreo y subterráneo) se observa que en algunos sitios los sistemas cerrados (bahías, lagunas costeras) de la Península de Yucatán son más eficientes almacenando carbono en la biomasa viva aérea que en la subterránea. Las características locales propias de la geología cárstica como la presencia de una coraza calcárea laja sobre la cual se presenta escaso sedimento debido a la ausencia de ríos superficiales, que transporten sedimentos hacia la costa, favorecerá un sistema radical de los pastos marinos poco desarrollado con respecto al componente aéreo. Por otra parte, en sitios influenciados por aportes fluviales como los del Golfo de México, los ecosistemas abiertos consisten principalmente en lagunas arrecifales del sistema arrecifal veracruzano. En estos sitios se presentan los mayores almacenes de carbono aéreo con respecto a los cerrados debido a que la influencia de los ríos, los sólidos suspendidos y sedimentos que suministran no permiten que se presenten las condiciones en cuanto a cantidad y calidad de luz requerida para el desarrollo de las fanerógamas marinas.

En cuanto al almacén subterráneo, se estimaron en promedio niveles relativamente más altos de carbono en ecosistemas geomorfológicamente abiertos que aquellos menos expuestos, y esto influencia el resultado del almacén de carbono total. En este sentido el número de trabajos realizados en estos ambientes y la localización de estos influye de sobremanera en los resultados obtenidos, ya que en la parte norte de la Península de Yucatán los sistemas abiertos presentan escasa profundidad, nula influencia de ríos y el transporte de sedimentos en las aguas costeras es bajo, por lo cual puede presentarse un sesgo en los resultados obtenidos (Cuadro C4.1).

Cuadro C4.1. Intervalo y valor promedio del almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg C ha⁻¹) en pastos marinos de ambientes costeros en México con diferente grado de exposición hidrodinámica y número de sitios (n).

Tipo hidrodinámico	Almacén aéreo Mg C ha ⁻¹	n	Almacén subterráneo Mg C ha ⁻¹	n	Total Mg C ha ⁻¹
	Intervalo (media)		Intervalo (media)		Intervalo (media)
Cerrado	<0.3 – 7.6	88	<0.3 – 326	4	<0.3 – 334
	(1)		(395.3)		(96)
Abierto	<0.3 – 6.5	57	<2 - 115	3	<0.3 - 345
	(0.95)		(422)		(115)

Fuente: modificado de Herrera-Silveira *et al.* (2017).

Almacenes de carbono por región

El promedio para el almacén de carbono total en los pastos marinos fue de 98.6 ± 11.47 Mg C ha⁻¹. En la PY se presentaron los mayores almacenes con 96.69 ± 12.23 Mg C ha⁻¹, mientras que el menor almacén se registró en el PN con 19.32 ± 7.93 Mg C ha⁻¹. Respecto al carbono aéreo, los valores más altos se

presentaron en la PY y correspondieron a 0.981 ± 1.13 Mg C ha⁻¹, y los valores más bajos en el PN (0.58 ± 0.75 Mg C ha⁻¹). En cuanto al carbono subterráneo, la PY con 95.71 ± 11.09 Mg C ha⁻¹ presentó el valor promedio más alto, mientras que el PN registró los valores promedio más bajos 18.74 ± 7.23 Mg C ha⁻¹. En la Figura 4 se presentan los valores promedio por región con el error estándar.

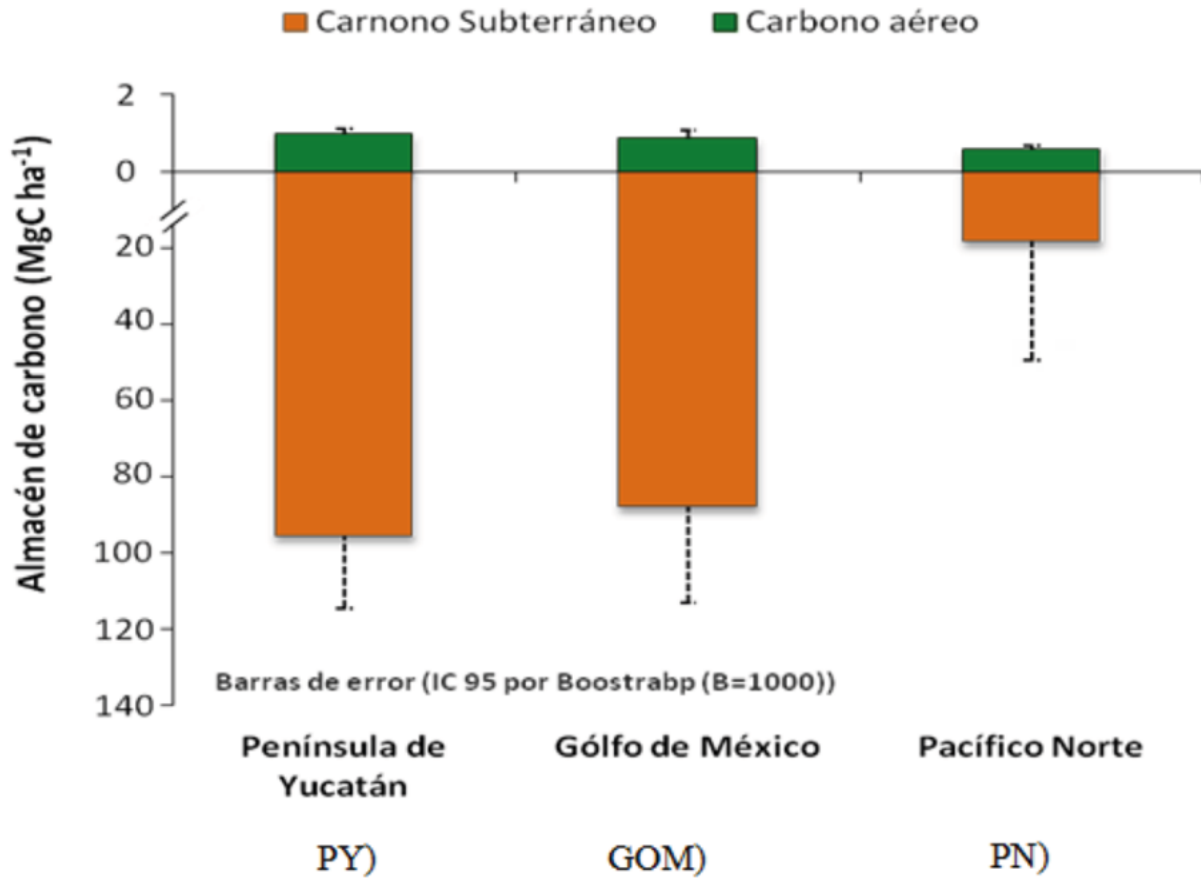


Figura 4. Valores promedio del almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg de C ha⁻¹) en pastos marinos de tres regiones de México.

Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

La Figura 5 muestra el almacén de carbono total aéreo + subterráneo en cada región geográfica del país. Los valores de carbono total más altos 300 - 327 Mg C ha⁻¹ se registraron específicamente en bahías y lagunas costeras de Campeche y Quintana Roo. Las praderas de pastos del Golfo de México influenciadas por el Río Jamapa mostraron niveles altos de carbono almacenado del orden de 200 a 260 Mg C ha⁻¹ en las inmediaciones de Boca del Río, así como en un área demarcada por formaciones arrecifales frente a la localidad de Antón Lizardo (Veracruz).

En el área del PN valores de 99 y 202 Mg C ha⁻¹ fueron reportados para bahías en Baja California Sur por Cota Lucero (2017) (Figura 5). Asimismo, en la localidad costera de la porción centro-norte de Yucatán (Río Lagartos) se presentaron valores de carbono de hasta 270 Mg C ha⁻¹. Finalmente, en la región este (los Petenes) de la misma península se registraron niveles de carbono total en el límite máximo de lo registrado en este capítulo (>300 Mg C ha⁻¹). Aunque en dicha zona predominan las aguas en condiciones oligotróficas,

también está sometida a la influencia de manglares de franja de esta zona, por lo que los almacenes de carbono subterráneo pueden tener influencia de este otro ecosistema de carbono azul. En el Cuadro 3 se puede consultar la contribución desglosada de cada entidad federativa al total regional.

La existencia de registros que se sobreponen espacialmente es consecuencia de que la información producida en distintos estudios puede involucrar distintas instituciones y grupos de trabajo, así como distintos procedimientos metodológicos, o hasta diferente parche (denso, ralo) dentro de la misma pradera. Las diferencias entre los datos de almacenes de carbono reportados para un mismo sitio son evidentes en la zona del Parque Marino de Cancún y Punta Nizuc. En esta zona, además de la variabilidad intrínseca atribuida a la multiplicidad de técnicas utilizadas, es importante hacer notar que estas especies de pastos son anuales y, por lo tanto, presentan diferencias significativas en su porte a lo largo del año.

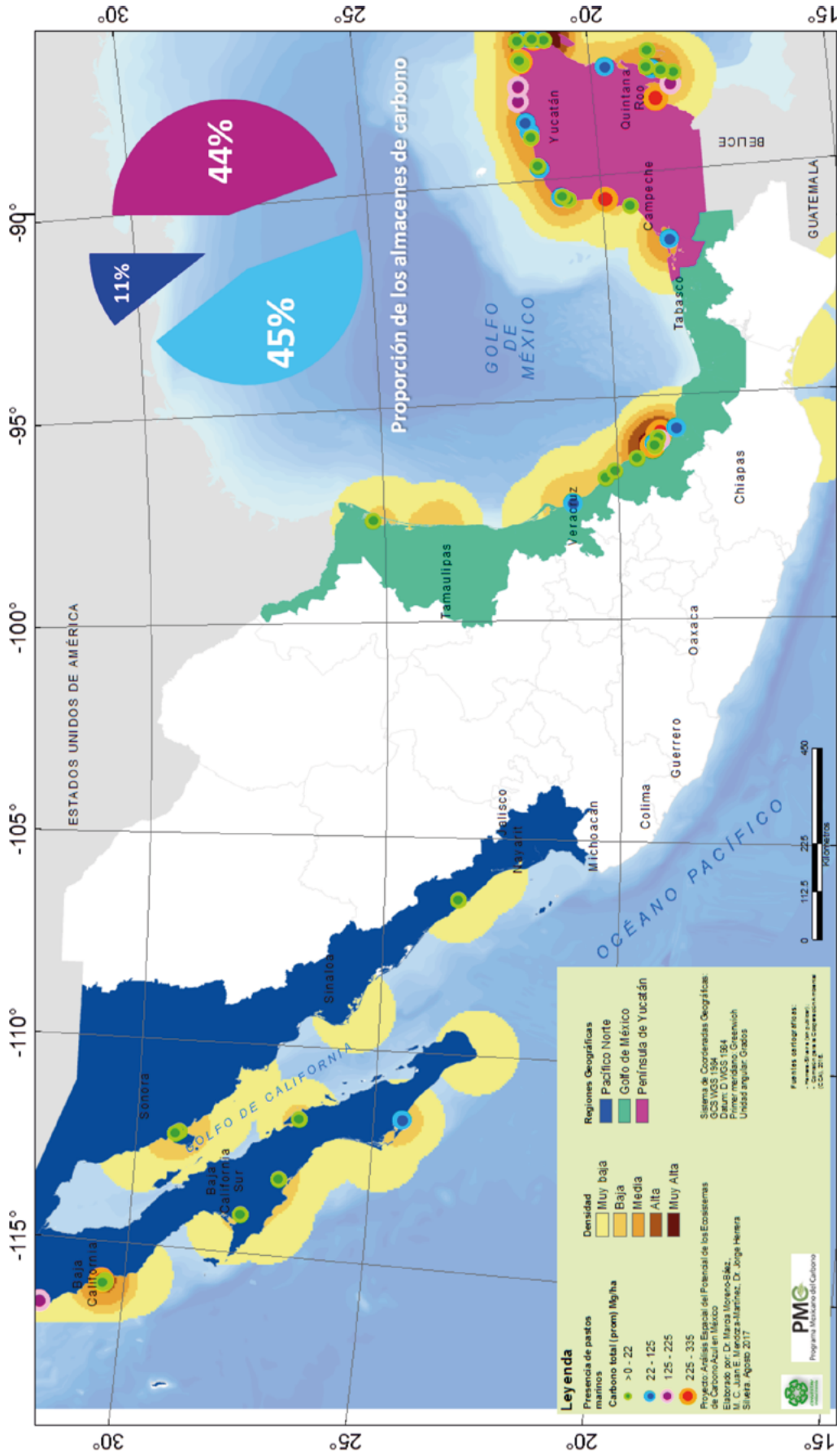


Figura 5. Almacén de carbono total aéreo + subterráneo en cada región geográfica. El sedimento fue estandarizado a 100 cm. La densidad hace referencia a la distribución potencial de pastos marinos de acuerdo con las condiciones ambientales. Autor: Moreno-Báez Marcia. Fuente: Herrera Silveira *et al.*, 2018).

Cuadro 3. Almacenes de carbono aéreo y subterráneo valores promedio y error estándar en pastos marinos por entidad federativa de cada región en Mg C ha⁻¹, en paréntesis se indica el total de estudios incluidos (n).

Región/ Estado	Especies	Sitios incluidos en evaluación		C _{org} aéreo (CA)	C _{org} subterráneo (CS)	TOTAL CA+CS
PACÍFICO NORTE						
BCN	ZM, PS, PT	Bahía: San Quintín		0.56 ± 0.62 (21)	36.96 ± 75.28 (12)	37.53
BCS	ZM, PS, PT, HW, RM.	Bahía: Magdalena-Almejas, Concepción; Lagunas costeras: Ojo de liebre, San Ignacio		0.52 ± 0.51 (26)	13.66 ± 43.92 (25)	14.18
SIN	RM	Laguna costera: Verde		1.41 ± 1.07 (2)	1.52 (1)	2.93
SON	ZM	Costa: Punta Víbora, Punta Chueca		0.73 ± 0.06 (4)	0.13 ± 0.058 (4)	0.86
GOLFO DE MÉXICO						
TAMP	HW	Laguna costera: Madre		0.19 (1)		0.19
VER	TT, HW, RM, SF	Laguna arrecifal: SAV; Lagunas Costeras: Tamiahua, La Mancha, Alvarado, Tampamachoco, Grande y Chica; Estero: Casitas,		0.88 ± 1.27(40)	89.32 ± 118.15 (27)	90.20
PENÍNSULA DE YUCATÁN						
CAMP	HW, SF, TT	Laguna costera: Términos, Bahías: Campeche, Costa: Isla arenas y Tenabo		1.18 ± 1.23 (15)	106.08 ± 149.6 (54)	107.25
YUC	TT, HW, SF, RM	Laguna costera: Celestún, Chelem, Dzilam, R. Lagartos; Costa: Celestún-El Cuyo		1.41 ± 1.424 (29)	116.62 ± 113.7(10)	118.03
QROO	HW, SF, RM, Rm, TT	Laguna: Yalahau, Nichupte-Bojorquez, Puerto Morelos, Bacalar; Bahías: Ascension, Chetumal Laguna arrecifal: Xahuayxol, Cancún, Punta Nizuc, Mahahual, Xcalac, Rio Indio, Contoy, I. Mujeres, Chinchorro,		0.70 ± 1.21 (55)	87.67 ± 124.81(35)	88.38

Clave de especies: *Zostera marina* (ZM); *Phyllospadix scouleri* (PS); *Phyllospadix torreyi* (PT); *Halodule wrightii* (HW); *Halophila decipiens* (HD); *Halophila engelmanni* (HE); *Syringodium filiforme* (SF); *Ruppia mexicana* (Rm*); *Ruppia maritima* (RM); *Thalassia testudinum* (TT). *Nueva especie **Especie invasora.
Fuente: Herrera-Silveira et al. (2017).



La Caja 5 muestra los valores de los almacenes de carbono por tipo hidrodinámico en los sitios con información de pastos marinos del país.

Caja 5. Mapas de los sitios de pastos marinos por ambiente hidrodinámico.

Las Figuras C5.1 muestra la distribución de sitios de pastos marinos en ambiente hidrodinámico cerrado y la Figura C5.2 en ambiente abierto.

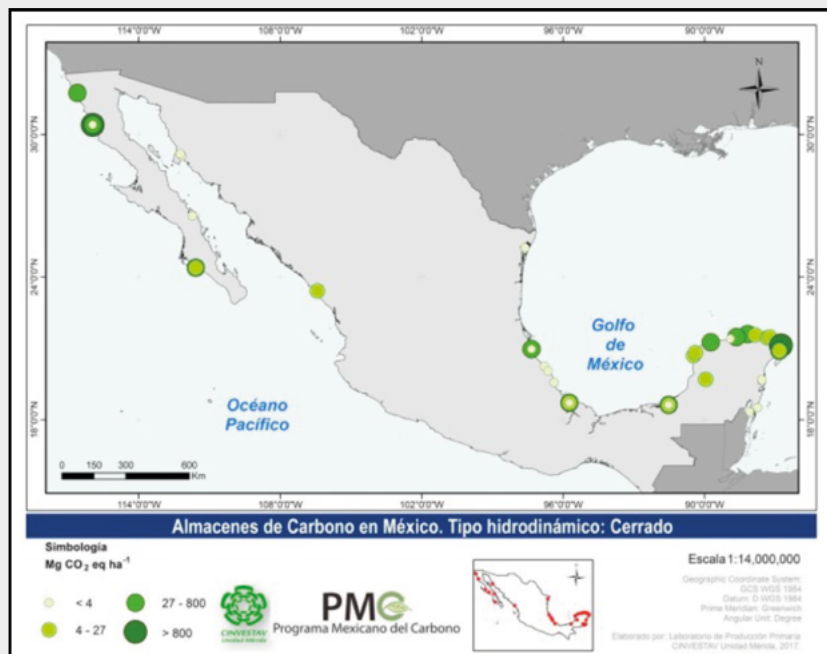


Figura C5.1. Sitios de Pastos Marinos donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono total (carbono aéreo + subterráneo) en ecosistemas cerrados (lagunas costeras y bahías someras).

El sedimento fue estandarizado a 100 cm.

Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

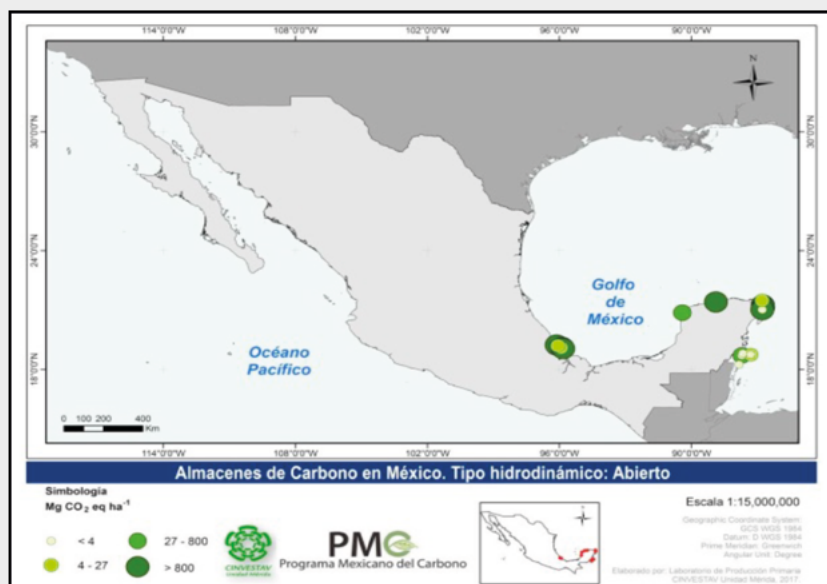


Figura C5.2. Sitios de Pastos Marinos donde se cuenta con datos para el cálculo del almacén de carbono total (carbono aéreo + subterráneo) para los ecosistemas abiertos (marino y arrecifal).

El sedimento fue estandarizado a 100 cm.

Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

Emisiones de CO₂ por diversos factores antrópicos a nivel región

En la Figura 6 se muestran las misiones de CO₂ asociadas a los escenarios analizados. En el escenario extremo (100% de pérdida del carbono almacenado),

las emisiones potenciales de CO₂ por pérdida total de las praderas de pastos marinos de México (919 300 ha), serían de alrededor de 3419 796 Mg CO₂; un escenario más conservador (25% de pérdida del carbono almacenado) arrojaría una estimación de emisión de 854 949 Mg CO₂.

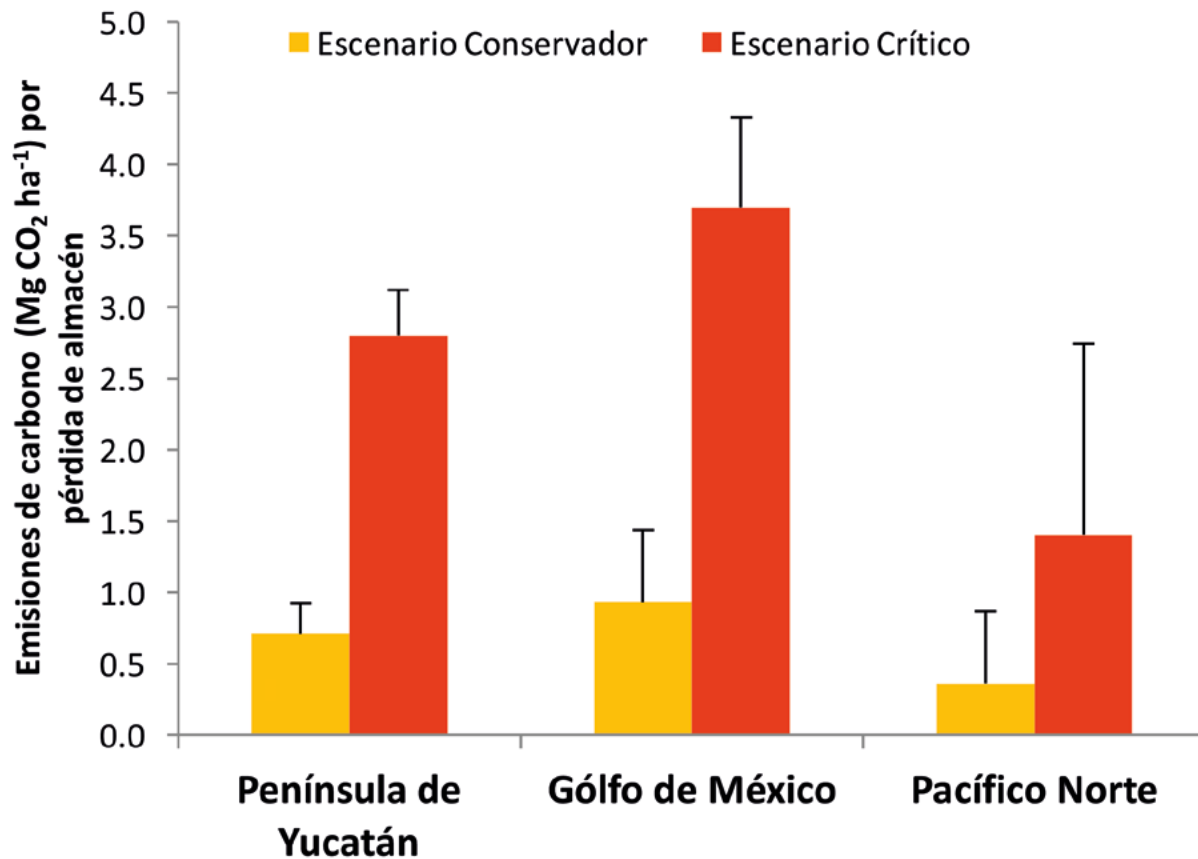


Figura 6. Valores medios de emisiones en cada escenario por región. Barras de incertidumbre representan el EE máximo de cada escenario (conservador y crítico).

Península de Yucatán con n=55; Golfo de México con n=73; Pacífico Norte con n=25.

Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

Como consecuencia del deterioro de la calidad del agua en la región del Golfo de México, derivado tanto de estresores ambientales persistentes como emergentes ante la inminente explotación petrolera de zonas profundas, los pastos marinos podrían reducir su cobertura y liberar de 0.93 y hasta 3.72 Mg CO₂ ha⁻¹. Estos números se acercan a la emisión potencial de 0.71 y hasta 2.84 Mg CO₂ ha⁻¹ en el escenario extremo de los pastos de la región Península de Yucatán. Esto podría ocurrir si desaparecen las amplias praderas que se desarrollan en las inmediaciones de desarrollos turísticos, que suponen un modelo de alto impacto para la flora y fauna nativa.

Finalmente, en la región Pacífico Norte se estimaron los valores más bajos de emisión por hectárea con 0.36 y hasta 1.44 Mg CO₂ ha⁻¹. Cabe recalcar que, a la fecha, los trabajos que presentan información o mapas de la extensión (o cobertura) espacial de las praderas de pastos marinos son escasos, esta información es necesaria para que las estimaciones de emisiones de carbono sean robustas y útiles para dimensionar la importancia de mitigación que tiene este ecosistema. En el Cuadro 5 se presenta el desglose por entidad federativa de las emisiones por pérdida de pastos marinos, así como las principales amenazas a este ecosistema.

Bajo un contexto global, la Figura 7 presenta el desempeño ecológico de los pastos marinos para almacenar carbono a distintas latitudes. El almacén por el componente foliar y subterráneo de los pastos marinos en México es comparable con lo reportado para la mayoría de los ambientes del mundo, excepto para el caso de *Posidonia oceanica* en el Mar Mediterráneo, que

puede acumular varios metros de material rizomático en su compartimento subterráneo (*i.e.* terrazas). En este sentido, el C acumulando en promedio en sedimentos de pastos marinos mexicanos sólo supone el 25% del carbono almacenado en sedimentos de praderas mediterráneas.

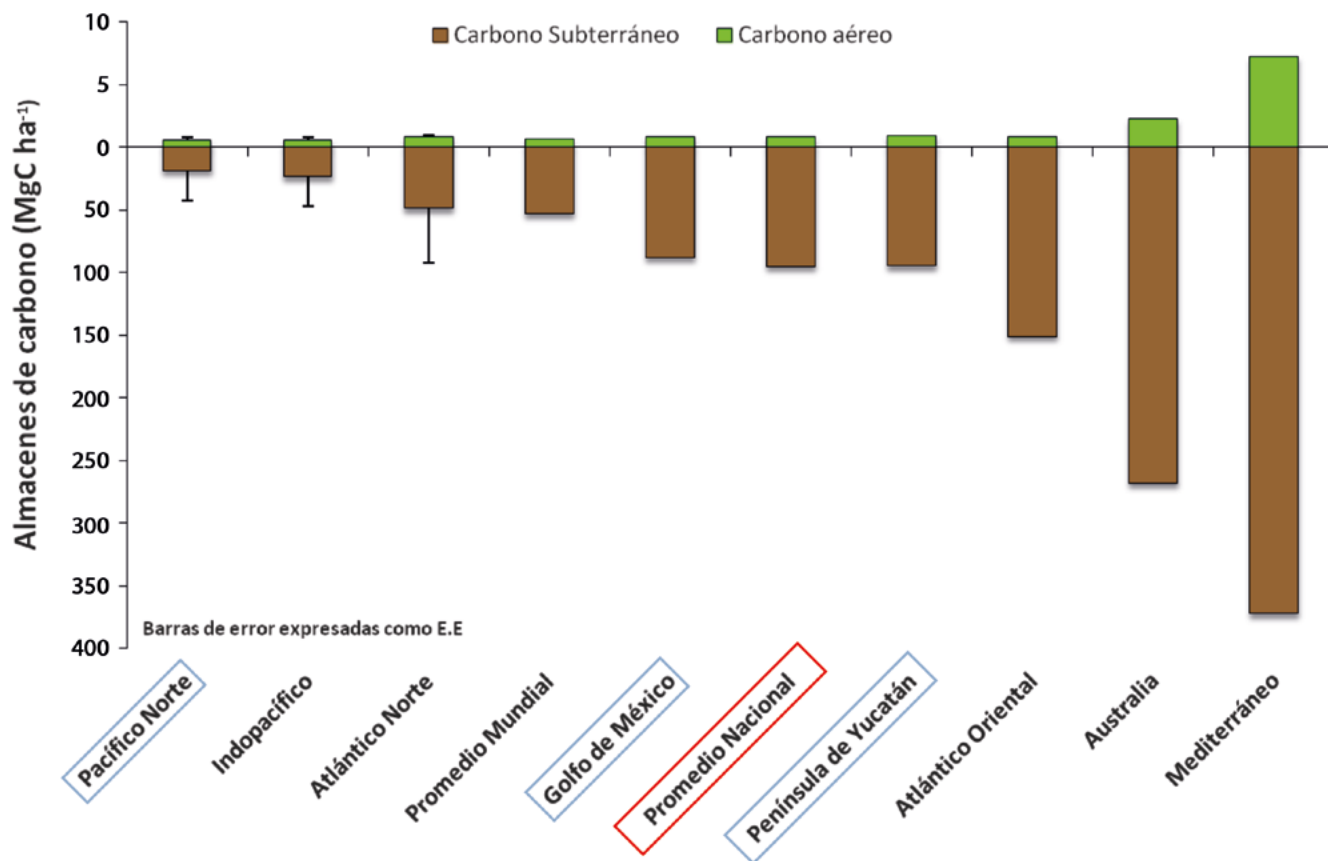


Figura 7. Resumen comparativo del almacén de carbono en pastos marinos de México respecto a otras regiones del mundo. Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

DISCUSIÓN

Este capítulo pone en evidencia la falta de estudios que cuantifiquen los almacenes de C en las comunidades de pastos marinos de México. Los trabajos no consideran

la gama de escenarios físico-ambientales que influye tanto en los rasgos morfométricos y biológicos de los pastos marinos, como a nivel de las características de la comunidad, todos ellos condicionantes de la capacidad de almacenar C.

Cuadro 5. Detalles de las emisiones de CO₂ mínimas y máximas estimadas (Mg CO₂ ha⁻¹) y principales causas de la pérdida de cobertura de pastos marinos de pastos marinos.

Región/ Estado	Especies	Sitios incluidos en evaluación	Emisión de CO ₂		Causas de la pérdida de pastos marinos sumergidos
			Min	Máx	
BCN	ZM, PS, PT	Bahía: San Quintín	0.4 ± 0.19 (4)	3.25 ± 1.93 (13)	Actividades económicas
BCS	ZM, PS, PT, HW, RM.	Bahía: Magdalena-Almejas, Concepción; Laguna costera: Ojo de liebre, San Ignacio	0.74 (1)	2.81 ± 2.74 (7)	Sobrepesca/Asentamientos humanos
SIN	RM	Laguna costera: Verde	0.01 (1)	0.21 (1)	Acuicultura
SON	ZM	Costa: Punta Vibora, Punta Chueca	0	0.08 ± 0.01 (2)	Asentamientos humanos
GOLFO DE MÉXICO					
TAM	HW	Laguna costera: Madre	0	1.90 (1)	Deforestación en cuenca alta, Infraestructura: presas y desvío de cauces, Azolvamiento, Especies invasoras
VER	TT, HW, RM. SF	Laguna arrecifal: SAV; Lagunas Costeras: Tamiahua, La Mancha, Alvarado, Tampamachoco, Grande y Chica; Estero: Casitas,	0.39 ± 0.09 (23)	2.29 ± 0.66 (33)	Enriquecimiento por nutrientes en ríos/ Eutrofización
PENÍNSULA DE YUCATÁN					
CAM	HW, SF, TT	Laguna costera: Términos, Bahías: Campeche, Costa: Isla arenas y Tenabo	0.46 ± 0.23 (6)	1.06 ± 0.01 (14)	Infraestructura costera, petrolera/Asentamientos humanos
YUC	TT, HW, SF, RM	Lagunas costeras: Celestún, Chelem, Dzilam, R. Lagartos; Costa: Celestún-EI Cuyo	0.40 ± 0.13 (11)	0.88 ± 0.01 (23)	Asentamientos humanos/ Turismo
QRoo	HW, SF, RM, TT	Laguna: Yalahau, Nichupte-Bojorquez, Puerto Morelos, Bacalar; Bahías: Ascensión, Chetumal Laguna arrecifal: Xahuayxol, Cancún, Punta Nizuc, Mahahual, Xcalac, Río Indio, Contoy, I. Mujeres, Chinchorro,	0.46 ± 0.1 (22)	0.83 ± 0.01 (55)	Turismo/Infraestructura/ Otras actividades económicas

Clave de especies: *Zostera marina* (ZM); *Phyllospadix scouleri* (PS); *Phyllospadix torreyi* (PT); *Halodule wrightii* (HW); *Halophila decipiens* (HD); *Halophila engelmanni* (HE); *Syringodium filiforme* (SF); *Ruppia maritima* (RM); *Thalassia testudinum* (TT).
Fuente: Herrera-Silveira et al., 2017.



Se observaron grandes diferencias entre los almacenes de carbono para la Península de Yucatán y el Golfo de México, ambas regiones con las concentraciones mayores de carbono en sus respectivos hábitats de pastos marinos. Esto puede estar relacionado con las perturbaciones en el área de la cuenca de drenaje. El cambio de uso de suelo y el manejo del agua han favorecido condiciones de impacto para las praderas de pastos marinos en las inmediaciones de estuarios, derivadas del deterioro de la calidad del agua, incremento de sólidos suspendidos y eutrofización (Rivera-Guzmán *et al.*, 2014). El desarrollo turístico en regiones como la porción oriental de la Península de Yucatán también se presenta como factor de impacto en las praderas sumergidas (Herrera-Silveira *et al.*, 2000). Las emisiones potenciales de carbono por pérdidas de vegetación podrían llegar a ser de dimensiones importantes ($0.85 - 3.4 \text{ Tg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$), por lo que es necesario implementar estrategias para conservar y restaurar dichos ecosistemas. Es evidente que se requiere un esquema integral y protocolos estandarizados de medición. Sin embargo, los trabajos revisados en este capítulo sientan las bases para evaluar dichos almacenes en las tres regiones marinas del país.

La distribución y desarrollo de los pastos marinos mexicanos, permite destacar el grado de plasticidad ecológica para desarrollarse bajo una amplia gama de condiciones ambientales y generar C acumulado.

De los escasos estudios que evalúan el almacén de carbono en estos hábitats, aquellos donde se implementaron mediciones directas del almacén de carbono subterráneo corresponden a las zonas de la Península de Yucatán y sur de Baja California. Asimismo, los resultados indican que el carbono almacenado en las praderas de pastos marinos de México es similar entre los ambientes ubicados a lo largo de la Península de Yucatán y el Golfo de México. Los reportes existentes para sistemas del Pacífico Norte corresponden únicamente a ambientes cerrados, con valores de carbono almacenado generalmente menores a los del Golfo de México y Península de Yucatán.

SIGUIENTES PASOS

Es evidente que la investigación y evaluación de almacenes y flujos de carbono en los pastos marinos de México son más escasas que las llevadas a cabo sobre otro ecosistema emblemático de carbono azul como son los manglares. Entre las acciones que deben tomarse para reducir esta brecha, se destaca el determinar la

extensión y cobertura de los pastos marinos a escala país, región, paisaje y localidad. En estas evaluaciones se deberán incluir datos de hidrodinámica, relación luz/profundidad, tipo de sedimento, fuentes potenciales de carbono, fuentes de impacto, entre otros. La evaluación de las tasas de sedimentación por métodos de radioisótopos es otro gran vacío de información en estos ecosistemas. A partir de esta información se deben desarrollar series multitemporales de los pastos marinos por localidad, para su uso en el establecimiento de líneas de base espacialmente explícitas.

Los almacenes de carbono de los pastos marinos mexicanos están subvalorados y aún lo está más sus flujos de carbono asociados. Se debe incentivar la investigación de flujos verticales y horizontales de carbono para identificar las características de las praderas y su funcionamiento como almacenes, sumideros, exportadores, importadores o transformadores de carbono. Los servicios ambientales relacionados con los almacenes y flujos de carbono deben evaluarse en paralelo como estrategia de adaptación basada en ecosistemas.

Finalmente, se deben desarrollar herramientas de modelación de la dinámica biogeoquímica para la generación de escenarios de impactos antropogénicos o asociados al cambio climático y analizar los cambios relacionados.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El análisis de la información recopilada acerca del C azul almacenado en el ecosistema de pastos marinos permitió estimar un valor promedio para el almacén de carbono en pastos marinos de México el cual es equivalente a $98.6 (1 - 405) \text{ Mg C ha}^{-1}$; también se estimó que el mayor almacén de C está localizado en los sedimentos, representando alrededor de 98% del total. La región de la Península de Yucatán fue la región más relevante para el almacén de C en pastos marinos. Por otra parte, se identificó que las emisiones de C más altas por degradación de praderas podrían corresponder al Golfo de México ($3.7 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$), debido tanto a la extensión de praderas como a las presiones costeras existentes en esta región. Dicho escenario requiere de esfuerzos urgentes para la conservación y restauración de pastos marinos en esta región.

Con base a los resultados de este trabajo se identificaron vacíos de información indispensable para valorar el desempeño de los pastos marinos mexicanos en la mitigación del aumento de los gases efecto

invernadero. El 60% de la información recopilada requiere actualización y el 90% la incorporación de análisis espaciales y protocolos estándar que permitan tanto aumentar el conocimiento como reducir la incertidumbre asociada. Alinear estos esfuerzos permitirá conjuntar un acervo de información con atributos acordes en cantidad y calidad, con los requerimientos de agencias internacionales (concepto de nivel, *Tier* del IPCC).

En cuanto a los flujos de C, la información disponible es muy limitada, únicamente se identificaron trabajos relacionados con la asimilación de C por la fotosíntesis

donde se observó que los pastos marinos mexicanos presentan una alta variabilidad en la capacidad de secuestro de C; Sin embargo, aún se desconocen procesos de descomposición de biomasa, respiración del sedimento y componentes del flujo horizontal por lo que en este sentido se requiere investigación científica sobre las tasas de captura y pérdida por diversas fuentes de presión, que son requeridos como insumos para poder modelar cambios en los almacenes de carbono asociados a distintos factores naturales y antropogénicos. En la caja 6 se presenta una sinopsis de los resultados más relevantes de este capítulo.

Caja 6. Pastos marinos de México: almacenes, flujos y regiones.

El almacén de carbono aéreo en los pastos marinos de México es bajo ($0.809 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Sin embargo, el componente subterráneo es considerablemente mayor ($67.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Las fuentes de carbono del componente subterráneo son tanto autóctonas como alóctonas (manglares, vegetación terrestre, entre las más importantes). Respecto a los flujos, la captura de carbono a través de la fotosíntesis es estimada a una tasa de $300\text{-}500 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, mientras que en la respiración se emiten entre $50\text{-}150 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ esto se traduce en un secuestro neto de $0.1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$. Las emisiones estimadas por remoción de pastos marinos en México varían entre 0.31 y $1.53 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$.

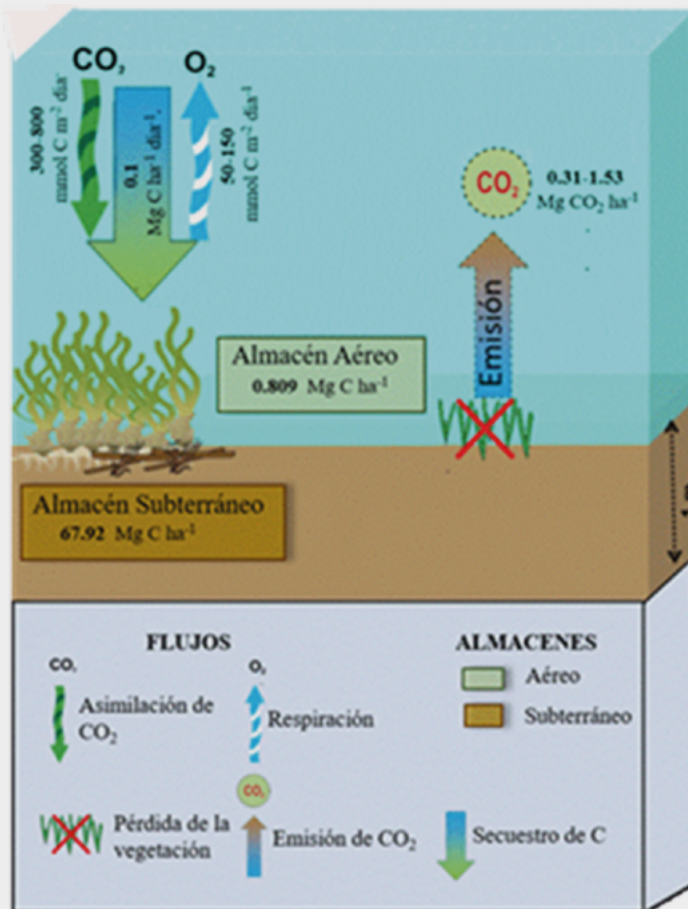


Figura C6.1. Diagrama de los principales almacenes y flujos de carbono en los pastos marinos mexicanos

Autor: Sara Morales.

Fuente: Herrera-Silveira *et al.*, 2018.

Caja 6. Pastos marinos de México: almacenes, flujos y regiones (Continuación).

Hay diferencias regionales en la distribución espacial de los pastos marinos y en el tipo y magnitud de impacto por actividades en las costas, los almacenes de carbono, la estimación de las emisiones potenciales de CO₂ y las principales amenazas al ecosistema de pastos marinos.

En la Península de Yucatán y el Golfo de México los almacenes de carbono son altos, pero también los son las emisiones estimadas de CO₂. En el Pacífico norte los almacenes de carbono son bajos y las emisiones fueron relativamente altas. El tipo e intensidad de las actividades humanas que representan fuentes de presión, hacen muy vulnerable a este ecosistema en PY y GM, y menos en PN.

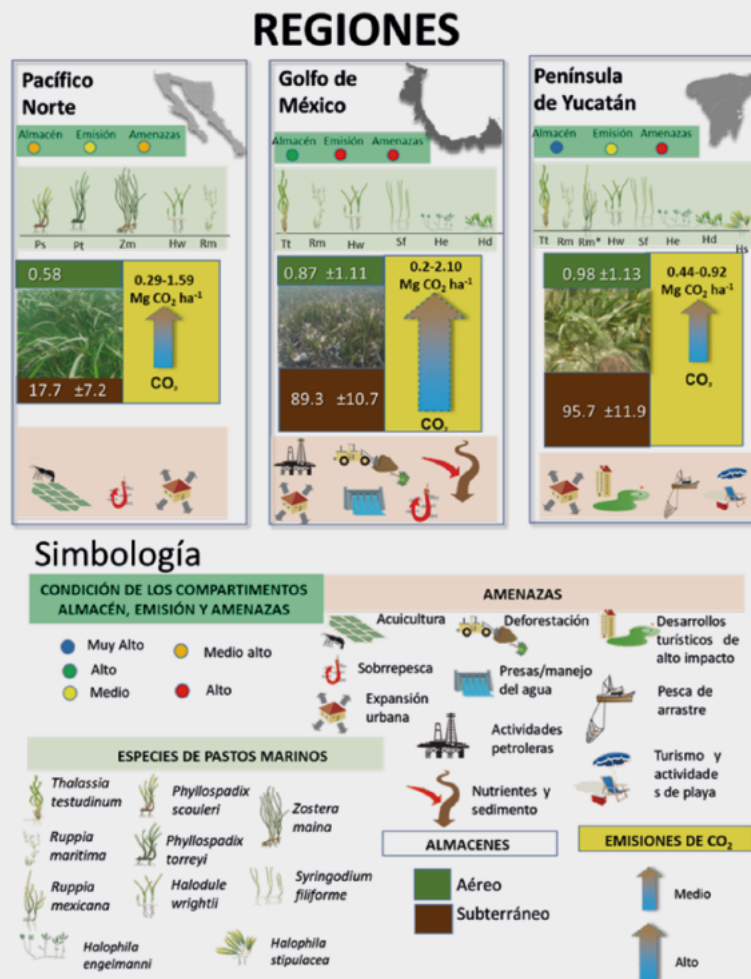


Figura C6.2. Síntesis de almacenes, emisiones potenciales de carbono, y principales amenazas a los pastos marinos por región. Se indica la valoración para cada componente.

Autor: Sara Morales-Ojeda.

Fuente: Herrera-Silveira *et al.*, 2018.

Específicamente se recomienda conducir estudios encaminados a determinar la vulnerabilidad de los almacenes de carbono en pastos marinos como resultado de procesos locales que ejercen una presión ambiental crónica, como el empobrecimiento de la calidad de agua afectada por el turismo masivo; también se debe atender a los potenciales efectos de las filtraciones de petróleo en zonas donde dichas actividades de extracción son comunes o se pretenden establecer.

Finalmente, se requiere analizar la respuesta de las praderas marinas ante la incidencia de tendencias de cambio climático a escala global, como el aumento de la profundidad en los linderos de la línea costera ligado con el incremento del nivel medio del mar o el calentamiento del agua de mar; también se requieren analizar las consecuencias del cambio climático a escalas temporales y espaciales más amplias, como eventos oceanográficos y atmosféricos anómalos

(i.e. ENSO, olas de calor). Algunos descriptores importantes que se deberán analizar son la capacidad de los pastos para articular una producción neta, la capacidad de almacenar el excedente de carbono en los primeros centímetros de sedimentos, así como los flujos de carbono en los pastos marinos, y entre estos sistemas y su entorno (columna de agua y sedimento). También deben ser evaluados los efectos de factores como el hidrodinamismo, las fuentes de carbono, la transparencia/profundidad, las interacciones bióticas, etc., en la variabilidad de la capacidad de almacenaje/secuestro de carbono de praderas sumergidas.

AGRADECIMIENTOS

Este capítulo es resultado de numerosos estudios realizados por un sin número de investigadores, a todos ellos se agradece y reconoce su esfuerzo y dedicación. El trabajo de recopilación, análisis y síntesis ha sido gracias a diferentes fuentes de financiamiento, por lo que se agradece a PNUD e INECC por (Proyecto CSP-2016-057), CONABIO (FB128/B019/94) y al CONACYT (proyectos 904672, 4147P-T, 2356-T, G34709, 21336, 66223 y M0023).

LITERATURA CITADA

- Adhikari, S., R.M. Bajracharaya and B. Sitaula. 2009. A Review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. *Journal of Wetlands Ecology* 2:41-45.
- Andersson, A.J., F.T. Mackenzie and A. Lerman. 2005: Coastal ocean and carbonate system in the high CO₂ world of the anthropocene, *American Journal of Science*. 305: 875–918.
- Aller, R.C. and N.E. Blair. 2006. Carbon remineralization in the Amazon-Guianas tropical mobile mudbelt: A sedimentary incinerator, *Continental Shelf Research* 26: 2241–2259.
- Avelar, S., T. Van der Voort and T. Eglinton. 2017. Relevance of carbon stocks of marine sediments for national greenhouse gas inventories of maritime nation. *Carbon Balance Manage.* doi: 10.1186/s13021-017-0077-x
- Ávila-López, M. C., J.M. Hernández-Ayón., V.F. Camacho-Ibar., A.F. Bermúdez., A. Mejía-Trejo., I. Pacheco-Ruiz and J.M. Sandoval-Gil. 2017. Air–water CO₂ fluxes and net ecosystem production changes in a Baja California coastal lagoon during the anomalous north Pacific warm condition. *Estuaries and Coasts* 403: 792-806. doi: 10.1007/s12237-016-0178-x.
- Barrios, L. M. y D. Gómez. 2001. Estado de las praderas de pastos marinos. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. Santa Marta. Colombia pp. 41-51.
- Boström, C. and E. Bondsdorff. 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity - the importance of seagrass shoot density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 205:123-138.
- Burdige, D. J. and T. Komada. 2011: Anaerobic oxidation of methane and the stoichiometry of remineralization processes in continental margin sediments, *Limnology and Oceanography* 56:1781–1796.
- Burdige, D. J. 2011. Estuarine and Coastal Sediments – Coupled Biogeochemical Cycling, *Treatise, Estuaries and Coast Science* 5: 279–316.
- Burdige, D.J., X. Hu, and R.C. Zimmermann. 2010. The widespread occurrence of coupled carbonate dissolution/precipitation in surface sediments on the Bahamas Bank, *American Journal of Science*. 310: 492–521.
- Cai, W.J. 2011. Estuarine and Coastal Ocean Carbon Paradox: CO₂ Sinks or Sites of Terrestrial Carbon Incineration?, *Annual Review of Marine Science* 3: 123–145.
- Chen, C.T., A. H.T Huang, Y.H. Fu, Y. Bai and X. He. 2012. Strong sources of CO₂ in upper estuaries become sinks of CO₂ in large river plumes, *Current Opinion Environmental Sustainability* 4:179–185.
- Cabello-Pasini, A., C. Lara-Turrent and R.C. Zimmerman. 2002. Effect of storms on photosynthesis, carbohydrate content and survival of eelgrass populations from a coastal lagoon and the adjacent open ocean. *Aquatic botany* 7:149-164.
- Cabello-Pasini, A., R. Muñoz-Salazar and D.H. Ward. 2003. Annual variations of biomass and photosynthesis in *Zostera marina* at its southern end of distribution in the North Pacific. *Aquatic botany* 7:31-47.
- Calem, J.A. and J.W. Pierce. 1993. Distributional control of seagrasses by light availability, Twin Cays, Belize, Central America. *Atoll Research Bulletin* 387:1-13.
- Calva, L. G. y R.Torres. 2008. Macroalgas y pasto marino, útiles bioindicadores de contaminación por hidrocarburos fósiles en sistemas acuáticos. UAM, Depto Hidrobiología DCBS 68:38-46.
- Calva-Benítez, L.G. y R. Torres-Alvarado. 2011. Carbono orgánico y características texturales de sedimentos en áreas del pasto marino *Thalassia testudinum* en ecosistemas costeros del sureste del golfo de México. *Universidad y Ciencia* 272:133-144.
- Carruthers TJB, B. van Tussenbroek and W.C. Dennison. 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuaries Coastal and Shelf Science* 64:191–199.
- Cayabyab, N. M. and S. Enríquez. 2007. Leaf photoacclimatory responses of the tropical seagrass *Thalassia testudinum* under mesocosm conditions: a mechanistic scaling-up study. *New Phytologist* 17:108-123.



- Cervantes, A. and E. Quintero. 2016. La importancia de conservar las praderas de pastos marinos. CONABIO. Biodiversitas 128:12-16.
- CCA. 2016. Carbono azul en América del Norte: evaluación de la distribución de los lechos de pasto marino, marismas y manglares, y su papel como sumideros de carbono. Comisión para la Cooperación Ambiental. Montreal, Canadá. 58 p.
- CEE. 2013. Collaboration for Environmental Evidence. 2013. Guidelines for systematic reviews in environmental management. Version 4.2. Environmental Evidence: www.environmentalevidence.org/Documents/Guidelines/Guidelines4.2.pdf (Consulta: Octubre 12, 2017)
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. Van der Ploeg, S.J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Stephen Farber and R.K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26:152–158.
- Cruz-Palacios, V. and B.I. Van Tussenbroek. 2005. Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 324:44-60.
- de la Torre Núñez, E., I. Rodeiro Guerra., R. Menéndez Soto del Valle and D. Pérez Carrasco. 2012. *Thalassia testudinum*, una planta marina con potencialidades de uso terapéutico. *Revista Cubana de Plantas Medicinales* 173: 288-296.
- Den Hartog, C., B.I. van Tussenbroek, J.G.R. Wong, P.M. Ruaro and J.M. Guzmán. 2016. A new *Ruppia* from Mexico: *Ruppia mexicana* n. sp. *Aquatic Botany* 131:38-44.
- DOF-SEMARNAT. 2010. Diario Oficial de la Federación, jueves 30 de diciembre de 2010. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010.
- Duarte C.M and J. Cebrian. 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnol. Oceanogr.* 41(8):1758-1766.
- Duarte C.M. 1999. Seagrass ecology at the turn of the millennium: Challenges for the new century. *Aquatic Botany* 65: 7–20.
- Duarte, C.M., J.J. Middelburg and N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 21:1-8.
- Duarte, C.M., N. Marbà., E. Gacia., J.W. Fourqurean., J. Beggins., C. Barrón and E.T. Apostolaki. 2010. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochem Cycles* 24:1–8.
- Duarte, C.M. and D. Krause-Jensen. 2017. Export from seagrass meadows contributes to marine carbon sequestration. *Frontiers in Marine Science* doi:10.3389/fmars.2017.00013
- Dunton, K.H., A.L. Kopecky and D. Maidment. 2005. Monitoring design criteria and biological indicators for seagrass conservation in Texas coastal waters. Regional Environmental Monitoring and Assessment Program, Final Report, R-EMAP Region 6.
- Emerson, S.R. and J.I. Hedges. 2008. *Chemical Oceanography and the Marine Carbon Cycle*, Cambridge University Press.
- Felger, R. S. and M.B. Moser. 1976. Seri indian food plants: desert subsistence without agriculture. *Ecology of Food and Nutrition* 51:13-27.
- Felger, R. S., M. Moser and E. Moser. 1980. Seagrasses in Seri Indian Culture. *Handbook of Seagrass Biology: An Ecosystem Perspective*. Garland STPM. New York pp. 260-276.
- Flores, V. 1989. Algunos aspectos de la ecología, uso e importancia de los ecosistemas humedales costeros. *Temas de Oceanografía Biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California pp. 21-56.
- Fourqurean, J.W., C.M. Duarte., H. Kennedy., N. Marbà., M. Holmer., M.A. Mateo., E.T. Apostolaki., G.A. Kendrick., D. Krause-Jensen., K. McGlathery and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505–509.
- Gaillard, J.F., H. Pauwels, and G. Michard. 1989. Chemical diagenesis in coastal marine sediments, *Oceanologica Acta* 12:175–187.
- Gallegos, M. E., Merino, M., Marbà, N. and C.M. Duarte. 1992. Flowering of *Thalassia testudinum* Banks ex König in the Mexican Caribbean: age-dependence and interannual variability. *Aquatic Botany* 43:249-255.
- García, E. and C.M. Duarte 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52:505-514.
- Green, E.P. and F.T. Short. 2003. *World Atlas of Seagrasses*. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA. 298 p.
- Hedges, J.I. and R.G. Keil. 1995. Sedimentary organic matter preservation: an assessment and speculative synthesis, *Marine Chemistry*. 49: 81–115.
- Hemminga, M.A. and C.M. Duarte. 2000. *Seagrass Ecology*. University of Cambridge, United Kingdom 298 p.
- Herrera-Silveira, J.A., A. Camacho-Rico., G.I. Medina., J. Ramírez-Ramírez., H.M. López y O.S.M. Morales. 2017. Síntesis basada en el análisis y diagnóstico documental sobre Carbono Azul en México. PNUD CSP-2016-057. Programa Mexicano del Carbono-CINVESTAV-IPN.
- Herrera-Silveira, J.A., J.A. Mendoza Martínez, S.M. Morales Ojeda, A. Camacho Rico, I. Medina-Gómez, J. Ramírez Ramírez, M. López Herrera, E.Y. Pech Poot, O. Pérez Martínez, M. Pech Cárdenas, T. Cota Lucero and C. Teutli Hernández. 2018. Base de datos de almacenes de carbono en los pastos marinos de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:45-52.
- Howard, J., A. Sutton-Grier and D. Herr. 2017. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and Environment* 15:42-50.

- Ibarra-Obando, S. E. and A. Escofet. 1987. Industrial development effects on the ecology of a Pacific Mexican estuary. *Environmental Conservation* 14: 135-141.
- Ibarra-Obando, S.E y R. Ríos. 1993. Ecosistemas de fanerógamas marinas. *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO y CIQRO. México pp. 54-65.
- Ibarra-Obando, S. E., S.V. Smith., M. Poumian-Tapia., V. Camacho-Ibar., J.D. Carriquiry and M.Montes-Hugo. 2004. Benthic metabolism in San Quintin Bay, Baja California, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 283: 99-112.
- Ibarra-Obando SE, E. Solana-Arellano y M. Poumian-Tapia. 2007. Relación de las surgencias con los stocks de carbono papel de *Zostera marina* en el ciclo del carbono en Bahía San Quintín, Baja California. *En: B. Hernández-de la Torre y G. Gaxiola-Castro (eds.). Carbono en Ecosistemas Marinos de México*. INE-SEMARNAT-CICESE, México pp. 201-213
- IPCC. 2013. Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas inventories: Wetlands. T. Hiraishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda and T.G. Troxler (eds). Published: IPCC, Switzerland.
- Jahnke, R.A. and D.B. Jahnke. 2004. Calcium carbonate dissolution in deep sea sediments: reconciling microelectrode, pore water and benthic flux chamber results, *Geochimica and Cosmochimica. Acta* 68: 47– 59.
- Jourabchi, P., P. Van Cappellen, P., and P. Regnier. 2005. Quantitative interpretation of pH distributions in aquatic sediments: A reactiontransport modeling approach, *Am. J. Sci.*, 305: 919–956.
- Kennedy H, Beggins J, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, M. Holmer, N. Marbà and J. J. Middelburg. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochem Cycles* 24:GB4026 doi:10.1029/2010GB003848
- Krumins, V., M. Gehlen, S. Arndt, P. Van Cappellen and P. Regnier. 2013. Dissolved inorganic carbon and alkalinity fluxes from coastal marine sediments: model estimates for different shelf environments and sensitivity to global change, *Biogeosciences* 10: 371–398
- Kuo, J. and C. Den Hartog. 2001. Seagrass taxonomy and identification key. *In: F.T. Short and R.G. Coles (eds.). Global Seagrass Research Methods*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands pp. 31-58
- Larkum, AWD., R.J. Orth and C.M. Duarte. 2006. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer.
- Larkum, A., R. Orth and C. Duarte. 2007. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer. 2nd ed. Dordrecht, The Netherlands. 691p.
- Luque, D., A. Robles., L. Carlos-Bravo., A. Nava., M. Rivera., A.López., R.Barnett., C. Morales y D. Morales. 2008. *Monitoreo Ambiental del Canal del Infiernillo, Territorio Comcaac Seri.. Modelo participativo comunitario basado en el conocimiento tradicional. Golfo de California. Ira Bial del Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California*.
- Mackenzie, F., T. Vink, S., Wollast, R. and L., Chou. 1995. *Comparative Geochemistry of Marine Saline Lakes, Physics and Chemistry of Lakes, 2nd Edn.*, Springer-Verlag, Berlin: 265–278.
- Marcreadi P.I., M.E. Baird., S.M. Trevathan-Tackett and A.W.D. Larkum. 2014. Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows-A critical assessment. *Marine Pollution Bulletin* 83: 430-439.
- Mateo MA, J. K. Cebrian and T. Dunton Mutchler. 2006 Carbon flux in seagrass ecosystems. *In: A. Larkum, R. Orth and C. Duarte (eds.). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer-Verlag. Netherlands pp.159–192.
- Mendoza-Martínez, J.E. 2017. Captura y emisiones de carbono en pastos marinos sometidos a perturbaciones naturales. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional CINVESTAV. Yucatán, Mérida 98 p.
- McArthur, L.C. and J.W. Boland. 2006. The economic contribution of seagrass to secondary production in South Australia. *Ecol. Model.* 196:163-172.
- McLeod, E., G.L. Chmura., S. Bouillon., R. Salm., M. Björk., C.M. Duarte., C.E. Lovelock., W.H. Schlesinger and B. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: towards an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 910:552-560.
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington, DC. 68 p.
- Morales Hernández, 2017. Estudio de la formación y estabilidad de incrustaciones de carbonato de calcio en campos naturalmente fracturados desde condiciones de yacimiento hasta la superficie. Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería, UNAM. Ciudad de México 77 p.
- Moreno-Báez, M., Borges Mis, A.L., Herrera-Silveira, J.A. 2017. Análisis Espacial del Potencial de los Ecosistemas de Carbono Azul en México. PNUD CSP-2016-057. Programa Mexicano del Carbono-CINVESTAV-IPN.
- Mucci, A., B. Sundby, M., Gehlen, T., Arakaki, S., Zhong and N, Silverberg, 2000. The fate of carbon in continental shelf sediments of eastern Canada: a case study. *Deep-Sea Res. Pt. II.* 47: 33–760.
- Nagelkerken, I., G. Van der Velde, M.W. Gorissen, G.J. Meijer, T. Van't Hof, T. and C. Den Hartog. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51:31-44
- Nellemann, C., E. Corcoran., C.M. Duarte., L. Valdés., C. De Young., L. Fonseca and G. Grimsditch. 2009. *Blue Carbon*.



- A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme. GRID-Arendal.
- Ogden, J.C. and E.H Gladfelter. 1983. Coral Reefs, Seagrass Beds and Mangroves: Their Interaction in the Coastal Zones of the Caribbean: Report of a Workshop. UNESCO
- Orth R.J. 1994. Chesapeake Bay submersed aquatic vegetation: water quality relationships. *Lake and Reservoir Management* 10:49-52.
- Orth, R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr., A. Randall Hughes, G.A. Kendrick, W. Judson Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott, and S. L. Williams. 2006. A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *Bioscience* 56:987-996.
- Palacios, S. L. and R.C. Zimmerman. 2007. Response of eelgrass *Zostera marina* to CO₂ enrichment: possible impacts of climate change and potential for remediation of coastal habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 344:1–13.
- Pastor L., C., Cathalot, B. Deflandre, E. Viollier, E. Soetaert, K. Meysman, F.J.R., Ulses, C. E. Metzger, and C. Rabouille. 2011. Modeling biogeochemical processes in sediments from the Rhône River prodelta area (NW Mediterranean Sea), *Biogeosciences* 8: 1351–1366.
- Pendleton, L., D.C. Donato., B.C. Murray., W.S. Crooks., A. Jenkins., S. Sifleet., C. Craft., J.W. Fourqurean., J.B. Kauffman., N. Marba., P. Megonigal., E. Pidgeon., D. Herr., D. Gordon and A. Baldera. 2012. Estimating global “Blue Carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One* doi: 10.1371/journal.pone.0043542
- Phillips, R.C. and E.G. Menez. 1988. Seagrasses. *Smithsonian Contribution to the Marine Sciences* 34:1-104.
- Rivera-Guzmán N. E., P. Moreno-Casasola, S. E. Ibarra-Obando., V. J. Sosa and J.A. Herrera-Silveira. 2014. Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. *Ocean and Coastal Management* 87:30-39.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., C. Troche-Souza., A.D. Vázquez-Lule., J.D. Márquez-Mendoza., B. Vázquez-Balderas., L. Valderrama-Landeros., S. Velázquez-Salazar., M.I. Cruz-López., R. Ressler., A. Uribe-Martínez., S. Cerdeira-Estrada., J. Acosta-Velázquez., J. Díaz-Gallegos., R. Jiménez-Rosenberg., L. Fueyo Mac Donald y C. Galindo-Leal. 2013. Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F. 128 p.
- Sandoval-Gil, J. M., J. M Ruiz., L. Marín-Guirao., J. Bernardau-Esteller and J.L. Sánchez-Lizaso. 2014. Ecophysiological plasticity of shallow and deep populations of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in response to hypersaline stress. *Marine environmental research* 95: 39-61.
- Sandoval-Gil, J., V.F. Camacho-Ibar, and M.C. Ávila-López. 2015. Dissolved inorganic nitrogen uptake kinetics $\delta^{15}\text{N}$ of *Zostera marina* L (Eelgrass) in a coastal lagoon with oyster aquaculture and upwelling influence. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 472:1-13
- Sandoval-Gil, J., A. Alexandre., R. Santos and V.F. Camacho-Ibar. 2016. Nitrogen uptake and internal recycling in *Zostera marina* exposed to oyster farming: eelgrass potential as a natural biofilter. *Estuaries and Coasts* 39:1694-1708
- Short, F.T. and H.A. Neckles. 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany* 63:169-196.
- Short, F. T., Carruthers, W. Dennison and M. Waycott. 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350:3–20.
- Short, F.T., B. Polidoro., S.R. Livingstone., K.E. Carpenter., S. Bandeira., J.S. Bujang., H. Calumpong., T. Carruthers., R. Coles., W. Dennison., P.L. Erftemeijer., M. Fortes., A. Freeman., T.G. Jagtap., A. Kamal., G. Kendrick., J. Kenworthy., Y. La Nafie., I. Nasution., R. Orth., A. Prathep., J. Sanciangco., B. van Tussenbroek., S. Vergara., M. Waycott and J. Zieman. 2011. Extinction risk assessment of the world’s seagrass species. *Biological Conservation* 144:1961-1971.
- Short, F. T. and S. Wyllie-Echeverria. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental conservation* 23:17-27.
- Sifleet, S., Pendleton, L. and B. Murray. 2011. State of the science on coastal blue carbon: A summary for policy makers. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions Report. NI R 11-06.
- Silva, J., Y. Sharon., R. Santos and S. Beer. 2009. Measuring seagrass photosynthesis: methods and applications. *Aquatic Biology* 7:127-141.
- Soetaert, K., A.F. Hofmann, J.J. Middelburg, F.J.R. Meysman and J. Greenwood. 2007. The effect of biogeochemical processes on pH, *Marine. Chemistry* 105: 30–51,
- Spalding, M., M. Taylor, C. Ravilious, F. Short and E. Green. 2003. Global overview: The distribution and status of seagrasses. *In*: E.P. Green and F.T. Short (eds.). *World Atlas of Seagrasses: Present Status and Future Conservation* Berkeley University of California Press pp. 5–26
- Van Cappellen, P. and Y. Wang, 1996. Cycling of iron and Manganese in surface sediments: A general theory for the coupled transport and reaction of carbon, oxygen, nitrogen, sulfur, iron and manganese, *American Journal. Science.* 296: 197–243.
- Van Tussenbroek, B. I. 1994. The impact of hurricane Gilbert on the vegetative development of *Thalassia testudinum* in Puerto Morelos coral reef lagoon, Mexico: a retrospective study. *Botanica Marina* 37: 421-428.
- Van Tussenbroek, B. I., M.G. Barba Santos, J.K. Van Dijk, S.M. Sanabria Alcaraz and M.L. Téllez Calderón. 2008. Selective

- elimination of rooted plants from a tropical seagrass bed in a back-reef lagoon: a hypothesis tested by hurricane Wilma (2005). *Journal of Coastal Research* 24:278-281.
- Waycott, M., C.M. Duarte., T.J. Carruthers., R.J. Orth., W.C. Dennison., S. Olyarnik., A. Calladine., J.W. Fourqurean., Jr. K. Heck., A. Hugues., G.A.Kendrick., W.J. Kenworthy., F.T. Short and S.L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:12377-12381.
- West, J.A., H.P. Calumpong., G. Martin and S. Van Gaever. 2016. Kelp Forests and Seagrass Meadows. *In: L. Inniss, et al. eds.*). The First Global Integrated Marine Assessment World Ocean Assessment 1). United Nations, New York. [http://www.un.org/depts/los/global_reporting/WOA_RegProce ss.htm](http://www.un.org/depts/los/global_reporting/WOA_RegProce%20ss.htm). (Consulta: Octubre 13, 2017)
- Williams, S.L. and K.L.J. Heck. 2001. Seagrass communities. *In: M.D.Bertness, S.D. Gaines and M.E. Hay (eds.) Marine Community Ecology*. Sinauer Associates. Sunderland, MA. pp. 317-337
- Zieman, J.C. 1975. Seasonal variation of turtle grass, *Thalassia testudinum* König, with reference to temperature and salinity effects. *Aquatic Botany* 1:107-123.



Capítulo 9

AMBIENTES COSTEROS HIPERSALINOS

Coordinador

Jacob. A. Valdivieso-Ojeda¹

Colaboradores

C. Orión Norzagaray-López¹ y J. Martín Hernández-Ayón¹

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras (LC) se encuentran dentro de lo que se denomina zona costera, la cual se define como el área que abarca desde la plataforma de mar abierto hasta donde crece la vegetación halófila tierra dentro (Lara-Lara *et al.*, 2008); presenta características de gran diversidad morfológica debido a su origen geológico. Las zonas costeras se caracterizan por ser de los ambientes de más alta productividad primaria (PP), presentando la mayor abundancia en recursos pesqueros (aproximadamente el 70% de la pesca mundial; Contreras, 2005). Sin embargo, la elevada PP de las lagunas costeras no solo tiene como base la productividad fitoplanctónica (hasta 1 g C m⁻²), si no también la productividad de la vegetación sumergida (plantas fanerógamas, de 2 a 5 g C m⁻²), macroalgas y manglares (Tovilla-Hernández, 1998). En las costas del estado de Sonora y en las de la Península de Baja California (PBC), existen aproximadamente 43 sistemas lagunares costeros con gran diversidad fisiográfica, comunidades bióticas, tiempos de residencia y grados de perturbación debidos a actividades antropogénicas (Castañeda-López y Contreras-Espinosa, 2003). En la PBC se localiza la Laguna Ojo de Liebre (LOL), la cual es reconocida a nivel internacional por su importancia ecológica y económica debido a que: (a) funciona como uno de

los principales criaderos de la ballena gris y (b) de manera adyacente se localiza la salina de la Compañía Exportadora de Sal (ESSA) de Guerrero Negro, en Baja California Sur, que es la más grande del hemisferio norte. La mayoría de las LC del estado de Sonora tienen un fuerte impacto de los aportes de nutrientes de aguas residuales de origen agrícola, urbano y camaronícola (Lara-Lara *et al.*, 2008). A diferencia de las LC de Sonora, se considera que las LC de la PBC se encuentran prístinas o levemente impactadas por la actividad antropogénica (Ibarra-Obando *et al.*, 2001).

Los ambientes costeros hipersalinos (ACH), como los que se encuentran en las costas de la PBC, se caracterizan por tener salinidades (S) extremas (≥ 45 ups) y, generalmente, se encuentran rodeados de regiones áridas. Asimismo, presentan condiciones que promueven la rápida evaporación, como por ejemplo, un poco o nulo intercambio de agua con el océano e intensa incidencia de la luz y del viento (Jones y Deocampo, 2003; ver Caja 1). Estos ambientes extremos se consideran sistemas complejos, con transformaciones intensas en los ciclos biogeoquímicos de los elementos debido a la presencia de abundante materia orgánica, dominados por gradientes químicos horizontales (*i.e.* salinidad; Buddemeier *et al.*, 2002) y verticales (*i.e.* oxígeno disuelto, H₂S, carbono inorgánico y pH; Canfield y Des Marais, 1991; Figura 1 y 2, ver Caja 1).

Caja 1. Sistemas hipersalinos

Los ambientes costeros hipersalinos, Figura C1.1, se consideran sistemas complejos, en los cuales se presentan transformaciones intensas en los ciclos biogeoquímicos de los elementos debido a la presencia de abundante materia orgánica.

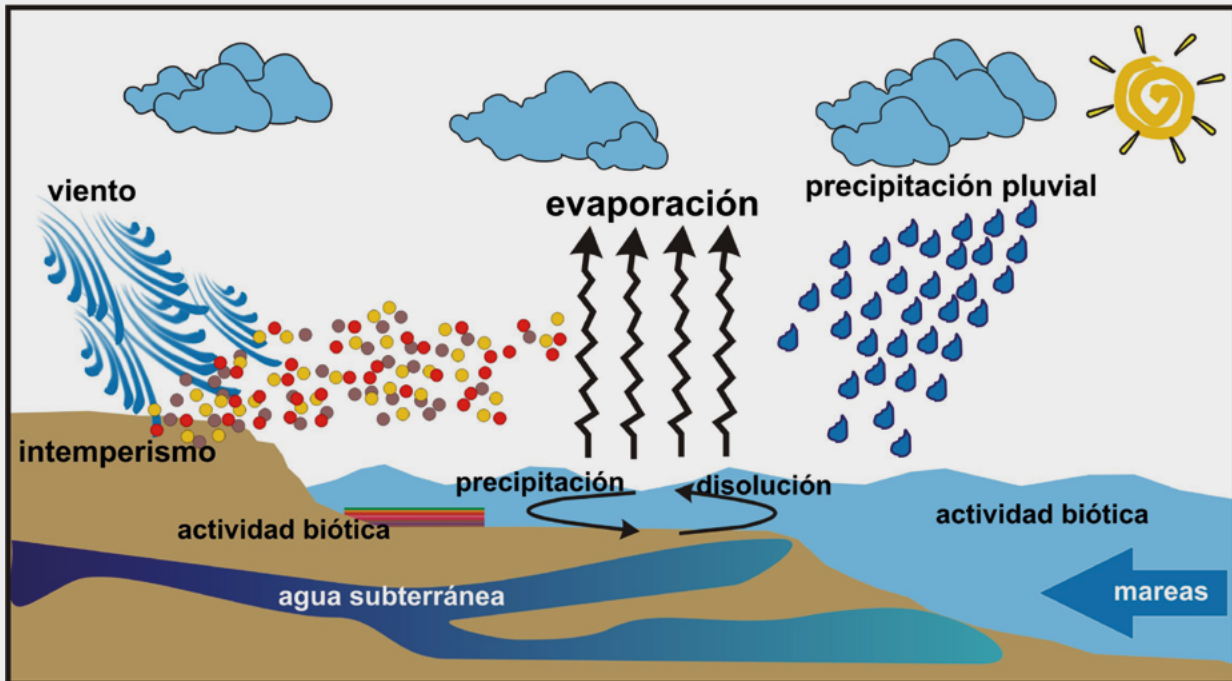


Figura C1.1. Diagrama de un ambiente costero hipersalino. Fuente: Valdivieso-Ojeda (2014).

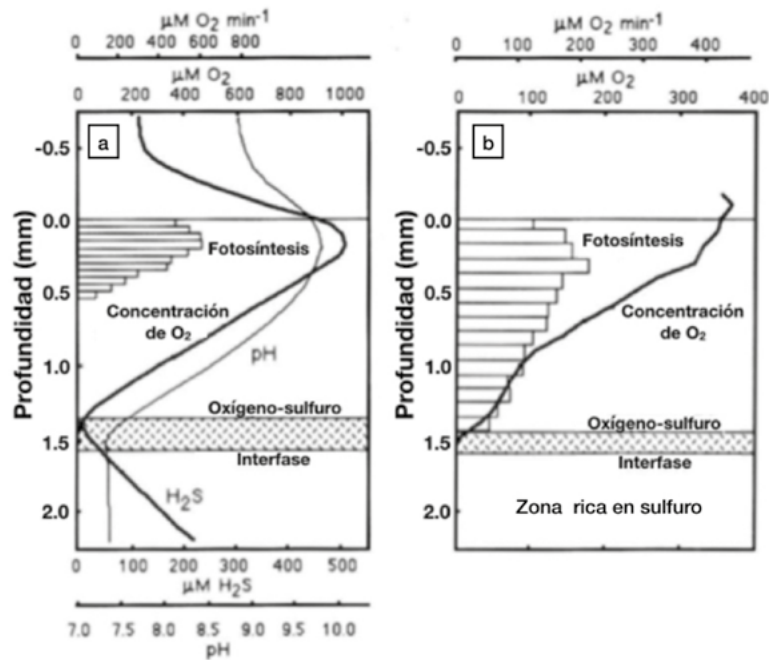


Figura 1. Distribución con la profundidad de los principales constituyentes químicos del tapete microbiano de la fosa 5 de la salina de Guerrero Negro: (a) las tasas de producción de O_2 por fotosíntesis (barras blancas), pH y concentración de O_2 y sulfuro, determinadas por Jørgensen y Des Marais (1986); (b) tasas de producción de O_2 por fotosíntesis y concentración de O_2 determinada durante abril de 1990 por Canfield y Des Marais (1993). Fuente: modificada de Des Marais (1995).

Una de las principales características de los ambientes costeros hipersalinos es la presencia de tapetes microbianos (TM) en la interfase agua-sedimento. Los tapetes microbianos (ver Caja 2) son sistemas autosustentables, en escala de milímetros a centímetros, con una elevada diversidad filogenética e intrincada y compleja interacción de poblaciones con diversos metabolismos, que los hacen un ecosistema

completo (Burow *et al.*, 2011). Los principales grupos fisiológicos presentes en los TM corresponden a microorganismos heterótrofos (*i.e.* bacterias reductoras de sulfato) y autótrofos (*i.e.* cianobacterias fotosintéticas), los cuales se encuentran organizados en capas laminadas interdependientes verticalmente (Pinckney y Paerl, 1997).

Caja 2. Tapetes microbianos

Una de las principales características de los ambientes costeros hipersalinos es la presencia de tapetes microbianos (TM), Figura C2.1., en la interfase agua-sedimento. Los tapetes microbianos se caracterizan por ser sistemas autosustentables.

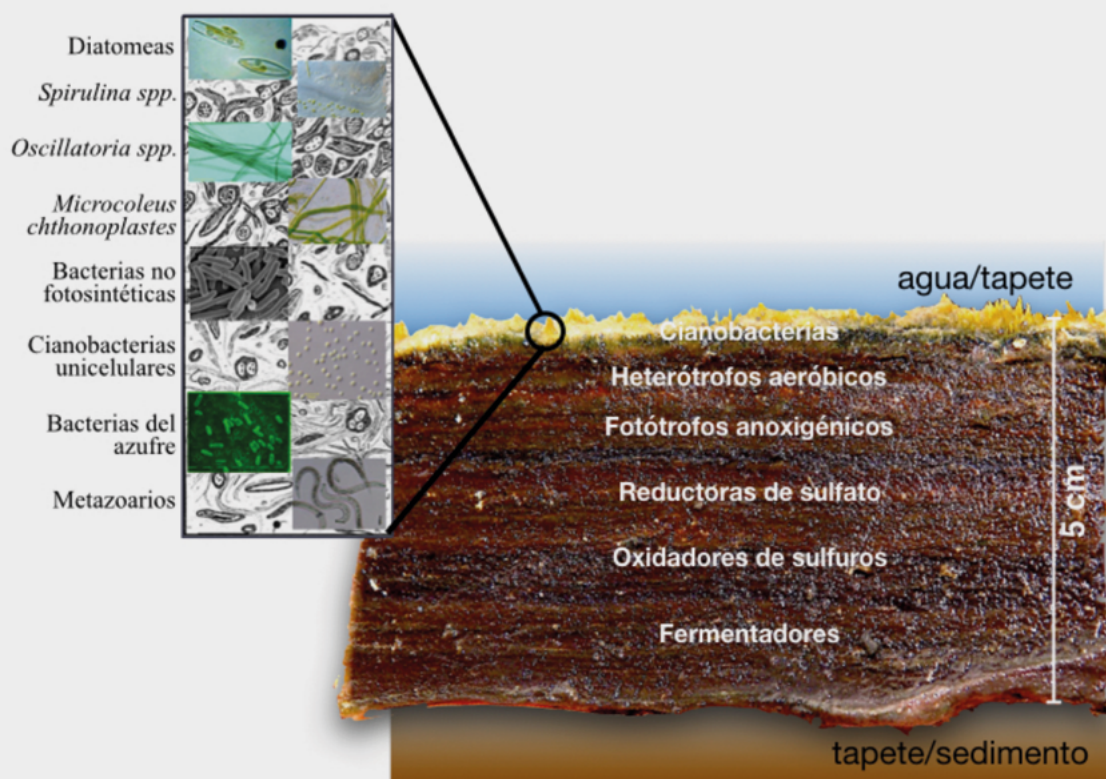


Figura C2.1. Sección transversal del tapete microbiano de la fosa de evaporación 5 de la Compañía Exportadora de Sal (ESSA), localizada en Guerrero Negro, Baja California Sur, México.

Se observan las laminaciones a manera de estratos, conformadas por diferentes grupos de microorganismos que integran este consorcio. En los primeros dos milímetros (círculo negro) se localizan los organismos fotosintéticos, principalmente cianobacterias; debajo, bacterias aeróbicas organoheterótrofas, bacterias fototróficas anoxigénicas (púrpuras y verdes), bacterias quimiolitotróficas, bacterias disimilatorias reductoras de sulfato y azufre (anaeróbicas organoheterotróficas) y, al final, fermentadores.

Una de las regiones que presenta características especiales para el estudio de los procesos biogeoquímicos (*i.e.* flujos de CO₂, enterramiento de carbono, secuestro de metales traza) en ambientes hipersalinos en México, se localiza en la porción media occidental de la península de Baja California. La baja precipitación pluvial de 15 a 120 mm año

¹ (Des Marais, 1995), ausencia de ríos permanentes, elevado grado de evaporación (1700 mm año⁻¹; ESSA, comunicación personal), constante incidencia del viento (18 km h⁻¹; Des Marais, 1995) y la precipitación de halita (Phleger y Erwing, 1958; Kinsman, 1966; Phleger, 1969) y polihalita (Holser, 1966), hacen de esta región el ambiente ideal para llevar a cabo estos

estudios. En este lugar se ubica la salina de la Compañía Exportadora de Sal (ESSA), que es la más grande del hemisferio norte (ver Caja 3). Es en la interfase agua-sedimento de algunas de las fosas de evaporación de ESSA en donde se establecieron colonias de TM cubriendo todo el fondo; estos TM se consideran los mejores desarrollados y, estructuralmente coherentes, de entre los actualmente existentes en ambientes hipersalinos (Des Marais, 1995). Sin embargo, los ambientes hipersalinos han sido poco estudiados desde el punto de vista del sistema del carbono, a excepción

de unos cuantos trabajos enfocados principalmente en: (1) el estudio del comportamiento del carbono orgánico disuelto (COD) e inorgánico disuelto (CID) a través de un gradiente de salinidad (Des Marais *et al.*, 1989; ver Caja 2); (2) la producción y consumo de oxígeno disuelto en los tapetes microbianos (Canfield y Des Marais, 1993) y, (3) determinación de la tasa de transferencia de carbono desde los tapetes microbianos hacia el sedimento subyacente ($1.9 \cdot 10^9 \text{ g C año}^{-1}$; Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2017; Figura 2).

Caja 3. Sistema hipersalino de Laguna Ojo de Liebre y la Salina de la Compañía Exportadora de Sal (ESSA)

Uno de los ambientes costeros hipersalinos más estudiados del país es la salina de la Compañía Exportadora de Sal, localizada en Guerrero Negro, Baja California Sur, Figura C3.1. En algunas de las fosas de evaporación de la salina se encuentra la presencia de tapetes microbianos hipersalinos.

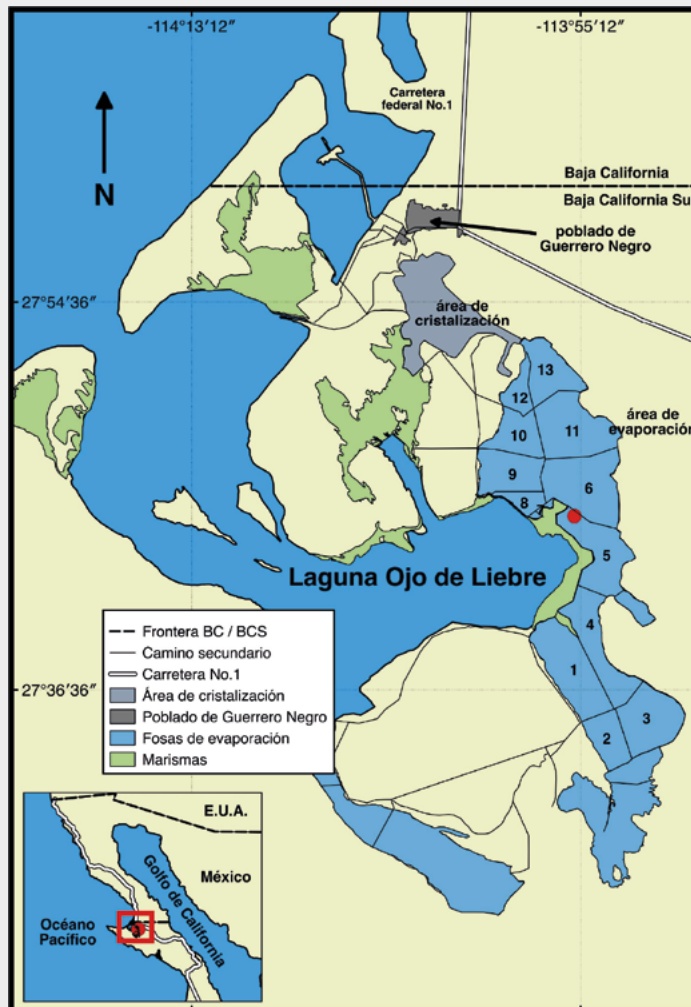


Figura C3.1. Diagrama del sistema hipersalino comprendido por Laguna Ojo de Liebre y la Salina de la Compañía Exportadora de Sal (ESSA). Fuente: Valdivieso-Ojeda (2014).

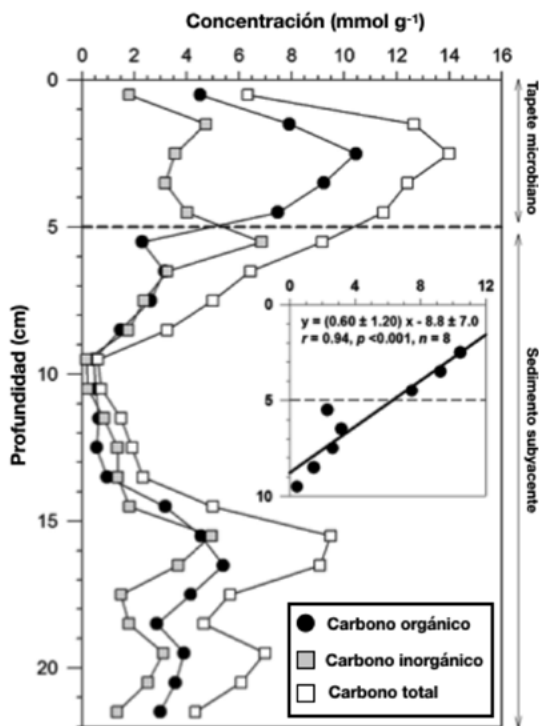


Figura 2. Perfiles de carbono orgánico (●), carbono inorgánico (■) y carbono total (□) con la profundidad del núcleo de tapete microbiano y sedimento de la fosa de evaporación 5 de la salina de Guerrero Negro.

La gráfica insertada es la regresión lineal (línea negra continua) de algunos de los valores de carbono orgánico para calcular la razón de enterramiento. La línea discontinua representa la interfase tapete microbiano-sedimento a 5 cm de profundidad.

Fuente: tomada de Valdivieso-Ojeda *et al.* (2017).

El flujo de carbono en los tapetes de la salina es significativamente elevado, si se considera que el enterramiento de carbono orgánico (CO) ocurre en un área mucho más pequeña (24 km²), comparada con otros ambientes sedimentarios marinos, que son más extensos y que, además, son conocidos por acumular grandes cantidades de materia orgánica, tales como sedimentos de plataforma, marismas, manglares, estuarios e incluso, cuencas anóxicas sulfídicas (Figura 3): Noroeste del Golfo de México (0.0 a 0.5 mmol de C g⁻¹; Berner, 1982), Delta del Río Mississippi (0.3 a 0.4 mmol de C g⁻¹; Berner, 1982), Estuarios Zuari y Mandovi, (0.34 a 0.43 y 0.28 a 1.12 mmol de C g⁻¹, respectivamente; Shynu *et al.*, 2015), Mar de Bering (0.0 a 0.7 mmol de C g⁻¹; Berner, 1982), las cuencas anóxicas de Santa Bárbara, Pescadero y Carmen (0 a 2.1, 2.4 a 3.8, y 3.2 a 4.5 mmol de C g⁻¹, respectivamente; Berner, 1982; Goldhaber y Kaplan, 1980), sedimentos del Océano Índico (0.1 a 3.0 mmol de C g⁻¹; Berner, 1982), Estuario Jiulongjiang, China (0.83 a 1.50 mmol de C g⁻¹; Breithaupt *et al.*, 2012), plataforma continental de la costa noroeste de África (1.1 a 2.4 mmol de C g⁻¹; Berner, 1982), sedimentos

hipersalinos subyacentes al tapete microbiano de la fosa de evaporación 5 de la salina de Guerrero Negro (0.4 a 5.4 mmol de C g⁻¹; Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2017), Bahías Guanábana y Tamandaré, Brasil (0.0 a 0.7, 4.83 a 5.75 mmol de C g⁻¹, respectivamente; Carreira *et al.*, 2002), estuario Wester Scheld, Holanda (1.17 a 3.83 mmol de C g⁻¹; Middelburg *et al.*, 1996), sedimentos de la costa de Connecticut (0.2 a 5.5 mmol de C g⁻¹; Berner, 1970), Cananea en Brasil (2.9 a 3.0 mmol de C g⁻¹; Breithaupt *et al.*, 2012), Sedimentos del Golfo de California (2.5 a 3.7 mmol de C g⁻¹; Breithaupt *et al.*, 2012), y la Bahía Chesapeake (1.5 a 11.4 mmol C g⁻¹; Berner y Raiswell, 1984). Sin embargo, la concentración de carbono orgánico en el tapete microbiano y sus sedimentos subyacentes no es tan elevada como en los siguientes ambientes (Figura 3): reserva Matang, Malasia (3 a 12 mmol de C g⁻¹; Breithaupt *et al.*, 2012), Laguna de Términos, México (4.25 a 7.58 mmol de C g⁻¹; Breithaupt *et al.*, 2012), Bahía Rookery, Florida, EUA (20 a 24 mmol de C g⁻¹; Breithaupt *et al.*, 2012), y por último, los cayos de Florida (27 a 30 mmol de C g⁻¹; Breithaupt *et al.*, 2012).

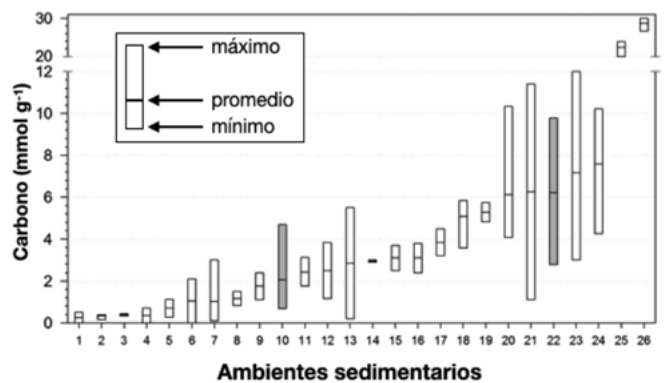


Figura 3. Intervalos de concentración de carbono orgánico en diferentes ambientes sedimentarios marinos.

(1) Noroeste del Golfo de México, (2) Sedimentos del delta del Río Mississippi, EUA, (3) Estuario Zuari, Suroeste de India, (4) Mar de Bering, EUA, (5) Estuario Madovi, Suroeste de la India, (6) Cuenca de Santa Barbara, EUA, (7) Océano Índico, (8) Estuario Jiulongjiang, China, (9) plataforma continental del Noroeste de África, (10) Sedimentos hipersalinos subyacentes a tapetes microbianos de la salina de Guerrero Negro, México, (11) Bahía Guanabana, Brasil, (12) estuario Wester Scheld, Holanda, (13) Costa de Connecticut, EUA, (14) Cannanea Brazil, (15) sedimentos del Golfo de California, México, (16) Cuenca Pescadero, Golfo de California, México, (17) Cuenca Carmen, Golfo de California, México, (18) Laguna Celestún, Yucatán, México, (19) Tamandaré, Brasil, (20) Irian Jaya, Indonesia, (21) Bahía Chesapeake, EUA, (22) tapetes microbianos hipersalinos de Guerrero Negro, (23) reserva Matang, Malasia, (24) Laguna de Terminos, México, (25) Bahía Rookery Florida, EUA, (26) Cayos de Florida, EUA.

Las barras en blanco representan al carbono en ambientes marinos, las barras en gris representan el carbono en tapetes microbianos y sedimentos hipersalino de la salina de Guerrero Negro, B.C., México.

Uno de los aspectos por resolver, es determinar si el CO₂ se transfiere de la atmósfera al agua hipersalina, en donde podrá estar disponible para su uso por los tapetes microbianos bentónicos para llevar a cabo la fotosíntesis, o si los tapetes microbianos obtienen el CO₂ de los procesos anóxicos de degradación de la materia orgánica presente en las partes profundas del tapete microbiano y en los sedimentos que los subyacen. Recientemente, los autores determinaron por primera vez en México, a través de un experimento *in situ* durante un ciclo de 24 horas, si un ambiente hipersalino (S ≥ 50 ups, La Chorera, PBC; Caja 4, Figura 4) con la influencia de tapetes microbianos bentónicos, se puede comportar como fuente o sumidero de CO₂. Los autores observaron que la presión parcial del CO₂ (pCO₂) en el agua hipersalina osciló entre 3.3 y 113 μatm y siempre se mantuvo muy por debajo de la pCO₂ promedio de la atmósfera actual (407 μatm; Keeling *et al.*, 2005). Los flujos de CO₂ (FCO₂) calculados, oscilaron en un intervalo de -14.2 a -9.8 mmol m⁻² d⁻¹ y un promedio de -12.6 ± 13.1 mmol m⁻² d⁻¹, lo que indica que estos ambientes, influidos por la presencia de tapetes microbianos bentónicos, se comportan como sumidero neto de carbono durante las 24 horas del día. Los resultados sugieren que, de manera similar al ambiente hipersalino de LCH, otros ambientes hipersalinos modernos (*i.e.* salina de Guerrero Negro, Laguna Figueroa) con presencia de tapetes microbianos bentónicos en México y en otras partes del mundo, actualmente podrían desempeñar un papel importante como sumideros de carbono, que aún no se ha cuantificado. Por último, cabe señalar que aun cuando, actualmente, los ambientes que se encuentran bajo condiciones hipersalinas o evaporíticas, alrededor del mundo, representan un área relativamente baja de aproximadamente 15% (22 341 000 km²), comparada con el área total de la superficie de las tierras emergidas (148 940 000 km²; Chester, 1990), durante el pasado geológico de la Tierra estas áreas fueron sustancialmente más abundantes, alcanzando hasta el 75% de área de cobertura durante el Pérmico (Warren, 2010). Los resultados que se muestran, sugieren que durante el pasado geológico de la Tierra los procesos biogeoquímicos (*i.e.* intensa fotosíntesis oxigénica) que

tienen lugar en los tapetes microbianos de ambientes hipersalinos, la transferencia de CO hacia el sedimento y, los flujos netos de CO₂, potencialmente pudieron ejercer un papel más importante, influyendo en la química del océano y en los ciclos biogeoquímicos de los elementos a escala global.

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Laguna Costera Bahía San Quintín

La Laguna Costera Bahía de San Quintín (LCSQ) se divide en dos secciones o brazos: Bahía Falsa (BF) y Bahía San Quintín (BSQ); ambos presentan extensas planicies de marea en las partes más internas, con una profundidad promedio de 2 m (ver Caja 4). En esta región se registran precipitaciones anuales de entre 15 y 120 mm año⁻¹, una tasa de evaporación de 400 mm año⁻¹ y la temperatura del agua varía estacionalmente de 11 a 22 °C en la boca. En la parte más interna del brazo BF, se localiza una marisma de evaporación en la localidad de *La Chorera*, la cual presenta condiciones de agua hipersalina (50 < S < 55 ups). La entrada de agua de mar hacia La Chorera (LCH) es, principalmente, por efecto de marea a través de la barra de arena que colinda con el Océano Pacífico (Figuras 4a, 4b y Caja 4). Los tapetes microbianos se desarrollan en espacios como las pozas, los cuales tienen una distribución a manera de parches (Figura 4c) y se encuentran rodeados por plantas halófitas vasculares del género *Salicornia* (Figuras 4d y 4e). En este lugar los autores instalaron un sistema para recolectar muestras de agua hipersalina a 1 y 13 cm de profundidad (interfase aire-agua, agua-tapete microbiano, respectivamente), el cual consistió en un montaje de dos mangueras de plástico unidas a un tubo de PVC (Figuras 4d y 4e). Las muestras fueron recolectadas cada 2 horas, por 24 horas, con ayuda de una jeringa y mangueras de plástico, e inmediatamente transferidas a frascos de borosilicato, fijadas con 200 μL de una solución saturada de cloruro de mercurio (HgCl₂) y, finalmente, selladas hasta su procesamiento en laboratorio con el fin de determinar las variables del sistema del carbono (*i.e.* pH, pCO₂).

Caja 4. Ambiente hipersalino de La Chorera

Una de las principales características de los ambientes costeros hipersalinos es la presencia de tapetes microbianos (TM) en la interfase agua-sedimento, Figura C4.1. Los tapetes microbianos se caracterizan por ser sistemas autosustentables.

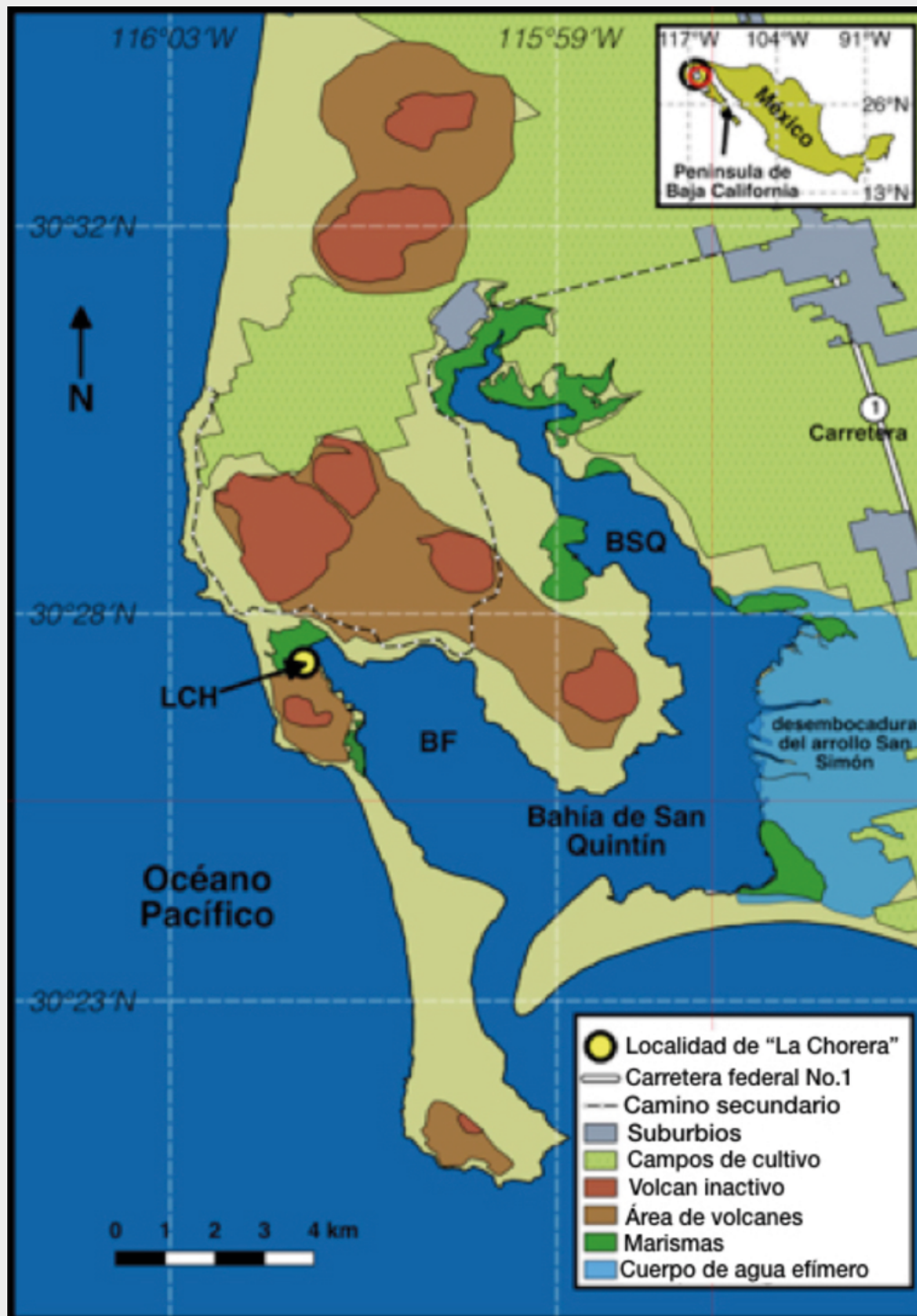


Figura C4.1 Localización del ambiente hipersalino de La Chorera, en San Quintín, Baja California, México. BF = Bahía Falsa, SQ = Bahía San Quintín.

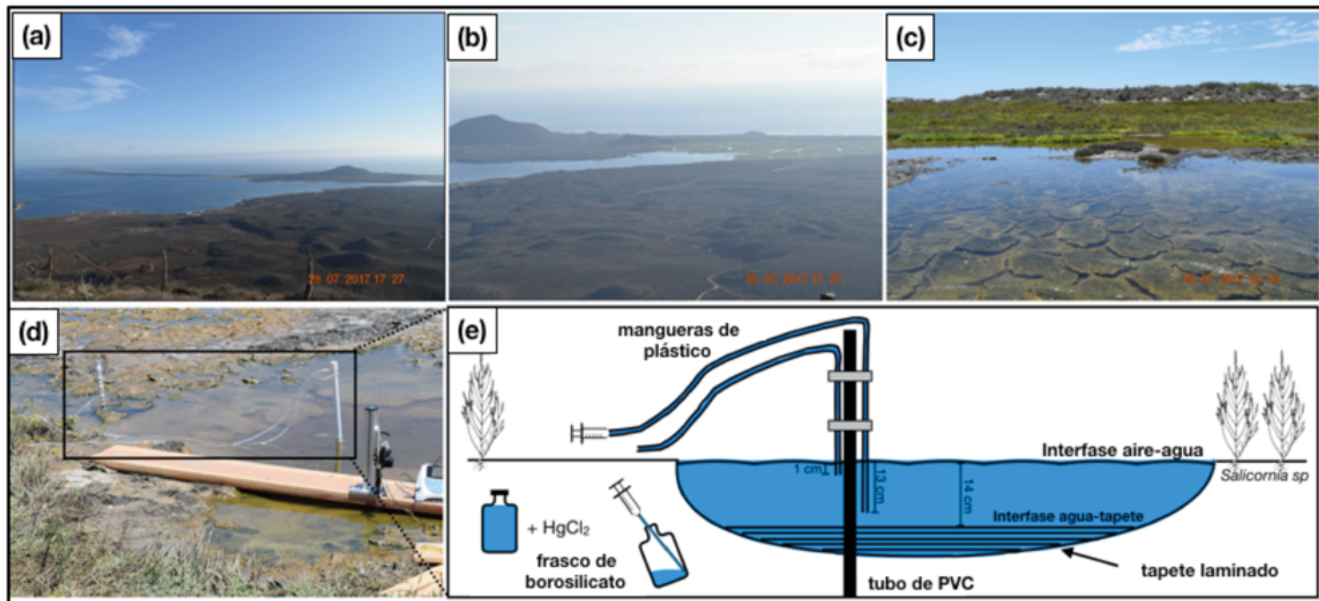


Figura 4. Fotografías del sitio La Chorera donde se llevó a cabo el experimento *in situ* (a, b, c). Diagrama del sistema de recolección de muestras de agua hipersalina (d, e).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

nCID y nAT en el agua hipersalina

Durante la realización del experimento se observó un pequeño incremento de la salinidad de 52.8 a 57.3 ups a una razón aproximada de 0.19 ups h^{-1} (Figura 5a). Los mayores cambios en salinidad, temperatura del aire (22.5 °C), temperatura del agua (34 °C), irradiancia (800 a 1000 $W m^{-2}$) e intensidad del viento (30 $m s^{-1}$), ocurrieron entre las 16 y 18 hr (Figuras 5a y b). Esto sugiere que los procesos que determinarán el comportamiento de los ciclos biogeoquímicos de los elementos (*i.e.* especies químicas del carbono, metales traza) en este ambiente particular, estarán fuertemente influenciados por la presencia de los tapetes microbianos bentónicos, debido a la somera columna de agua que los cubre (14 cm; Figura 4). Debido a la elevada salinidad en los ambientes hipersalinos, fue necesario normalizar los valores de las variables químicas (*i.e.*, CID, TA) por la salinidad para disminuir su efecto en las mismas. El carbono inorgánico disuelto normalizado por salinidad (nCID), presentó un incremento muy pequeño debido a la salinidad, de 0.2 a 11.9% (Figura 6a). La tasa de incremento en la concentración de nCID fue de 117 $\mu mol kg^{-1} h^{-1}$, lo que representa la acumulación de la señal de respiración durante la noche (*i.e.* liberación de CO_2 gas), cuando la actividad fotosintética disminuye rápidamente, hasta detenerse antes del amanecer. Durante el día, después del momento de mayor

radiación (medio día; Figura 5b), las concentraciones de nCID disminuyen a una tasa de 221 $\mu mol kg^{-1} h^{-1}$ hasta alcanzar valores tan bajos como 1350 y 963 $\mu mol kg^{-1}$ a las 16 y 18 hr, respectivamente (final del experimento; Figura 6a). Los valores de AT normalizados por salinidad (nAT) mostraron un incremento muy pequeño de 0.2 a 5.1% debido a la influencia del aumento de la salinidad (Figura 6a). A partir de las 20 h (2024 $\mu mol kg^{-1}$), la nAT se incrementó a una tasa de 110 $\mu mol kg^{-1} h^{-1}$ durante la noche, hasta alcanzar las concentraciones más elevadas a las 10 y 12 hr (3396 y 3495 $\mu mol kg^{-1}$, respectivamente; Figura 6a). Sin embargo, durante el día la razón de consumo (155 $\mu mol kg^{-1} h^{-1}$) fue 1.4 veces mayor que la de liberación; la diferencia entre ambas tasas indica un mayor consumo nAT (ΔnAT día-noche = -45 $\mu mol kg^{-1} h^{-1}$). Esta tendencia a disminuir, tanto del carbono inorgánico disuelto, como de la alcalinidad total, está directamente influenciada por el intenso requerimiento de carbono lábil, para sostener la elevada producción de oxígeno a través de la fotosíntesis oxigénica. La consecuencia evidente de la elevada tasa de fotosíntesis oxigénica que puede ocurrir en tapetes microbianos hipersalinos (hasta 1000 $\mu M min^{-1}$; Canfield y Des Marais, 1993), es el intenso requerimiento de carbono presente en el agua hipersalina, mismo que será utilizado para llevar a cabo su fijación. En general, la suma de procesos que tienden a consumir carbono inorgánico durante el día (*i.e.* fotosíntesis oxigénica) mostraron una tasa

de, aproximadamente, el doble (1.9 veces mayor) comparadas con la suma de los procesos que liberan carbono ($\Delta nCID$ día-noche = $-104 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$),

por lo que la fijación de carbono es predominante en estos sistemas hipersalinos, influenciados por tapetes microbianos.

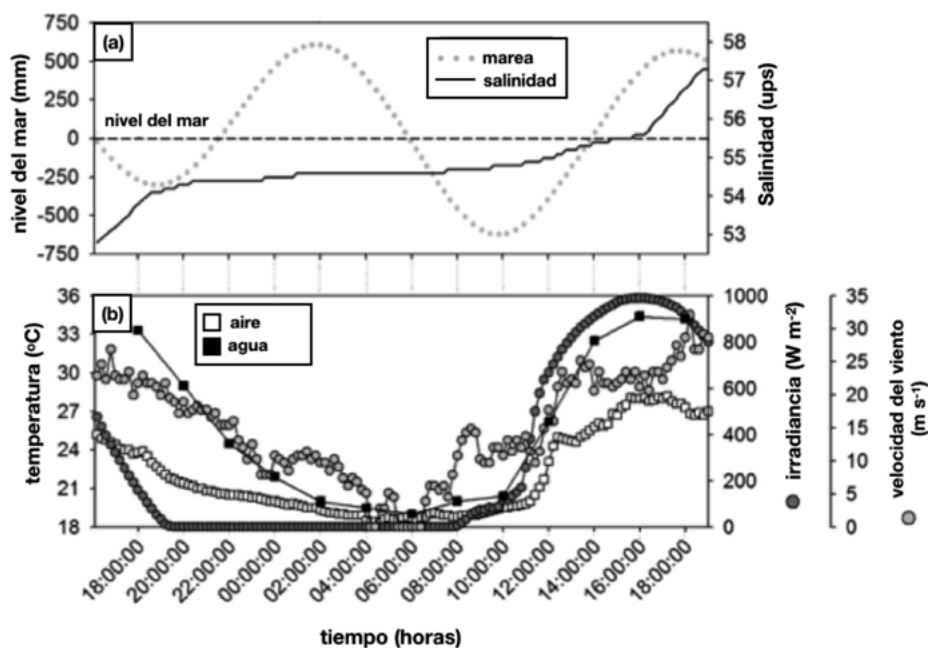


Figura 5. Comparación de las series de tiempo de 24 horas de: (a) el nivel de marea y la salinidad del agua hipersalina sobreyacente a tapetes microbianos. La línea discontinua horizontal representa el nivel medio del mar. (b) De la temperatura del aire y agua, irradiancia y velocidad del viento.

Ambas series son del sitio La Chorera en San Quintín, Baja California, México.

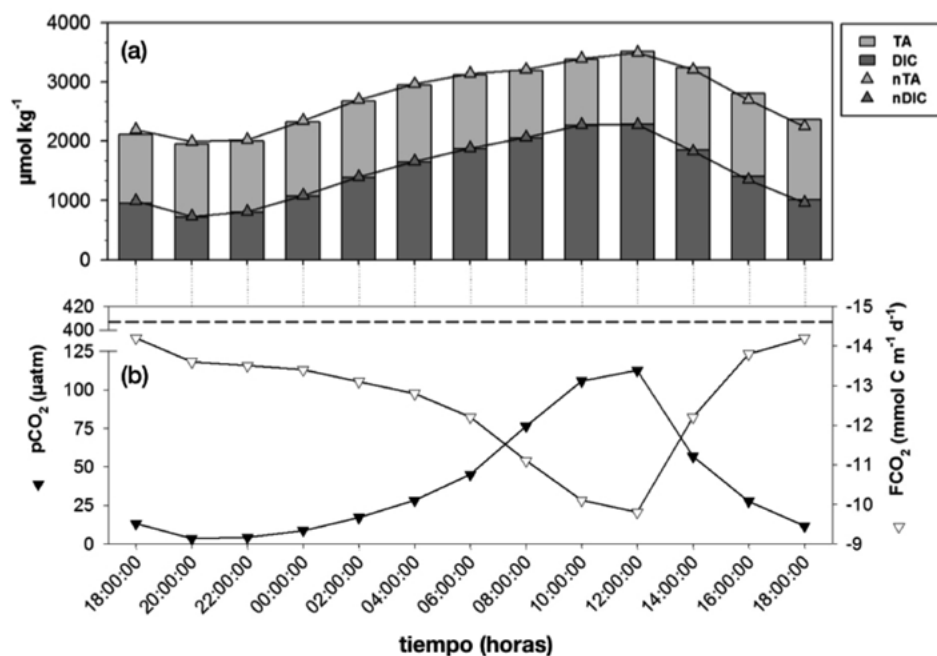


Figura 6. Series de tiempo de 24 horas de las variables del sistema del carbono determinadas en el agua hipersalina sobreyacente a los tapetes microbianos del sitio La Chorera, San Quintín.

En (a) se observan los valores determinados de carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad total (AT) (barras), así como esos valores normalizados por la salinidad; nCID, nAT (triángulos). En (b) se muestran los flujos de CO_2 (FCO_2 ; triángulos blancos) y la presión parcial del CO_2 ($p\text{CO}_2$; triángulos negros). La línea discontinua horizontal representa el promedio mensual de la $p\text{CO}_2$ en la atmósfera durante julio de 2017 (407 μatm ; Keeling *et al.*, 2005).

Intercambio de CO₂ en la interfase agua-atmósfera (pCO₂ y FCO₂)

La fluctuación de la pCO₂ durante el periodo de 24 horas mostró un comportamiento similar al del nCID y nAT (Figura 6b), lo que sugiere que los procesos que modulan a estas dos variables del sistema del CO₂, se encuentran acoplados e influyen directamente en la pCO₂. Una de las observaciones más importantes por destacar durante el experimento fue que el valor de pCO₂ en el agua hipersalina siempre se mantuvo por debajo del valor promedio de la pCO₂ de la atmósfera (Figura 6b), con un intervalo de 3.3 μatm durante el día (18 horas) y un máximo de 113 μatm durante la mañana (10 horas). Este resultado es relevante debido a que durante las 24 horas de duración del experimento, se formó y mantuvo un gradiente de pCO₂ desde la atmósfera hacia la columna de agua hipersalina.

Con el propósito de confirmar la existencia de un flujo en dirección atmósfera-agua, se calcularon los flujos de CO₂ (FCO₂) para el agua hipersalina con influencia de tapetes microbianos bentónicos. El FCO₂ es intenso, con un valor promedio de -12.6 ± 13.1 mmol C m⁻² d⁻¹ (Figura 6b) y contiene un signo negativo durante las 24 horas, lo cual indica que este ambiente hipersalino y, probablemente otros ambientes similares con presencia de tapetes microbianos bentónicos, se comporta como sumidero neto de carbono. Es importante destacar que, antes de este experimento, no se había demostrado que este comportamiento se llevara a cabo en ambientes hipersalinos. Si bien, el valor del FCO₂ del ambiente hipersalino de LCH es intenso, se encuentra dentro del mismo orden de magnitud que los flujos de otros ambientes marinos costeros. Por ejemplo, arrecifes coralinos en donde dominan los controles biológicos (como atolones y lagunas arrecifales), se comportan como fuentes de CO₂ (valores de FCO₂ positivos), en donde se presenta una diferencia diurna de +25 y +48 μatm entre la pCO₂ de aguas costeras y el agua dentro de las lagunas arrecifales, con elevado tiempo de residencia (arrecifes de Palau y Majuro; Suzuki y Kawahata, 1999), valores

de FCO₂ entre +1.7 y +9.7 mmol C m⁻² d⁻¹ en arrecifes de la Bahía Bora, Japón (Gattuso *et al.*, 1999) y, valores de FCO₂ de +11.4 mmol m⁻² d⁻¹, en arrecifes de Cabo Pulmo, México (Norzagaray-López *et al.*, 2017).

Por otro lado, en lagunas costeras como la LCSQ, la pCO₂ está controlada estacionalmente por procesos biológicos y presenta intervalos de FCO₂ entre +5.3 y +15.1 mmol C m⁻² d⁻¹, por lo que se le considera fuente de CO₂ hacia la atmósfera. Sin embargo, se ha demostrado que en la parte hipersalina del sitio de LCH y, con la influencia de tapetes microbianos fotosintéticos bentónicos, el FCO₂ es en dirección atmósfera-agua (Figura 6b).

Implicaciones durante el pasado geológico

Si bien, en la actualidad los ambientes costeros que se encuentran bajo condiciones hipersalinas o evaporíticas, representan un área relativamente baja (~15%) comparada con el área total de la superficie de las tierras emergidas (148 940 000 km²; Chester, 1990), durante el pasado geológico de la Tierra las áreas costeras bajo condiciones hipersalinas fueron substancialmente más abundantes, disminuyendo paulatinamente del Pérmico hacia el Triásico, Jurásico, Cretácico y Terciario (75%, 70%, 65%, 57%, 40% de área de cobertura, respectivamente; Warren, 2010, ver Caja 5) hasta llegar al 15% actual. Los datos anteriores sugieren que durante el pasado geológico de la Tierra los procesos biogeoquímicos (*i.e.* intensa fotosíntesis oxigénica) que tienen lugar en los ambientes hipersalinos, como la transferencia de CO desde el tapete microbiano hacia el sedimento subyacente (Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2017) y, como se ha comprobado en este experimento flujos de CO₂ negativos e intensos como sumideros de carbono, pudieron desempeñar un papel más relevante, posiblemente influyendo en la química del océano y en los ciclos biogeoquímicos de los elementos a escala global. Si bien, el presente experimento representa una primera aproximación, hasta ahora no se había demostrado que los ambientes hipersalinos costeros pudieran funcionar como sumideros de CO₂.

Caja 5. Depósitos de evaporitas a través del pasado geológico

Si bien en la actualidad la distribución y frecuencia de los ambientes hipersalinos como las evaporitas es menor que el 17%, durante el pasado geológico estos ambientes eran más abundantes y diversos, llegando a cubrir hasta el 75% de las zonas emergidas, Figura C5.1. Es por esta razón que es importante el estudio de los ambientes hipersalinos modernos, ya que pueden servir como modelos para interpretar el impacto que tuvieron en los ciclos globales de los elementos durante el pasado geológico de la Tierra.

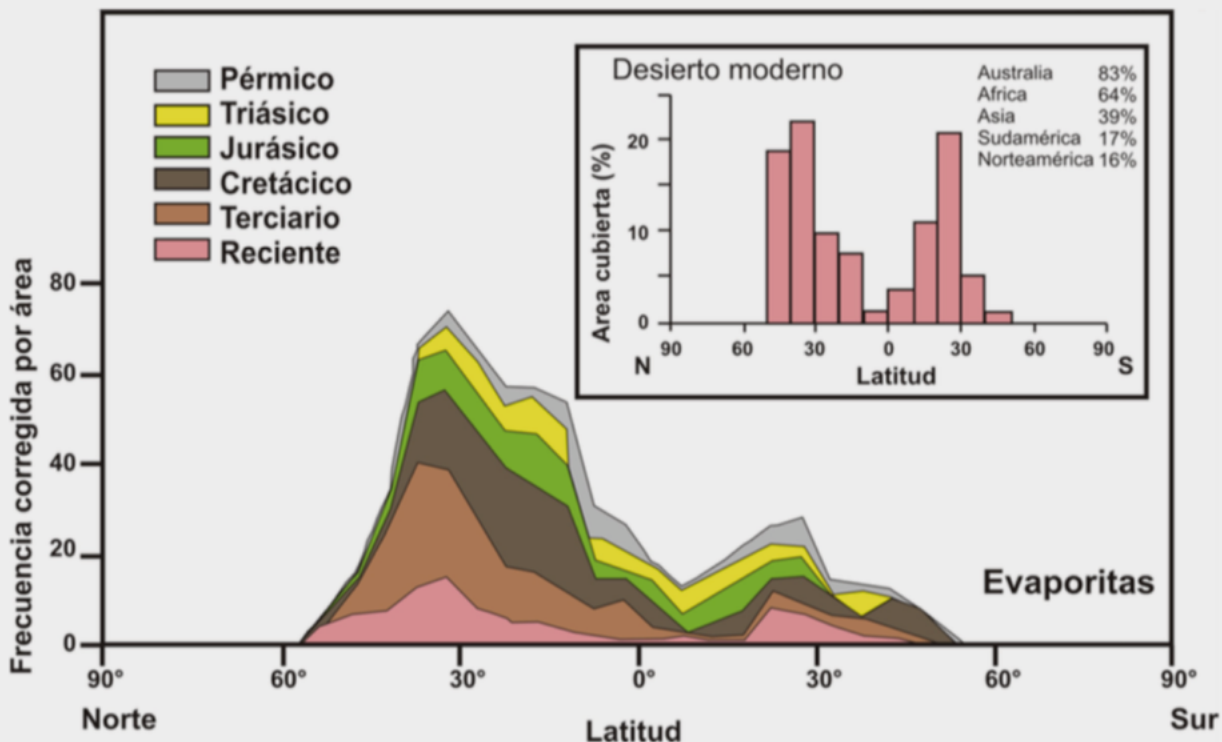


Figura C5.1. Distribución paleotitudinal de depósitos de evaporitas del Pérmico al presente. Esta es una gráfica de área equivalente en donde las gráficas de los datos están limitadas a una ocurrencia por rectángulo que mide 5° de latitud y de longitud, por lo que indica volumen de evaporita.

La frecuencia más elevada en el Hemisferio Norte refleja simplemente la gran preponderancia de masas continentales en este hemisferio durante el tiempo considerado.

Fuente: Warren (2010).

En la actualidad muy poco se sabe de los procesos biogeoquímicos que ayudan a enterrar al CO en los sedimentos hipersalinos; sin embargo, con el estudio realizado se mostró un flujo de CO₂ promedio de -12.6 ± 13.1 mmol C m⁻² d⁻¹, debido al intenso requerimiento de CO₂ para llevar a cabo la fotosíntesis oxigénica en la superficie de los tapetes microbianos, ubicados en la interfase agua-sedimento. El FCO₂ negativo promueve la remoción de carbono del agua y su eventual enterramiento en los sedimentos que los subyacen, como ya se había demostrado en un trabajo anterior (1.9 10⁹ g C año⁻¹; Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2017). Esta característica indica que los ambientes hipersalinos costeros, en donde hay presencia de tapetes microbianos fotosintéticos bentónicos, son relevantes en cuanto a la

tasa de enterramiento y como repositorio de carbono, así como sumideros de CO₂, tanto en la actualidad, como durante el pasado geológico de la Tierra.

SIGUIENTES PASOS

Muy poca información se encuentra disponible en la actualidad acerca de los aspectos de los ambientes hipersalinos costeros en México, como son: su localización y extensión, características físicas como la profundidad, temperatura y las variables meteorológicas que inciden en estos ambientes; características químicas como la salinidad, concentración de las variables del sistema del CO₂ y de nutrientes; características biológicas como la coexistencia de animales y plantas

y, por último, si algunos de estos lugares han sido impactados por actividad antropogénica. Además, muy poca o nula información se tiene a cerca de en cuáles de estos ambientes hipersalinos, potencialmente, se cuenta con la presencia de TM bentónicos. Sin embargo, debido a algunos estudios recientemente publicados, se sabe que una de las regiones en México donde más abundan los ambientes costeros hipersalinos con presencia de tapetes microbianos es en la Península de Baja California, principalmente debido a que en toda la región se presenta, permanentemente, un clima árido y semiárido en donde la baja precipitación pluvial (15 a 120 mm año⁻¹; Des Marais, 1995) y, la constante y elevada incidencia de viento (18 km h⁻¹; Des Marais, 1995) durante todo el año, promueven elevadas tasas de evaporación (1700 mm año⁻¹; Des Marais, 1995). Si bien, se han llevado a cabo algunos esfuerzos para determinar el papel que juegan estos ambientes en el ciclo del carbono, es necesario intensificar la investigación respecto al geoposicionamiento, distribución, abundancia y magnitud de los ambientes hipersalinos en todo el país. Desafortunadamente, la información con que se cuenta es muy limitada y no permite cuantificar globalmente la cantidad de carbono que puede ser retenida y/o liberada en estos ambientes extremos.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La pCO₂ del agua hipersalina de la localidad de LCH osciló entre 3.3 µatm durante el día y un máximo de 113 µatm durante la mañana, además de que siempre se observó muy por debajo de la pCO₂ de la atmósfera actual (407 µatm; Keeling *et al.*, 2005). Esta es una clara evidencia de la formación de un gradiente de pCO₂ de la atmósfera hacia el agua hipersalina, debido al inmenso requerimiento de carbono para llevar a cabo la fotosíntesis oxigénica en la superficie del tapete microbiano (hasta 1000 µM min⁻¹; Canfield y Des Marais, 1993). Los FCO₂ calculados en el agua hipersalina influenciada por la presencia de tapetes microbianos, oscilaron en un intervalo de -14.2 a -9.8 mmol m⁻² d⁻¹, con un promedio de -12.6 ± -13.1 mmol m⁻² d⁻¹, lo que indica que estos ambientes se comportan como sumidero neto de carbono durante las 24 horas del día. Con estos resultados se abre la posibilidad de que los ambientes hipersalinos modernos, en la PBC y en otros lugares de México, puedan estar funcionando como sumideros de carbono a escala global, que aún no han sido bien cuantificados.

Es necesario llevar a cabo estudios en ambientes hipersalinos sobre los procesos biogeoquímicos que promueven la remoción y/o liberación de CO₂ en la interfase atmósfera-agua y agua-sedimento (tapete microbiano), así como cuantificar, sistemáticamente, la distribución, área superficial y ambientes hipersalinos con presencia de tapetes microbianos en la Península de Baja California y todo México.

Una de las mayores dificultades para cuantificar y determinar las variables del sistema del CO₂ en los ambientes hipersalinos es, que la mayoría de los métodos analíticos se basan en ambientes oceánicos, los cuales presentan una salinidad de 35 ups. Sin embargo, los ambientes hipersalinos presentan salinidades > 45 ups. Es por esto que se deben desarrollar nuevos métodos analíticos adaptados a las condiciones extremas de salinidad de los ambientes hipersalinos, para poder cuantificar de manera confiable las variables del sistema del CO₂.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado con el apoyo del proyecto de la 19ª Convocatoria de Proyectos de Investigación de la Universidad Autónoma de Baja California UABC-640 y con el apoyo del Programa para el Desarrollo Profesional Docente (PRODEP), a través del proyecto UABC-PTC-625 y la beca otorgada a Víctor Omar Pérez Aviña. También agradecemos al programa DELFIN, a través del cual el estudiante Gustavo Varona-García realizó una estancia de investigación, durante la cual apoyó en la recolección y procesamiento de las muestras de agua hipersalina.

LITERATURA CITADA

- Berner, R. A. 1970. Sedimentary pyrite formation. *American Journal of Science* 268:1-23.
- Berner, R. A. 1982. Burial of organic carbon and pyrite sulfur in the modern ocean: Its geochemical and environmental significance. *American Journal of Science* 282:451-473.
- Berner, R. A. and R. Raiswell. 1984. C/S method for distinguishing freshwater from marine sedimentary rocks. *Geology* 12: 365-368.
- Breithaupt, J. L., J. M. Smoak, T. J. Smith III, C. J. Sanders and A. Hoare. 2012. Organic carbon burial rates in mangrove sediments: Strengthening the global budget. *Global Biogeochemical Cycles* 26:1-11.
- Buddemeier, R. W., S. V. Smith, S. V. Swaney and Crossland C. J. 2002. The role of the coastal ocean in the disturbed and undisturbed nutrient and carbon cycles. LOICZ reports and studies No.24. The Netherlands. 83 p.



- Burow, L. C., D. Woebken, B. M. Bebout, P. J. McMurdie, S. W. Singer, J. Pett- Ridge, L. Prufert-Bebout, A. M. Sportmann, P. K. Weber and T. M. Hoehler. 2011. Hydrogen production in photosynthetic microbial mats in the Elkhorn Slough estuary, Monterey Bay. *The ISME Journal* 6:863-874.
- Canfield, D. E. and D. J. Des Marais. 1991. Aerobic sulfate reduction in microbial mats. *Science* 251:1471-1473.
- Canfield, D. E. and D. J. Des Marais. 1993. Biogeochemical cycles of carbon, sulfur and free oxygen in a microbial mat. *Geochim. Cosmochim. Acta* 57:3971- 3984.
- Carreira, R. S., A. L. R. Wagener, J. W. Readman, T. W. Fileman, S. A. Macko and Á. Veiga. 2002. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. 79:207-227.
- Castañeda-López, O. y y F. Contreras-Espinosa. 2003. El centro de documentación “Ecosistemas Litorales Mexicanos” como herramienta de diagnóstico. *Contactos* 48:5-17.
- Chester, R. 1990. *Marine Geochemistry*. The University Press, Cambridge. Great Britain 698 p.
- Contreras, F. 2005. Humedales costeros mexicanos. *En: Abarca, F. J. y M. Herzig (eds.). Manual para el Manejo y la Conservación de los Humedales en México*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca - U.S. Fish & Wildlife Service-Arizona Game and Fish Department-North American Wetlands Conservation Council. México. pp.1-25
- Des Marais, D. J. 1995. The Biogeochemistry of hypersaline microbial mats. *In: J. Gwynfryn Jones(ed.). Advances in Microbial Ecology*. Volume 14, Plenum Press, New York. pp. 252-274.
- Des Marais, D. J., Y. Cohen, H. Nguyen, M. Cheatham, T. Cheatham and E. Munoz. 1989. Carbon isotopic trends in the hypersaline ponds and microbial mats at Guerrero Negro, Baja California Sur, Mexico: Implications for Precambrian stromatolites. *Microbial Mats. In: Y. Cohen and E.A. Rosemberg (eds.). Physiological Ecology of Benthic Microbial Communities*. American Society for Microbiology. Whashington, DC. pp. 191-203.
- Gattuso, J. P., M. Frankignoulle and S. V. Smith. 1999. Measurement of community metabolism and significance in the coral reef CO₂ source-sink debate. *Proceedings of the National Academy of Science* 96:13017-13022.
- Goldhaber, M. B. and I. R. Kaplan. 1980. Mechanisms of sulfur incorporation and isotope fractionation during early diagenesis in sediments of the Gulf of California. *Marine Chemistry* 9:95-143.
- Holser, W. T. 1966. Bromide geochemistry of salt rocks. *In: Second Symposium on Salt: Northern Ohio Geological Society*, v. 1. pp. 248-275.
- Ibarra-Obando, S., V. F. Camacho-Ibar, J. D. Carriquiry and S. V. Smith. 2001. Upwelling and lagoonal ecosystems of the dry Pacific coast of Baja California. *In: Seeliger, U. and B. Kjerfve (eds.). Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer-Verlag, Berlín pp. 315-330.
- Jones, B. F. and D. M. Deocampo. 2003. Geochemistry of saline lakes. *In: H.D. Holland and Turekian K.K. (executive directors). Surface and Ground Water, Weathering, and Soils*. First Edition. *Treatise on Geochemistry* pp. 393-424.
- Jørgensen, B. B. and D. J. Des Marais. 1986. A simple fiber-optic microprobe for high resolution light measurements: application in marine sediment. *Limnol. Oceanogr.* 31:1376–1383.
- Keeling, C. D., S. C. Piper, R. B. Bacastow, M. Wahlen, T. P. Whorf, M. Heimann and H. A. Meijer. 2005. Exchanges of atmospheric CO₂ and ¹³CO₂ with the terrestrial biosphere and oceans from 1978 to 2000. I. Global aspects, SIO Reference Series, No. 01-06, Scripps Institution of Oceanography, San Diego. 88 p.
- Kinsman, D. J. 1966. Gypsum and anhydrite of recent age. Trucial Coast, Persian Gulf in J.L. Rau (editores). *Proc. Second Salt Symposium*. Northern Ohio. Geol. Soc. 1:302-326.
- Lara-Lara, J. R., J. A. Arreola-Lizárraga, L. E. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. de la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, M. I. Espejel-Carbajal, M. Guzmán-Arroyo, L. B. Ladah, M. López-Hernández, E. A. Meling-López, P. M. Casasola-Barceló, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara and J. A. Zertuche-González. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. *En: Capital Natural de México, Vol. I: Conocimiento Actual de la Biodiversidad*. CONABIO, D.F., México. pp. 109-134.
- Middelburg, J. J., G. Klaver, J. Nieuwenhuize, A. Wielemaker, W. de Haas, T. Vlug and J. F. W. A. van der Nat. 1996. Organic matter mineralization in intertidal sediments along an estuarine gradient. *Marine Ecology Progress Series* 132:157-168.
- Norzagaray-López, C. O., J. M. Hernández-Ayón, L. E. Calderon-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, C. Chapa-Balcorta and A. Ayala-Bocos. 2017. Aragonite saturation and pH variation in a fringing reef are strongly influenced by oceanic conditions. *Limnology and Oceanography* doi:10.1002/lno.10571.
- Phleger, F. B. 1969. A modern evaporite deposit in Mexico: *Am. Assoc. Petroleum Geologist Bull.* 53:824- 829.
- Phleger, F. B. and Ewing G. C. 1958. Sedimentology and oceanography of coastal lagoons in Baja California, Mexico. *Geol. Soc. Amer. Bull.* 73:145- 182.
- Pinckney, J. L. and H. W. Paerl. 1997. Anoxygenic photosynthesis and nitrogen fixation by a microbial mat community in a Bahamian Hypersaline Lagoon. *Appl. Environ. Microb.* 63:420-426.
- Shynu, R., V. P. Rao, V. V. S. S. Sharma, P. M. Kessarkar and R. Mani-Murali. 2015. Sources and fate of organic matter in suspended and bottom sediments of the Mandovi and Zuari estuaries western India. *Curr. Sci.* 108:226-238.

- Suzuki, A. and H. Kawahata. 1999. Partial pressure of carbon dioxide in coral reef lagoon. *Journal of Oceanography* 55:731-745.
- Tovilla-Hernández. C. 1998. Ecología de los bosques de manglar y algunos aspectos socioeconómicos de la zona costera de Barra de Tecoanapa Guerrero, México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 368 p.
- Valdivieso-Ojeda, J. A. 2014. Biogeoquímica de metales traza en sedimentos y tapetes microbianos de Guerrero Negro, B.C.S: Un sistema hipersalino. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Marinas, Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Universidad Autónoma de Baja California. México. 126 p.
- Valdivieso-Ojeda, J. A., C. O. Norzagaray-López, M. A. Huerta-Díaz, J. M. Hernández-Ayón and F. Delgadillo-Hinojosa. 2017. Lagunas costeras hipersalinas de la Península de Baja California: Un potencial repositorio de carbono no cuantificado. *En: Paz-Pellat, F. y R. Torres-Alamilla (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp 413-417.*
- Warren, J. K. 2010 Evaporites through time: Tectonic, climatic and eustatic controls in marine and nonmarine deposits. *Earth Sci. Rev.* 98:217-268.



Capítulo 10

LAGUNAS COSTERAS

Coordinador

Jorge A. Herrera-Silveira^{1‡}

Colaboradores

**Mónica Pech-Cardenas¹, Sara M. Morales-Ojeda¹, Israel Medina-Gómez¹,
Javier Ramirez-Ramirez¹, Ileana Osorio-Moreno¹, Víctor F. Camacho-Ibar²,
Ma. Carmen Ávila Lopez² y J. Martín Hernández-Ayón²**

¹Laboratorio de Producción Primaria, CINVESTAV – Instituto Politécnico Nacional, Mérida, Yucatán, México.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México.

INTRODUCCIÓN

El territorio mexicano posee 11 593 km de litoral costero (de la Lanza *et al.*, 2013). Se caracteriza por la presencia de diversos ambientes geomorfológicos, denominados comúnmente bajo el término de lagunas costeras (LC), que exhiben diferencias regionales debido a su origen, extensión y naturaleza. De acuerdo con de la Lanza *et al.* (2013) el número de lagunas costeras o cuerpos de agua reconocidos como unidades individuales en México es 164. En adición, estos autores clasifican la zona costera de acuerdo con la red fluvial y su intercambio energético, arreglo fisiográfico, geología, clima y vegetación, proponiendo siete regiones geográficas del litoral costero.

Si bien, las lagunas costeras son ambientes de alta productividad (Contreras-Espinoza, 1993; Herrera-Silveira *et al.*, 2006), están expuestas a distintos grados de presión humana debido a los usos directos o indirectos que se hace de ellas. Para el manejo basado en información, se requieren análisis de datos robustos que permitan reconocer la funcionalidad de las LC para mejorar el entendimiento de los ciclos globales de elementos clave como: carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P). Este es uno de los principales

objetivos del Proyecto *Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ) del Programa Internacional Geosfera-Biosfera (IGBP, por sus siglas en inglés) al proveer herramientas que faciliten estimar los flujos de los principales elementos a través de balances biogeoquímicos en la zona costera (ver Caja 1). Si bien, un total de 22 lagunas costeras en México han sido estudiados bajo este enfoque (Smith *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1999.), aún se presenta la necesidad de una síntesis del balance del carbono basada en información existente de características del agua que estén relacionadas con los ciclos biogeoquímicos (*i.e.* Hernández-Ayón *et al.*, 2004; Contreras-Espinoza *et al.*, 2005; Valenzuela-Siu *et al.*, 2007; Mendoza-Mojica *et al.*, 2013). A partir de este análisis y síntesis de la información, se podrá identificar entre otras cosas, el estado auto o heterótrofo de las LC, así como el tiempo de residencia del agua; ya que esta característica es importante como indicador del potencial de acumulación/retención de materia orgánica y contaminantes que vienen de la cuenca, y, que se depositan en las lagunas costeras. Por otra parte, con la síntesis también se podrían identificar las regiones que requieren más atención en estos temas de investigación.

Caja 1. Objetivos de LOICZ

Los objetivos de LOICZ descritos desde el Global Change Report No. 25 (Holligan y de Boois, 1993) se describen a continuación:

- 1) Determinar a escala global y regional:
 - a. Los flujos de materiales entre la costa, océano y atmósfera vía la zona costera.
 - b. La capacidad de los sistemas costeros para transformar y almacenar la materia particulada y disuelta.
 - c. Los efectos de los cambios en las condiciones por forzamiento externos sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas costeros.
- 2) Determinar cómo los cambios en el uso de tierra, clima, nivel del mar y actividades humanas alteran los flujos y la retención de partículas en la zona costera y afecta la morfodinámica de las costas.
- 3) Determinar cómo los cambios en los sistemas costeros, incluidas las respuestas ante los aportes terrestres y oceánicos de materia orgánica y nutrientes, afectarán el ciclo global del carbono y la composición de los gases traza de la atmósfera.
- 4) Evaluar cómo responderán los sistemas costeros ante el cambio global, cómo afectarán la habitabilidad y el uso de los ambientes costeros por parte de los humanos y desarrollar las bases científicas y socioeconómicas para la gestión integrada de ambientes costeros.

LAND - OCEAN INTERACTIONS IN THE COASTAL ZONE (LOICZ)

Para cumplir los objetivos (ver Caja 1) que LOICZ tiene como programa global, ha establecido una serie de herramientas para abordar los flujos de materiales y las dimensiones humanas en la zona costera. Estas han proporcionado descripciones regionales y globales de transformaciones biogeoquímicas en estuarios y mares costeros (<https://www.futureearthcoasts.org/>), como se explica a continuación:

Flujos biogeoquímicos de C, N y P

Con relación a los flujos biogeoquímicos **las preguntas de interés para LOICZ e IGBP son:**

- ¿El metabolismo neto de las zonas costeras, de manera global, es fuente o sumidero de CO₂?
- ¿Cómo ha cambiado el estado trófico neto en respuesta a la intervención humana local y al cambio ambiental global?

- Dada la heterogeneidad espacial de la zona costera, ¿cuál es la distribución espacial del metabolismo neto en la zona costera?

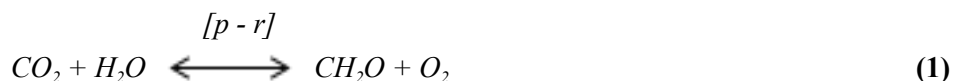
LOICZ ha implementado herramientas para evaluar procesos biogeoquímicos para C, N y P en la zona costera (ver Caja 2), tal como lo describen Gordon *et al.* (1996) y Smith *et al.* (2003). El tema del carbono y su ciclo biogeoquímico es fundamental para este enfoque dual de LOICZ. Un objetivo importante es determinar el equilibrio relativo de la zona costera con respecto al flujo de carbono neto respondiendo a la pregunta: ¿Es la zona costera un compartimento global autótrofo o heterótrofo? (Holligan y Reiners, 1991). Cabe destacar que se ha señalado que las zonas costeras son sistemas con comportamiento heterotrófico, pero esta conclusión sigue siendo controvertida (Cai, 2011). Aunque el argumento de la heterotrofia ha sido apoyado por algunos investigadores, otros trabajos han argumentado que los sistemas costeros son actualmente autótrofos. Existen evidencias de que algunos ecosistemas costeros son autótrofos y éstos suelen ser sistemas que reciben mayores descargas de nutrientes inorgánicos en relación con las cargas orgánicas.



Caja 2. Uso de datos de nutrientes de LOICZ para determinar el metabolismo en zonas costeras

El enfoque LOICZ se ha dirigido a datos existentes (nutrientes y salinidad) de estuarios individuales y mares costeros. LOICZ consideró que no había tiempo ni recursos suficientes para recopilar una cantidad adecuada de datos primarios para abordar las preguntas antes enumeradas a escala global. Además, se reconoció que hay muy pocos sitios en todo el mundo con mediciones directas del metabolismo neto del carbono para los sistemas estuarinos o costeros. Por lo tanto, el metabolismo neto se ha inferido indirectamente, a través de datos relativamente más disponibles sobre nutrientes y salinidad en ecosistemas costeros. Usando los datos para cada sitio de estuario o mar costero, se construyen presupuestos de agua y sal, se derivan los presupuestos o balances de nitrógeno y fósforo inorgánico disuelto y los cálculos estequiométricos generan valores de metabolismo netos para el sistema.

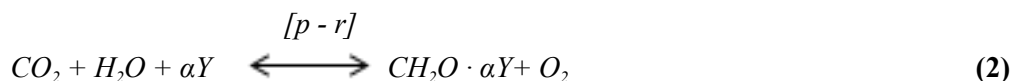
El metabolismo neto del carbono se puede representar de manera simplista mediante la siguiente ecuación como lo describen Crossland *et al.* (2005):



donde, p es la producción primaria y r la respiración.

La diferencia entre la producción primaria y la respiración (p – r) representa el Metabolismo Neto del Ecosistema (NEM, por sus siglas en inglés) y describe el papel del metabolismo orgánico en ese sistema como fuente o sumidero de CO₂. La formación de materia orgánica a través de la producción primaria

también secuestra nutrientes (especialmente nitrógeno y fósforo) junto con el carbono. La oxidación de esa materia orgánica (respiración) libera nutrientes. Para cualquier nutriente, Y, tomado en la relación α con respecto al carbono, la Ecuación 1 se puede modificar de la siguiente manera:



donde, p es la producción primaria y r la respiración.

La razón de Redfield C:N:P (106:16:1), genera valores α de 6.6 y 106 para N y P, respectivamente, en sistemas planctónicos (Redfield *et al.*, 1963). La Ecuación 1 simplifica en gran medida lo complejo del sistema por tres razones principales: Primero, el uso de la ecuación para estimar NEM supone que las reacciones hacia la izquierda y hacia la derecha (es decir, p y r) se basan en el mismo valor de α. En segundo lugar, supone que α es conocido. Tercero, supone que otras reacciones de Y que no son consideradas en esta estequiometría son pequeñas.

A falta de datos que indiquen lo contrario, los dos primeros supuestos (con valor constante y conocido de α) usualmente se abordan mediante la razón de Redfield (con un valor constante de α), pero con más información para cualquier sistema las suposiciones pueden ser ajustadas. Sin embargo, la tercera suposición es quizás la más crítica:

- 1) En el caso del P, es sabido que ocurren las reacciones de adsorción y precipitación inorgánicas. Cuando el valor de NEM resulta cerca de 0, las reacciones no consideradas en la estequiometría es probable que causen errores; por otro lado, es poco probable que sean un problema grave cuando el valor generado de NEM está alejado de cero.
- 2) En el caso del N, las reacciones inorgánicas suelen ser mínimas. Sin embargo, es probable que los procesos de fijación de nitrógeno (es decir, la conversión de gas N₂ a N orgánico) y especialmente la desnitrificación (conversión de NO₃ en gases N₂ y N₂O) son procesos de gran importancia en sistemas bentónicos. Por lo tanto, este enfoque estequiométrico simple está limitado ante dichos procesos.

El enfoque de LOICZ es realizar cálculos de las entradas y salidas de N y P disueltos en los ecosistemas acuáticos costeros y cálculos del metabolismo neto del sistema. En su mayor parte, los cálculos de los presupuestos de nutrientes disueltos se basan en cálculos de balances de agua y sal para establecer la advección y mezcla de agua en estos sistemas. Por lo tanto, se dice que los N y P disueltos se *comportan de manera no conservadora* con respecto al flujo de agua y sal (Gordon *et al.*, 1996; Smith, 2003; Crossland *et al.*, 2005). El comportamiento no conservador del P disuelto (escalado por la constante de proporcionalidad α) se utiliza en la estimación de NEM.

BASES PARA LOS ANÁLISIS

La base de datos usada para calcular los balances de sal, C, N y P en las lagunas costeras de México fue elaborada y documentada por Herrera *et al.* (2018). La base está conforma por información relacionada con 59 lagunas costeras, ríos y mares; cuyos datos geográficos, climáticos e hidrológicos son suficientes para aplicar las aproximaciones de los distintos balances propuestos por el modelo LOICZ.

Smith *et al.* (1999) reportaron previamente presupuestos o balances para 22 lagunas costeras de México (ver Caja 3), por lo que esta información fue considerada en el análisis de la información.

Se obtuvo un valor promedio, por laguna costera, de las variables usadas para los cálculos del balance de

agua y nutrientes. Esto se hizo porque hay cuerpos de agua con más de un registro por año y época, de tal forma que el resultado es el promedio para esa laguna costera.

Resumida la información por laguna costera, se procedió al cálculo de los balances de agua y nutrientes. Consultando el sitio oficial del proyecto LOICZ para obtener las hojas de operaciones (*templates*) con los cálculos necesarios (http://www.ecology.unibo.it/LOICZCalculator/loicz_calculator.htm). Se eligió el modelo de una caja o sistema (*one box*), que significa que la laguna costera no tiene zonificación y, por ello, el uso del promedio de cada variable. Esto permitió estandarizar los cálculos de balances en las lagunas costeras. Los cuerpos de agua pueden tener zonificación de acuerdo con distintos factores; por ejemplo, la salinidad, por lo que a mayor precisión de las estimaciones se usan modelos de más de una caja.

Las lagunas costeras fueron agrupadas con base en la regionalización de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2008) del litoral costero mexicano: Pacífico Norte (Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Nayarit), Pacífico Centro (Jalisco, Colima, Michoacán), Pacífico (Guerrero, Oaxaca, Chiapas), Golfo de México (Tamaulipas, Veracruz, Tabasco) y Península de Yucatán (Campeche, Yucatán, Q. Roo).

Caja 3. Estudios previos de LOICZ en México

Localización de los sitios de las lagunas costeras analizadas previamente en México, incluyendo un sitio en Centroamérica y otro en Sudamérica. Se presentan los resultados de los flujos de agua dulce en m^3 divididos por el área del sistema (Figura C3.1).

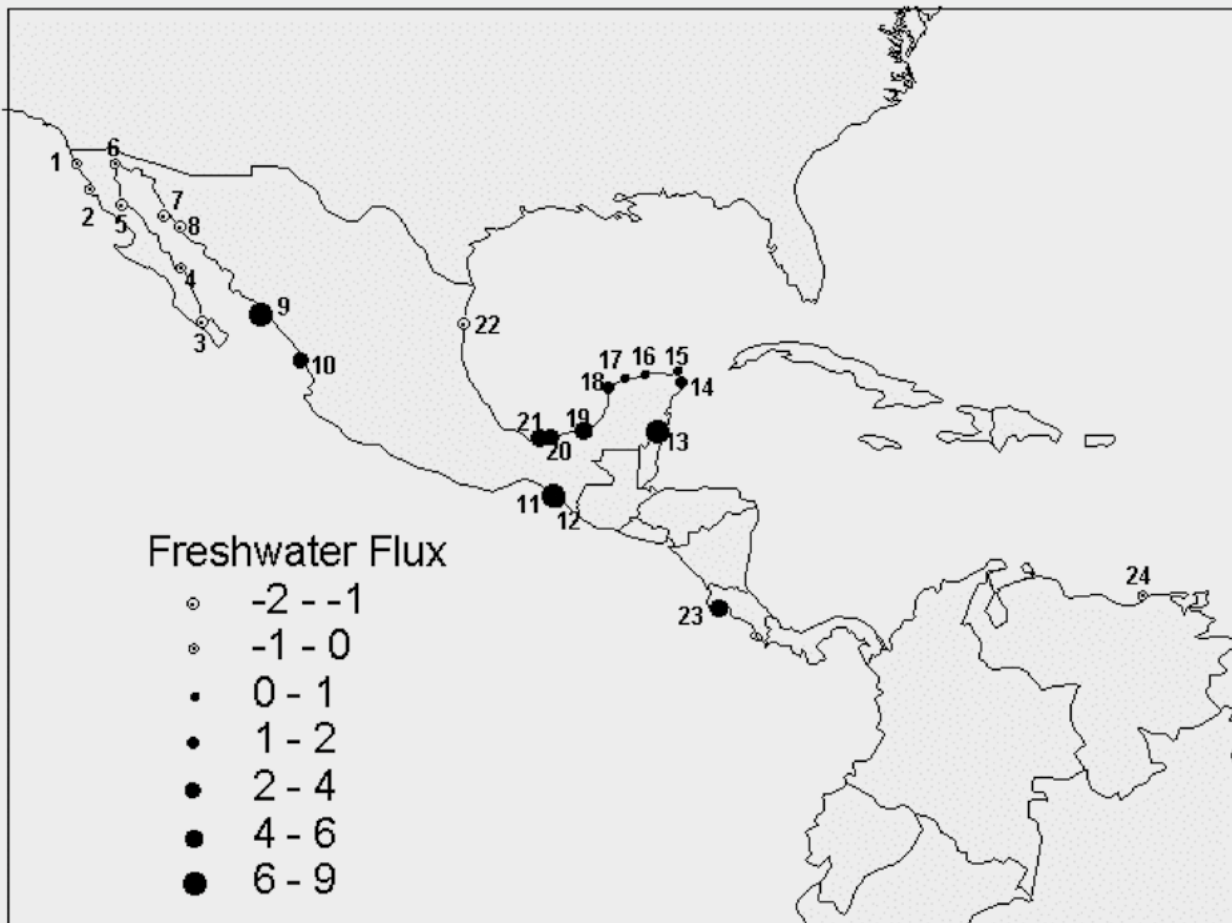


Figura C3.1. Localización de los sitios de las lagunas costeras.
Fuente: Smith *et al.* (1999).

RESULTADOS OBTENIDOS DEL BALANCE DE AGUA Y NUTRIENTES

En la región PN se ubicó el mayor número de lagunas costeras (21) con datos que permitieron obtener los balances de agua y nutrientes de este capítulo,

mientras que la región con menor número de datos que permitan obtener los balances de LOICZ fue el PC con tan solo una laguna costera (Figura 1).

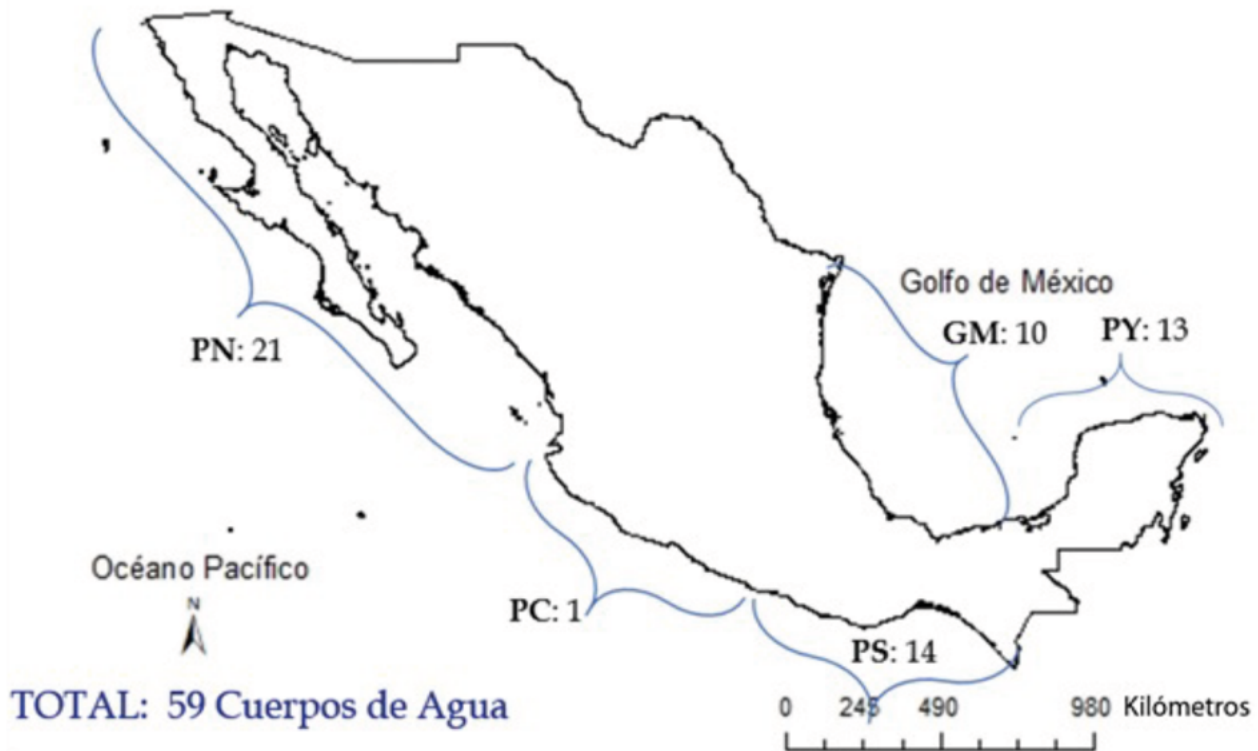


Figura 1. Número de lagunas costeras por región geográfica, según la CONABIO, obtenidos para cálculos LOICZ.

Análisis del balance de agua y nutrientes

En el Cuadro 1 se presentan las coordenadas geográficas de las lagunas costeras, la región

geográfica a la que pertenece y los valores promedio de las características de salinidad de la laguna, fuente de agua marina, fuente de agua dulce y precipitación que le corresponden a cada uno de ellos.

Cuadro 1. Nombre, región, ubicación geográfica y valores de salinidad en las 59 lagunas costeras.

No.	Región	Laguna costera	Long.	Lat.	Sal LC (gr kg ⁻¹)	Sal AGD (gr kg ⁻¹)	Sal MC (gr kg ⁻¹)	Precipitación (mm día ⁻¹)
1	PN	Bahía San Quintín	-115.95	30.45	32.8	0.3	34.8	0.2
2	PN	Bahía La Paz	-110.37	24.13	35.4	0	34.7	0.7
3	PN	Bahía Concepción	-111.74	26.65	35.6	0	35.0	0.7
4	PN	Bahía de Altata-Ensenada del Pabellón	-107.63	24.42	25.4	0	34.6	1.1
5	PY	Bahía de Chetumal	-88.05	18.61	9.5	0	25.0	6.8
6	PY	Bahía de la Ascensión	-87.60	19.64	29.5	0	36.0	6.8
7	PN	Bahía Los Ángeles	-113.54	28.95	35.3	0	34.7	0.3
8	PN	Bahía San Luis Gonzaga	-114.38	29.82	34.9	0	34.2	0.4
9	PN	Bahía Topolobamo	-109.07	25.57	35.1	0	34.7	0.7
10	PN	Bahía Yavaros	-109.49	26.70	22.0	0	34.7	0.0
11	PS	Chantuto-Panzacola	-92.85	15.20	14.7	0	26.1	5.9
12	PN	Ensenada de la Paz	-110.37	24.13	35.7	0	34.8	0.7
13	PN	Estero Agiabampo	-109.20	26.35	36.9	0	34.7	1.4
14	PN	Estero El Sargento	-112.31	29.35	37.4	0	37.5	0.5
15	PN	Estero La Cruz	-111.88	28.78	39.4	0	35.5	0.7

**Cuadro 1. Nombre, región, ubicación geográfica y valores de salinidad en las 59 lagunas costeras.. (Continuación)**

No.	Región	Laguna costera	Long.	Lat.	Sal LC (gr kg ⁻¹)	Sal AGD (gr kg ⁻¹)	Sal MC (gr kg ⁻¹)	Precipitación (mm día ⁻¹)
16	PN	Estero Punta Banda	-116.63	31.75	34.4	0	33.6	0.6
17	PN	Estero San Benito	-112.85	26.48		0	33.6	2.6
18	PN	Estero Tastiota	-111.44	28.36	35.0	0	34.7	1.6
19	PN	Estuario Río Colorado delta	-114.70	31.75	22.8	0	34.8	0.2
20	GM	Laguna Alvarado	-93.61	18.36	11.6	0	34.8	4.8
21	PY	Laguna Atasta	-92.02	18.55	17.0	0	34.8	13.3
22	GM	Laguna Camaronera	-95.90	18.83	10.0	0	34.8	4.8
23	GM	Laguna Carmen-Machona	-93.75	18.33	22.2	0	28.4	11.7
24	PS	Laguna Chacahua	-97.69	15.98	33.3	0	34.3	8.8
25	PS	Laguna Chautengo (Nexpa)	-99.10	16.62	20.6	0	34.3	3.2
26	PS	Laguna Corralero	-98.19	16.23	44.7	0	34.3	2.7
27	PC	Laguna Cuyutlán	-104.06	18.95	34.6	0	34.3	2.8
28	PY	Laguna de Bojórquez	-86.76	21.14	30.0	0	36.0	2.7
29	PY	Laguna de Celestún	-90.25	20.95	22.2	5	36.1	1.7
30	PY	Laguna de Chacmochuc	-86.84	21.35	33.0	0	36.0	2.7
31	PY	Laguna de Chelem	-89.65	21.28	37.5	2	35.9	0.8
32	PY	Laguna de Dzilam	-88.64	21.49	32.9	7	35.7	2.2
33	GM	Laguna de La Mancha	-96.38	19.59	19.4	0	34.8	4.0
34	GM	Laguna de Mecoacán	-93.13	18.39	8.3	0	35.4	6.4
35	PY	Laguna de Nichupté	-86.73	21.52	26.1	0.5	28.7	2.9
36	PY	Laguna de Río Lagartos	-87.68	21.61	47.9	2	36.2	2.7
37	PY	Laguna de Términos	-91.50	18.67	23.9	0	35.9	4.8
38	PN	Laguna Huizache-Caimanero	-106.03	22.93	38.4	0	34.3	1.9
39	PS	Laguna La Joya-Buenavista	-93.60	15.84	27.4	0	34.3	2.1
40	PN	Laguna La Salina	-116.87	32.06	50.0	0	34.4	0.7
41	PN	Laguna Lobos	-110.50	27.32	38.0	0	36.1	0.9
42	GM	Laguna Madre	-97.38	23.80	43.6	0	35.6	1.3
43	GM	Laguna Mandinga	-95.03	18.53	16.8	0	34.8	3.8
44	PS	Laguna Manialtepec	-97.17	15.93	4.8	0	34.3	3.7
45	PS	Laguna Mar Muerto	-94.42	16.28	39.3	0	34.3	3.7
46	PN	Laguna Moroncarit	-109.58	26.71	16.7	0	34.7	0.7
47	PS	Laguna Nuxco	-100.79	17.20	14.6	0	34.3	2.7
48	PS	Laguna Pastoria	-97.57	15.99	37.5	0	34.3	3.7
49	PY	Laguna Pom	-92.03	18.50	6.0	0	34.8	4.8
50	PS	Laguna Potosí	-101.43	17.54	40.9	0	34.3	3.2
51	PS	Laguna Pozuelos-Murillo	-92.30	14.62	11.4	0	34.3	14.9
52	GM	Laguna Pueblo Viejo	-97.88	22.16	19.6	0	34.8	2.7
53	PS	Laguna Superior	-94.78	16.23	49.8	0	34.3	3.8
54	GM	Laguna Tamiahua	-97.48	21.47	26.5	0	34.8	3.7
55	GM	Laguna Tampamachoco	-97.35	20.99	26.0	0	34.8	3.7
56	PS	Laguna Tres Palos	-99.68	16.75	3.0	0	34.3	2.7
57	PY	Laguna Yalahau	-87.33	21.47	37.3	0	36.1	2.7
58	PS	Sistema Lagunar Carretas Pereira	-93.16	15.50	13.1	0	30.1	6.0
59	PN	Teacapan-Agua Brava-Marismas Nacionales	-105.53	22.13	29.0	0	34.1	4.5

LC = Laguna costera, AGD = Agua dulce y MC = mar costero.

En el Cuadro 2 se presenta el volumen de intercambio (V_x) o flujo diario promedio en metros cúbicos de agua que sale de la laguna, equilibrado por un flujo de agua de mar que ingresa a la laguna en $10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Con base en este dato, el modelo LOICZ permitió determinar el número de días que permanece el agua en cada laguna; es decir, el tiempo de residencia (τ). Los tiempos de residencia en las distintas lagunas

costeras variaron de <1 a 1864 días, siendo la Laguna La Joya-Buenavista en el PS la laguna con mayor τ , mientras que las 8 LC con menores τ se ubicaron en la región PS (Mar Muerto, Pozuelos-Murillo, Superior y Tres Palos), Golfo de México (Mecoacán, Laguna Madre y Pueblo Viejo) y en la PY (Río Lagartos). Las estimaciones están basadas a partir de los reportes de las investigaciones de cada laguna.

Cuadro 2. Resumen de medidas del balance de agua, sal y nutrientes en 59 lagunas costeras en México obtenidas con el modelo LOICZ de solo un sistema (one box).

Laguna costera	V_x ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$)	τ (d)	ΔPID ($\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	ΔNID ($\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	(nfix-denit) $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	(p-r) $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Metabolismo
Bahía San Quintín	3623.3	23	0.123	0.28	-1.69	-13	Heterotrófico
Bahía La Paz	14 750.0	38					
Bahía Concepción	62 268.5	46	-0.002	0.25	0.28	0.2	Autotrófico
Bahía de Altata-Ensenada del Pabellón	723 262.6	2	11.631	5.49	-180.61	-1232.9	Heterotrófico
Bahía de Chetumal	111 474.6	13					
Bahía de la Ascención	7531.5	205		0.05	0.05		
Bahía Los Angeles	24 345.9	108					
Bahía San Luis Gonzaga	175	65	0.038	-0.03	-0.64	-4	Heterotrófico
Bahía Topolobamo	16 610.6	4					
Bahía Yavaros							
Chantuto-Panzacola	158.7	182	0.023	0.04	-0.33	-2.4	Heterotrófico
Ensenada de la Paz	7092.3	19	-0.033	0.2	0.73	3.5	Autotrófico
Estero Agiabampo	17 463.0	31					
Estero El Sargento							
Estero La Cruz	1 101.1	27	0.056	-0.16	-1.06	-5.9	Heterotrófico
Estero Punta Banda	1 457.8	32	0.094	0.02	-1.48	-10	Heterotrófico
Estero San Benito							
Estero Tastiota	1 144.4	4	-0.064	1.43	2.45	6.8	Autotrófico
Estuario Río Colorado delta	33 080.4	38	0.052	0.53	-0.3	-5.5	Heterotrófico
Laguna Alvarado	71.7	649					
Laguna Atasta	13 520.3	20					
Laguna Camaronera	40.7	455					
Laguna Carmen-Machona	45 985.2	3	2.855				
Laguna Chacahua	41 589.3	1					
Laguna Chautengo (Nexpa)	36 714.2	2					
Laguna Corralero	414.2	72					



Cuadro 2. Resumen de medidas del balance de agua, sal y nutrientes en 59 lagunas costeras en México obtenidas con el modelo LOICZ de solo un sistema (one box). (Continuación)

Laguna costera	Vx (10 ³ m ³ d ⁻¹)	τ (d)	ΔPID (mmol m ⁻² d ⁻¹)	ΔNID (mmol m ⁻² d ⁻¹)	(nfix-denit) mmol m ⁻² d ⁻¹	(p-r) mmol m ⁻² d ⁻¹	Metabolismo
Laguna Cuyutlán	5 273.6	11	0.043	-0.06	-0.75	-4.6	Heterotrófico
Laguna de Bojórquez	349.8	37					
Laguna de Celestún	398.2	49	0.006	-0.23	-0.33	-0.6	Heterotrófico
Laguna de Chacmochuc	9 918.8	11					
Laguna de Chelem	12.83	12	0.008	0.43	0.3	-0.8	Heterotrófico
Laguna de Dzilam	668.3	9	0.011	0.01	-0.17	-1.2	Heterotrófico
Laguna de La Mancha	1 225.6	1					
Laguna de Mecocacán	69 613.1	<1	0.243				
Laguna de Nichupté	3 588.9	24	0.015	0.67	0.43	-1.6	Heterotrófico
Laguna de Río Lagartos	20 720.9	<1	-0.028	-0.18	0.27	3	Autotrófico
Laguna de Términos	996 144.0	5	-1.485	-2.08	21.68	157.4	Autotrófico
Laguna Huizache-Caimanero	3 577.5	28					
Laguna La Joya-Buenavista	23.8	1864					
Laguna La Salina	3.2	47					
Laguna Lobos	9 740.7	15	0.204				
Laguna Madre	3 764 081.4	<1 >100					
Laguna Mandinga	232.9	33					
Laguna Manialtepec	18	435					
Laguna Mar Muerto	2 503 045.4	<1>100					
Laguna Moroncarit	1027.9	<1					
Laguna Nuxco	3683	2					
Laguna Pastoria	582.9	39					
Laguna Pom	7940.8	39					
Laguna Potosí	37.4	212					
Laguna Pozuelos-Murillo	71 894 776.2	<1					
Laguna Pueblo Viejo	566 660.3	<1>100					
Laguna Superior	5 965 262.8	<1>100					
Laguna Tamiahua	2 252 927.1	1>100					
Laguna Tampamachoco	3402	5					
Laguna Tres Palos	749 665.3	<1>150					
Laguna Yalahau	65 642.4	6	-0.017				
Sistema Lagunar Carretas Pereira	1058.2	25	0.186	0.32	-2.66	-19.7	Heterotrófico
Teacapan-Agua Brava-Marismas Nacionales	1 119 426.7	4>100	-5.263	-14.06	70.15	557.9	Autotrófico

El Cuadro 2 también incluye la estimación de los flujos de fósforo inorgánico disuelto (PID, por sus siglas en inglés) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID, por sus siglas en inglés) en unidades de $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ entre la fuente y el sumidero de agua. Los valores de los cambios de PID y NID (ΔPID y ΔNID), respectivamente, que resultaron positivos indicaron liberación de nutrientes; mientras que los valores negativos indicaron acumulación de nutrientes en el sistema.

Con base en las relaciones estequiométricas N:P, que en este caso los modelos LOICZ usan, de acuerdo con la relación 16:1 (Redfield *et al.*, 1963), el modelo determinó el valor esperado del ΔNID , este valor fue utilizado para estimar el efecto neto de la fijación de N menos la desnitrificación (nfix-denit) comparando el valor calculado de ΔNID con el valor esperado de ΔNID de acuerdo a la relación Redfield.

En las LC donde fue posible calcular el balance de ambos nutrientes, también se determinó el metabolismo

neto del ecosistema (NEM), el cual equivale a la diferencia entre producción y respiración ($p-r$). Los valores positivos de esta diferencia caracterizan al sistema como autotrófico mientras que los valores negativos indican que el sistema es heterotrófico, partiendo del hecho que los valores positivos del ΔNID representan oxidación neta de la materia orgánica.

La distribución geográfica de los balances que se obtuvieron con el modelo LOICZ se presenta de manera espacial en las Figuras 2, 3 y 4. Observándose que en menos del 50% de las LC incluidas en este capítulo fue posible calcular los balances de nutrientes PID y NID. Es probable que con más dedicación a la búsqueda de datos se pueda incrementar el número de LC con balances de nutrientes y estimaciones del metabolismo.

De las 19 lagunas costeras donde fue posible obtener todos los balances, la mayoría presentaron comportamiento heterotrófico, lo que significa que funcionan como sumidero de nutrientes.

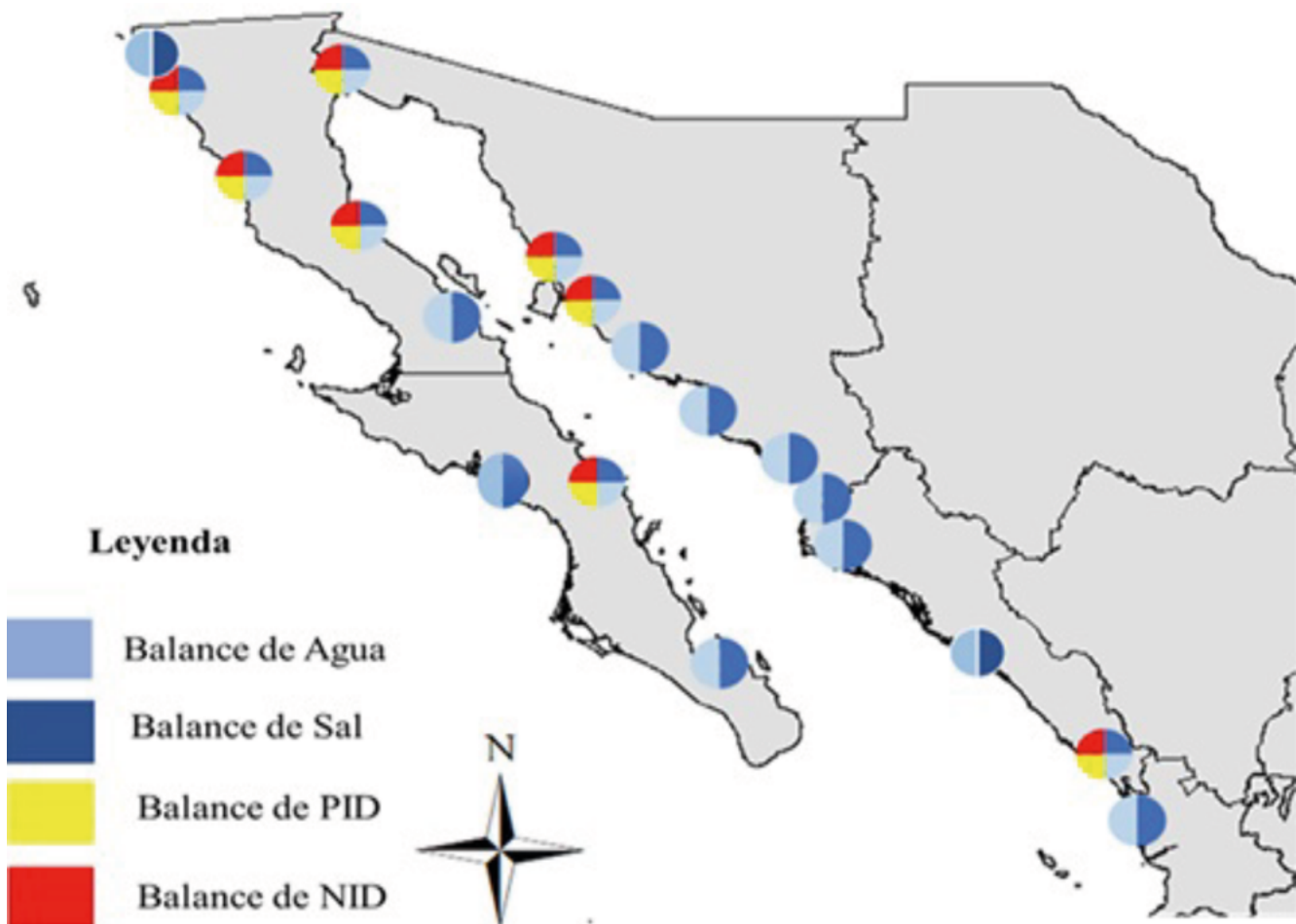


Figura 2. Balance de agua, sal y nutrientes en lagunas costeras de la región Pacífico Norte.

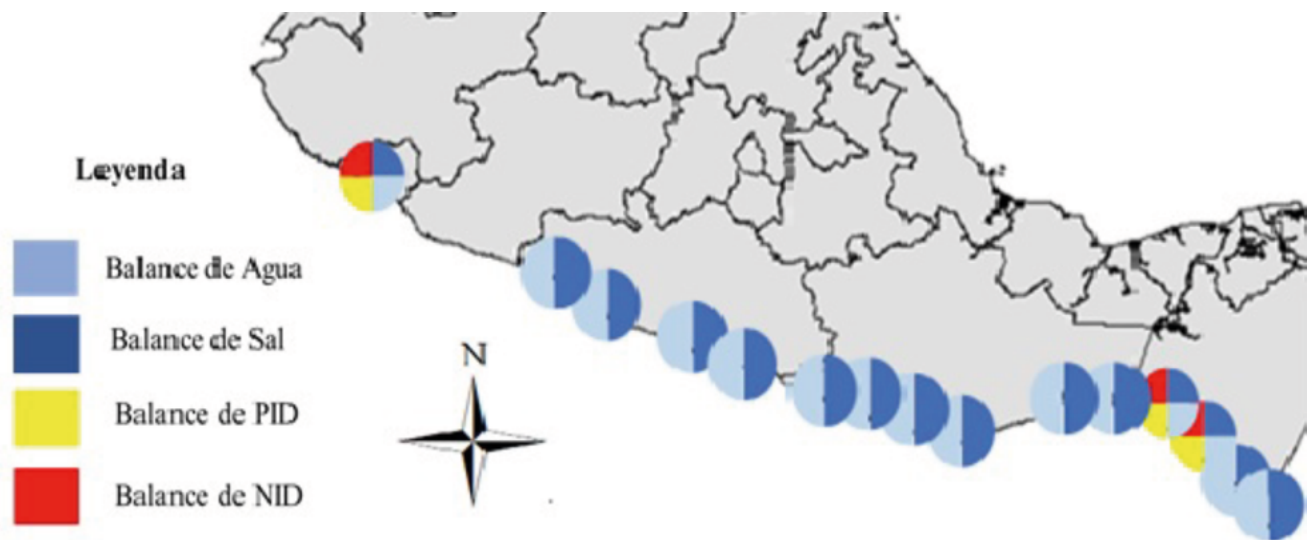


Figura 3. Balance de agua, sal y nutrientes en lagunas costeras de las regiones Pacífico Centro y Sur.

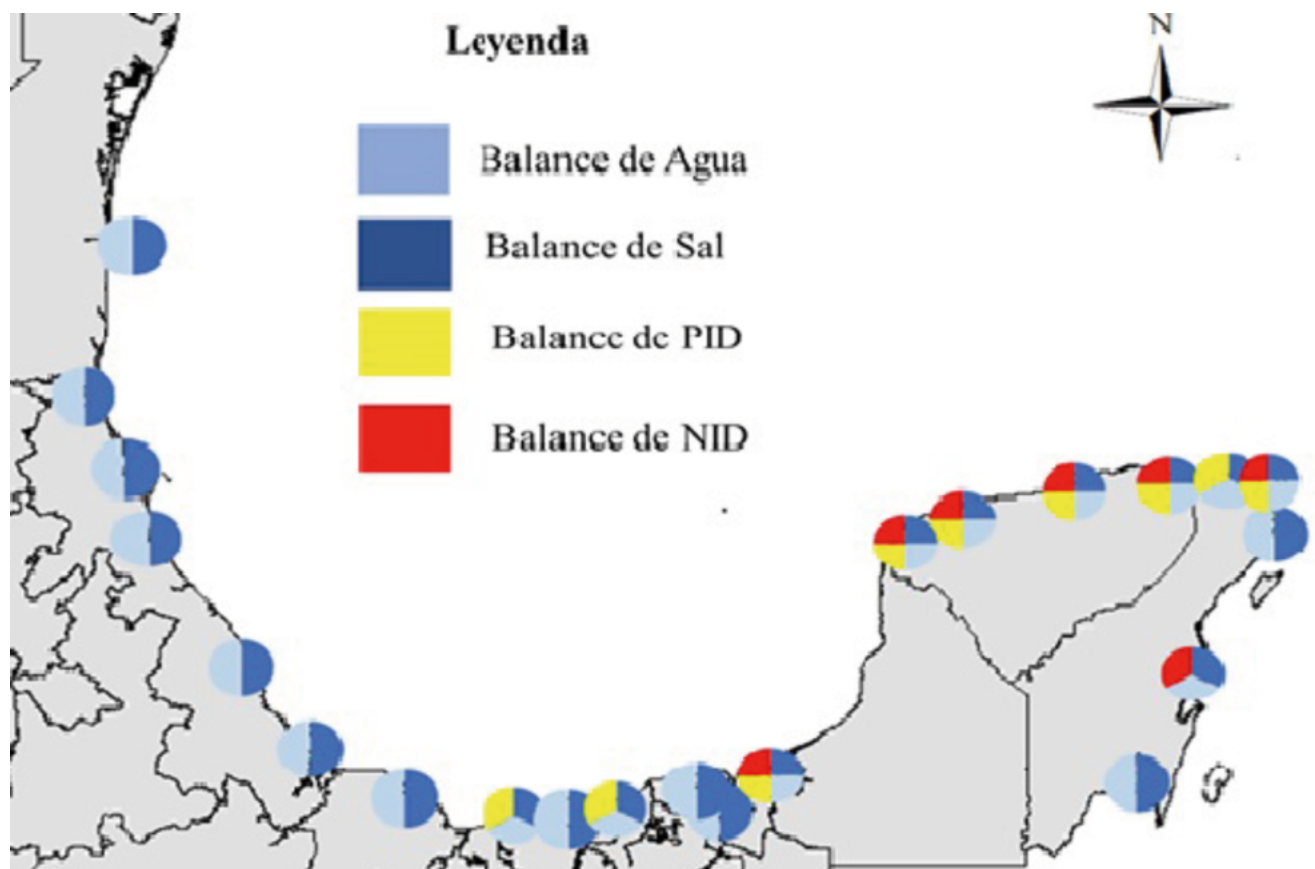


Figura 4. Balance de agua, sal y nutrientes en lagunas costeras de las regiones Golfo de México y Península de Yucatán.

CONSIDERACIONES DURANTE LOS CALCULOS DE BALANCES DE AGUA Y NUTRIENTES

- La documentación de la base de datos sobre lagunas costeras en México (Herrera-Silveira *et al.*, 2018) resultó una herramienta imprescindible para los objetivos de este capítulo, es decir, la caracterización y comprensión de los balances de nutrientes en las lagunas costeras del país.
- Si bien los esfuerzos de recopilación y síntesis de los datos sobre las lagunas costeras permitieron primeras aproximaciones de los balances de agua, el balance de nutrientes aún presenta vacíos de información y actualización. Por lo que es necesario orientar esfuerzos a futuras revisiones bibliográficas que puedan integrarse a la base utilizada en este estudio y con ello mejorar el acervo de información útil para cálculos LOICZ en México.
- Los vacíos de información sobre los balances de agua y nutrientes identificados de manera espacial en este capítulo deben ser tomados en cuenta en la planeación de un manejo integral de la zona costera a escala nacional y regional.
- La información referente a las fuentes de agua dulce y mar adyacente, que se recopiló en la base de datos nacional usada para este capítulo debe ser mejorada, ya que en la mayoría de las lagunas costeras esta información es aún incompleta y/o no es reciente.
- Las unidades de las variables propuestas en la base de datos nacional utilizada en este estudio resultó útil al momento de calcular los balances de agua y nutrientes bajo el enfoque de LOICZ.
- La base de datos nacional usada en este estudio presentó información temporal en un número muy reducido de lagunas costeras, dificultando conocer las variaciones estacionales y interanuales del metabolismo del ecosistema.

SIGUIENTES PASOS

El litoral mexicano cuenta con aproximadamente 11 593 km de costa con numerosas lagunas costeras y estuarios (Contreras-Espinoza, 1993). Estos sistemas, están sujetos cada vez más a cambios en las condiciones climáticas y presiones humanas (Smith *et al.*, 1997; Bianchi *et al.*, 1999). En México hay limitado entendimiento de cómo funcionan muchos de sus ecosistemas costeros y, sin duda, hay grandes retos actuales y futuros. Se entiende, además, que el crecimiento de la población promoverá cambios y deterioros en la franja costera sumándose la explotación de los recursos naturales. Se reconoce, por tanto, la alta vulnerabilidad y amenazas que estos sistemas sufren hoy en día (Lara-Lara *et al.*, 2008; IPCC, 2013).

Es importante mencionar que en el mundo hay una gran variedad de hábitats costeros con una gran cantidad de datos generados y publicados. En este aspecto, el programa LOICZ propuso desde la década de los años 90, crear redes internacionales con el fin de proporcionar herramientas que faciliten los cálculos de NEM, en los diferentes ambientes costeros (Smith *et al.*, 1997). En relación con la incertidumbre del modelo LOICZ, es importante señalar que se han realizado ejercicios de comparación de tasas de respiración y de producción de lo calculado por LOICZ *versus* lo medido directamente. Se han encontrado resultados similares, lo cual genera confianza en el uso, pero cabe mencionar por otro lado que en otras ocasiones se han encontrado diferencias (Crossland *et al.*, 2005). Además, se han hecho comparaciones de la estimación de NEM con mediciones de la producción primaria (p) y se encontró que el NEM calculado fue inferior al 10% de la producción primaria. Así, al igual que el océano, el papel de la zona costera como fuente o sumidero de CO₂ está representado por una fracción relativamente pequeña de la producción bruta del sistema.

Si se consideran versiones mejoradas en los cálculos de NEM, idealmente los cálculos deberían realizarse mediante mediciones directas del carbono inorgánico disuelto (CID) si son muestras discretas o si son continuas vía mediciones de oxígeno, pH o pCO₂. Por ejemplo, en la Bahía San Quintín se realizaron estimaciones de NEM vía mediciones directas de CID, lo que permitió determinar que la bahía fue un sistema autótrofo neto durante la temporada de surgencia de 2005. Se había informado previamente con cálculos de fosfato que la Bahía de San Quintín, que es un sistema heterótrofo neto, debido a las importaciones de carbono

fitoplanctónico lábil generado en el océano adyacente durante el surgimiento (Camacho-Ibar *et al.*, 2003). Basado en observaciones de la dinámica de nutrientes durante las temporadas de surgencia de 2004 y 2005 se reportó que esta aparente contradicción se puede explicar en función de la dependencia de la NEP en la Bahía de San Quintín de las condiciones de surgencia, incluida la intensidad y la persistencia (Ribas-Ribas *et al.*, 2011), pero queda la tarea de realizar más mediciones y la verificación de los cálculos vía nutrientes y mediciones del CID.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En este capítulo fue posible determinar el balance de agua y sal en mayor número de lagunas costeras (59) que en lo reportado en estudios previos con objetivos similares (22). Los resultados en este capítulo ayudarán a una mejor comprensión de los procesos

biogeoquímicos que actúan en las lagunas costeras de México, por lo que permiten identificar necesidades de investigación y, con ello, orientar futuros estudios de las interacciones tierra-océano en la zona costera.

Debido a que en algunas lagunas costeras se tienen datos de distintos meses, épocas o años de muestreo y en otros no, los balances de agua, sal y nutrientes, presentados en esta línea base no reflejan la variación estacional y, en su caso, temporal existente.

Es necesario iniciar el análisis de escenarios usando el modelo LOICZ para revisar las vulnerabilidades ante el cambio climático y acciones antropogénicas (ver Caja 4). LOICZ incorporó estrategias que integran la dimensión humana dentro de métodos analíticos tradicionales. El reto es entender la dinámica de los sistemas que sostienen la vida en las lagunas costeras para apoyar el mejor manejo que permita mantener o mejorar su salud, favoreciendo que sean resilientes ante los impactos naturales y antrópicos.

Caja 4. Esquema de tópicos de LOICZ

Tópicos de LOICZ contruídos para abordar los desafíos del cambio del ambiente y al mismo tiempo lograr que sea sustentable (Figura C4.1).

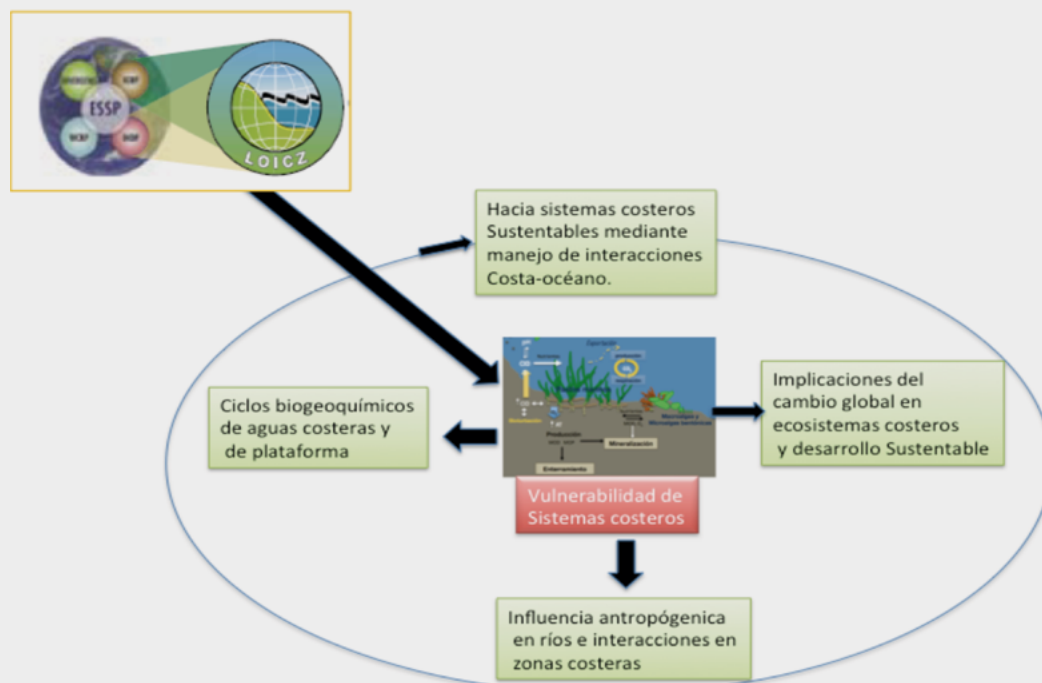


Figura C4.1. Tópicos de LOICZ. Modificado del IGBP Report 51 (Hartwig *et al.*, 2005).

AGRADECIMIENTOS

Esta síntesis es resultado de muchos estudios realizados por un sin número de investigadores, a todos ellos se agradece y reconoce su esfuerzo y dedicación. El trabajo de recopilación, análisis y síntesis ha sido gracias al apoyo del Programa Mexicano del Carbono a través de la beca a la M. en C. Mónica Pech Cárdenas y a los proyectos de CONABIO 2356-T y CONACYT G34709.

LITERATURA CITADA

- Bianchi, T. S., J. R. Pennock and R. Twilley. 1999. Biogeochemistry of Gulf of Mexico Estuaries. John Wiley and Sons, Inc. New York. 428 p.
- Cai, W. J. 2011. Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration? *Annual Review of Marine Science* 3:123-145.
- Camacho-Ibar, V. F., J. D. Carriquiry and S. V. Smith. 2003. Non-conservative P and N fluxes and net ecosystem production in San Quintín Bay, México. *Estuaries* 26:1220-1237.
- CONABIO. 2008. Manglares de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. D.F., México. 35 p.
- Contreras-Espinoza, F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. CONABIO. UAM. México.
- Contreras-Espinoza, F., N. Rivera. y R. Segura. 2005. Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver) del Golfo de México. *Hidrobiologica* 15:299-310.
- Crossland C. J., D. Baird, J. P. Ducrot, H. Lindeboom, R. W. Buddemeier, W. C. Dennison, B. A. Maxwell, S. V. Smith and D. P. Swaney. 2005. The Coastal Zone - A Domain of Global Interactions. *In*: Crossland, C. J., H. H. Kremer, H. J. Lindeboom, J. I. Marshall-Crossland and M. D. A. Le Tissier (eds.). *Coastal Fluxes in the Anthropocene*. Global Change - The IGBP Series. Springer. Berlin, Heidelberg.
- de la Lanza-Espino, G., M. Ortiz-Pérez y J. L. Carbajal-Pérez. 2013. Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 81:33-50.
- Gordon, D. C., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J. E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, G. Wattayakorn, F. Wulff and T. Yanagi. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. LOICZ Reports and Studies No. 5. Second Edition. LOICZ: Texel, Netherlands.
- Hartwig, H. K., M. D. A. Le Tissier, P. R. Burbridge, L. Talaue-McManus, N. N. Rabalais, J. Parslow, C. J. Crossland and B. Young. 2005. Science Plan and Implementation Strategy. IGBP Report 51 / IHDP Reporty 18. Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone. Texel, Netherlands 61 p.
- Hernández-Ayón, J. M., M. S. Galindo-Bect, V. Camacho-Ibar, S. García-Esquível, M. A. González-Gómez y F. Ley-Lou. 2004. Dinámica de los nutrientes en el brazo oeste de Bahía San Quintín, Baja California, México, durante y después de El Niño 1997/1998. *Ciencias Marinas* 30:119-132.
- Herrera-Silveira, J. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): Investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotropicos* 19:94-108.
- Herrera-Silveira, J., M. Pech-Cárdenas, S. Morales-Ojeda, J. Ramírez-Ramírez, I. Medina-Gómez e I. Osorio. 2018. Base de datos para análisis de lagunas costeras de México. *Elementos para políticas públicas* 2:53-68.
- Holligan, P. M. and H. de Boois. 1993. Science Plan. IGBP Global Change report No. 25. Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone. Texel, Netherlands 28 p.
- Holligan, P. M. and W. A. Reiners. 1991. Predicting the responses of the coastal zone to global change. *Advances in Ecological Research* 22:211-255.
- IPCC. 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. *In*: Stocker, T. F., D. Qin, G. K. Plattner, M. M. B. Tignor, A. Nauels, S. K. Allen, J. Boschung, P. M. Midgley, V. Bex and Y. Xia (eds.). Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Lara-Lara, R., V. A. Fuentes, C. Bazán Guzmán, V. Díaz-Castañeda, E. Escobar-Briones, M. C. García-Abad, G. Gaxiola-Castro, G. Robles-Jarero, R. Sosa-Ávalos, L. A. Soto-González, M. Tapia-García y J. E. Valdez-Holguín. 2008. Los ecosistemas marinos. *En*: Capital Natural de México. Vol. I. Conocimiento Actual de la Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. D.F., México. pp: 109-134.
- Mendoza-Mojica, M., A. Arroyo, M. Espinosa, O. Peralta y T. Castro. 2013. Caracterización de dos lagunas costeras del pacífico tropical mexicano en relación con el contenido de carbono y la captura y emisión de CH₄ y CO₂. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29:145-154.
- Redfield, A. C., B. H. Ketchum and F. A. Richards. 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. *In*: M.N. Hill (ed.) *The Sea*. Vol 2 pp 26-77.
- Ribas-Ribas M., J. M. Hernández-Ayón, V. F. Camacho-Ibar, A. Cabello-Pasini, A. Mejía-Trejo, R. Durazo, S. Galindo-Bect, A. J. Souza, J. M. Forja and A. Siqueiros-Valencia. 2011. Effects of upwelling, tides and biological processes on the inorganic carbon system of a coastal lagoon in Baja California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95:1-10.
- Smith, S. V., D. P. Swaney, L. Talaue-McManus, J. D. Bartley, P.



- T. Sandhei, C. J. McLaughlin, V. C. Dupra, C. J. Crossland, R. W. Buddemeier, B. A. Maxwell and F. Wulff. 2003. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *BioScience* 53:235-245.
- Smith, S. V., J. I. Marshall Crossland and C. J. Crossland. 1999. Mexican and Central American Coastal Lagoon Systems: Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes (Regional Workshop II), LOICZ Reports and Studies No. 13. LOICZ IPO, Texel, The Netherlands. 115 p.
- Smith, S. V., S. Ibarra-Obando, P. R. Boudreau and V. F. Camacho-Ibar. 1997. Comparison of Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes in Mexican Coastal Lagoons. LOICZ Reports and Studies 10. LOICZ, Texel, The Netherlands 89 p.
- Valenzuela-Siu, M., J. Arreola., S. Sánchez y G. Padilla. 2007. Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiologica* 17:193-202.

Capítulo 11

FLUJOS EN LAGUNAS COSTERAS: BAHÍA DE SAN QUINTIN

Coordinadores

Ma. Carmen Ávila Lopez¹ y J. Martín Hernández-Ayón¹

Colaboradores

Victor F. Camacho-Ibar¹, José M. Sandoval-Gil¹ y Rodrigo Vargas²

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

²College of Agriculture and Natural Resources, University of Delaware, Newark, Delaware, USA.

INTRODUCCIÓN

La zona costera es un sistema heterogéneo complejo que actúa de interfase entre el océano, la atmósfera y el continente; que además modula los flujos de intercambio de materia y energía entre los distintos reservorios o almacenes de carbono (ver Caja 1). En su extensión, la franja costera incluye diversos ambientes litorales muy dinámicos, como son: las playas, barreras coralinas, ensenadas, deltas o estuarios, que constituyen un componente esencial del sistema global para el mantenimiento de la vida.

Aunque la superficie total de la zona costera supone solamente el 7% de la superficie del océano global (*i.e.*, 360×10^6 km²) y menos del 0.5% de su volumen, esta región sostiene una alta productividad biológica que constituye entre el 10% y el 30% de la

producción primaria mundial, ya que reciben grandes aportes externos de agua dulce, nutrientes y materia en suspensión de origen orgánico e inorgánico (Gattuso *et al.*, 1998). Las elevadas tasas de formación de materia orgánica en las aguas costeras favorecen su papel como sumideros de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico, contribuyendo aproximadamente con el 20% de los flujos netos de intercambio de CO₂ oceánico (Duarte *et al.*, 2005; Gypens *et al.*, 2011). La magnitud de estos flujos, comparable en proporción con el océano abierto, hace que la zona costera se constituya como una parte diferenciada dentro del ciclo biogeoquímico del carbono, desempeñando un papel fundamental en el destino del CO₂ antropogénico (Bauer *et al.*, 2013).

Caja 1. Flujos y procesos implicados en el ciclo del carbono costero

Para entender de forma más integrada la dinámica del CO₂ en la zona costera, es fundamental conocer los flujos y los procesos que la condicionan, entre los que destacan: los aportes continentales, las surgencias, procesos de mezcla en la plataforma, la fotosíntesis y la respiración, Figura C1.1.



Figura C1.1. Diagrama de los principales flujos de intercambio de C que ocurren en los diferentes reservorios de la zona costera, y su relación con los ciclos de carbono orgánico e inorgánico.

Fuente: M. Carmen Ávila López.

El exceso de CO₂ antropogénico acumulado en la atmósfera desde la revolución industrial, es considerado como el principal responsable del fenómeno de cambio climático que conduce hacia el calentamiento global (IPCC, 2007). A diferencia de otros gases atmosféricos de efecto invernadero, el CO₂ reacciona con el agua de mar, y puede alterar substancialmente la química del carbono en el medio marino y sus ciclos biogeoquímicos, así como a las comunidades acuáticas relacionadas y el funcionamiento y servicio que proporcionan (IPCC, 2007; Gruber, 2011).

En este contexto, en las últimas décadas, el ciclo del carbono costero ha recibido especial atención por parte de la comunidad científica mundial (ver Caja 2), con la finalidad de dilucidar la contribución de estas regiones como fuente o sumidero neto en el balance global de carbono (*i.e.* Borges *et al.*, 2005; Chen y Borges, 2009; Cai, 2011; Bauer *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2013). En consecuencia, las estimaciones de los flujos de intercambio de CO₂ entre la atmósfera y el océano (FCO₂) costero ha incrementado notablemente, y se concluye, de forma general, que esta región es un sumidero atmosférico neto (ver Caja 2).

Caja 2. Flujos de CO₂ en la región costera

Las evaluaciones globales recientes de los flujos de intercambio de CO₂ entre el agua y la atmósfera en los sistemas marinos costeros indican que las plataformas continentales actúan como sumideros netos de carbono neto (~0.40 Pg C año⁻¹), mientras que los ecosistemas internos son una fuente de carbono a la atmósfera (~0.20 Pg C año⁻¹) (Borges, 2005; Chen y Borges 2009; Chen *et al.*, 2013), Figura C2.1.

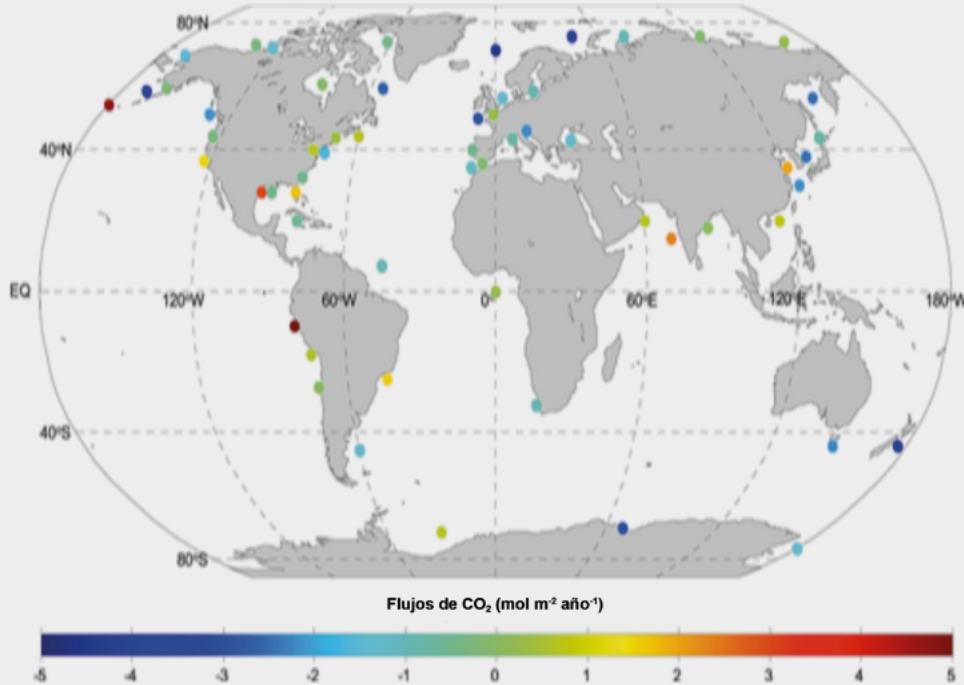


Figura C2.1. Mapa representativo de estimaciones recientes de flujos de CO₂ aire-mar (mol m⁻² año⁻¹) en los océanos costeros del mundo. Se observa que el conocimiento que se tiene del océano costero es parcial y disperso a una escala mundial y que existe la necesidad de integrar un esfuerzo conjunto para mejorar la cobertura espacial y temporal con estudios individuales de los sistemas costeros con el fin de incrementar su comprensión y cobertura global (Chen y Borges, 2009; Cai, 2011). Fuente: Dai *et al.* (2013).

No obstante, debido a la diversidad geográfica y ecológica de estos ambientes costeros, así como la fuerte heterogeneidad espacial y temporal que presentan, se requieren estudios más específicos que los que se llevan a cabo en la actualidad, los cuales presentan grandes incertidumbres que pueden sesgar las estimaciones globales y que hacen que muchas regiones estén pobremente representadas (ver Caja 2). Nuestro conocimiento actual del flujo de CO₂ en el océano costero aún es insuficiente para obtener información precisa en la predicción del cambio climático; se estima que las incertidumbres rondan los 0.05 Pg C año⁻¹ (Cai, 2011).

La falta de un entendimiento adecuado sobre el funcionamiento de los ecosistemas costeros, la presión que ejercen los cambios globales en estas regiones y la intensa explotación de sus recursos, son factores que han favorecido el aumento de su deterioro y vulnerabilidad;

de hecho, son considerados hoy en día, entre los ambientes más amenazados en el planeta por la actividad humana (Lara-Lara *et al.*, 2008; IPCC, 2013).

Como se ejemplifica en la Figura 1, algunas de las alteraciones más significativas observadas recientemente en las áreas costeras por efecto de cambio climático incluyen: la modificación de los patrones de circulación, un descenso en el pH del agua de mar, cambios en las comunidades acuáticas o el aumento de la estratificación, eutrofización e hipoxia, entre otros (*i.e.* Grantham *et al.*, 2004; Barth *et al.*, 2007; Feely *et al.*, 2008; Doney, 2009; Gruber, 2011; Leising *et al.*, 2015; Gonzalez-Silvera *et al.*, 2016). En la actualidad, aún se desconoce la resiliencia de los ecosistemas costeros ante estos cambios abruptos, o el impacto que puedan experimentar a mediano y largo plazo en la biodiversidad marina y los servicios que proporciona a los seres humanos.

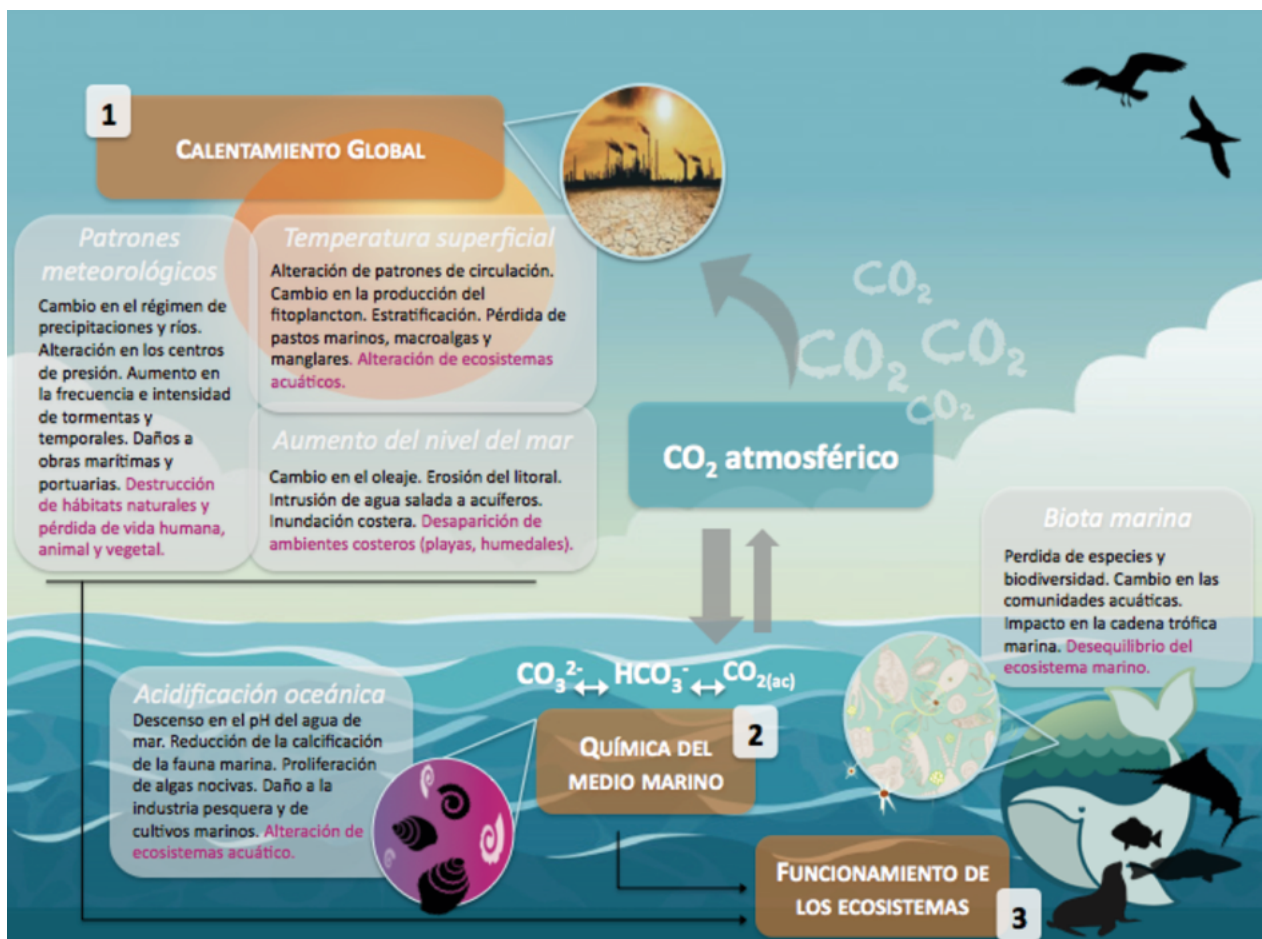


Figura 1. Diagrama ilustrativo de los posibles impactos en la región costera, derivados del aumento en las emisiones antropogénicas de dióxido de carbono.

Fuente: M. Carmen Ávila López.

EL SISTEMA LITORAL DE MÉXICO

Con una extensión territorial de 1 964 375 km², el litoral de México se extiende a lo largo de 11 592 km, limitado por cuatro grandes e importantes regiones marinas: el Océano Pacífico, el Golfo de California, el Golfo de México y el Mar Caribe. Con el 62% de su soberanía oceánica (3 149 920 km²), la zona costera es una parte fundamental del desarrollo del territorio nacional, ya que confiere una alta diversidad de ecosistemas acuáticos y recursos marino-costeros que proveen servicios de alto valor ambiental, social y comercial. Los sistemas litorales que se distribuyen a lo largo de las costas de México son muy variados e incluyen distintos ambientes de elevada complejidad y dinamismo. Dicha variación es resultado del amplio intervalo de climas regionales en los que se ubican, de la geomorfología de la costa, o de diferencias en los aportes continentales, presencia de ríos y riqueza florística y faunística (Figura 2).

Una gran extensión del litoral mexicano lo ocupan las *lagunas costeras*, definidas por De la Lanza-Espino *et al.* (2013) como: *Depresiones en la línea de costa por debajo de nivel máximo de la pleamar con una comunicación marina permanente o estacional (efímera), protegidas del mar por una barrera, en algunos casos alimentadas en su cabecera por un río.* Esta designación es común para cuerpos de agua semi-cerrados y someros que incluyen, con base en la regionalización geomorfológica propuesta por Lankford (1977): bahías, esteros, estuarios, las propias lagunas, cayos y arrecifes. Dado que existen diferentes conceptos y clasificaciones asociadas al término *laguna costera*, los inventarios existentes varían desde aproximadamente 125 lagunas (Lankford, 1977), hasta los 575 sistemas descritos recientemente por De la Lanza-Espino *et al.* (2013) en un ejercicio de integración de la información existente, estando 426 de estos cuerpos de agua localizados en el margen del Pacífico mexicano, incluyendo el Golfo de California (Figura 3).



Figura 2. Ejemplo de algunos ambientes y ecosistemas costeros, característicos del litoral mexicano, y de importancia ecológica y económica: a) bosques de macroalgas marinas, b) bahías y mares interiores, c) praderas de pastos marinos, d) playas de arena, e) intermareal rocoso, f) bosques de manglar, g) lagunas hipersalinas y, h) arrecifes de coral.

Fuente: Banco de imágenes Pexel y Google.

En el litoral de México se encuentran representados todos los tipos de lagunas costeras del mundo, desde aquellas con origen de naturaleza tectónica (como las que caracterizan el litoral del Pacífico), hasta las formadas en márgenes pasivos en el Golfo de México, o las características de sustrato calcáreo localizadas en la porción peninsular de Yucatán (Lankford, 1977). La importancia de estos ecosistemas costeros radica en su función ambiental y socioeconómica, al ser ambientes altamente productivos que constituyen un componente esencial para el ciclo de vida y el acervo de organismos acuáticos (por ejemplo, constituyen zonas de crianza, alimentación, reproducción y resguardo) de elevada diversidad. El aporte de nutrientes y carbono orgánico e inorgánico desde los sistemas aledaños, favorece la alta productividad característica de estos ambientes y es una fuente directa de energía para consumidores primarios de las lagunas costeras, incluyendo a especies de importante interés comercial. De hecho, estos factores pueden condicionar las áreas de pesca artesanal de especies comerciales y la productividad pesquera en áreas costeras adyacentes (INEGI, 1993).

Además de los procesos de globalización y el desarrollo industrial, el rápido crecimiento demográfico urbano de la región costera, es otro factor que viene a sumarse a las problemáticas ambientales que enfrentan dichas zonas. Al mismo tiempo, y como se menciona en

el Diario Oficial de la Federación (DOF, 2015; Artículo 3º, Apartado XIV), la falta de conocimiento sobre la dinámica y el estado de estos ecosistemas litorales ha llevado a una mala regulación y gestión de sus recursos naturales, así como a un sub-aprovechamiento de las actividades recreativas, que cuando se realizan de manera correcta y atendiendo al equilibrio ecológico, aportan importantes beneficios socioeconómicos para el desarrollo del país. Esta situación, aunada a los cambios en los patrones meteorológicos globales derivados del cambio climático, constituye otro de los riesgos para la zona costera, que se vuelve una región altamente vulnerable ante este tipo de intervenciones.

A pesar de la riqueza de las lagunas y ambientes costeros, los diversos estudios que se han realizado sobre ellas se enfocaron principalmente en la temática de sus rendimientos pesqueros y socioeconómicos. Esto contrasta con la escasez de trabajos de investigación sobre el sistema de carbono (carbono inorgánico disuelto o CID, alcalinidad total o AT, pH, presión parcial de CO₂ o pCO₂ y FCO₂), la mayoría de los cuales han sido desarrollados en la Península de Baja California, en el Pacífico (*i.e.* Hernández-Ayón *et al.*, 2007a y b; Feely *et al.*, 2008; Ribas-Ribas *et al.*, 2011; Reimer *et al.*, 2013; Muñoz-Anderson *et al.*, 2015; Ávila-López *et al.*, 2016). La actual falta de información publicada sobre los FCO₂ en ecosistemas someros interiores hace necesario



realizar estudios específicos y sistemáticos que integren la variabilidad espacial y temporal de la dinámica de los flujos de carbono en lagunas costeras de México; esto permitirá una mejor comprensión de la respuesta de los ecosistemas marinos y los ciclos biogeoquímicos ante las crecientes presiones naturales y antropogénicas.

A lo largo de la costa occidental de la Península de Baja California se ubican 18 de las más antiguas lagunas

costeras del país, con origen en los grandes eventos geológicos registrados en el Pleistoceno a lo largo de la costa Norteamericana (Lankford, 1977). Entre ellas, las más importantes en términos de extensión son: Laguna San Ignacio, Bahía San Quintín, Guerrero Negro, Ojo de Liebre y Bahía Magdalena; todas caracterizadas como hipersalinas debido a la carencia de aportes de agua dulce continentales (Figura 3).

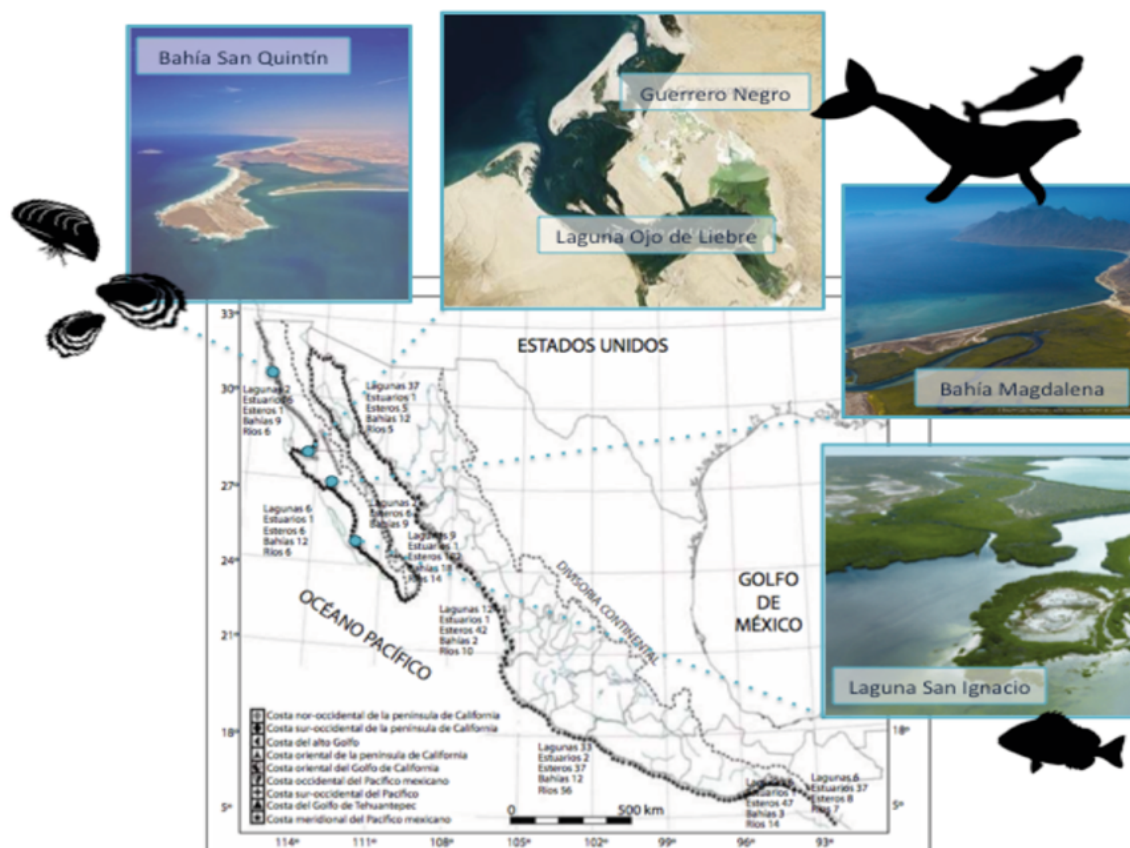


Figura 3. Clasificación de la zona costera de la vertiente del Pacífico Mexicano; número de geofomas por región y lagunas costeras más importantes localizadas en la Península de Baja California.

Fuente: modificado de De la Lanza-Espino *et al.* (2013).

Imagen: NASA. Fotografía: Edgar Lima Garrido, pronatura.org.mx y pueblosmexico.com.

Los ecosistemas costeros occidentales de la región de Baja California se ubican en el límite sur del Sistema de Corrientes de California (CCS, por sus siglas en inglés), que constituye un área de importancia ecológica, económica y social única, altamente vulnerable al impacto de los cambios globales del medio marino que alteran el funcionamiento y la integridad de los ecosistemas costeros (Gruber, 2011; García-Reyes *et al.*, 2015; Jacox *et al.*, 2015). En esta región, las surgencias costeras (ver Caja 3) inducidas

por los vientos del noroeste resultan en el ascenso de aguas profundas ricas en nutrientes y CID hacia la superficie; por acción de las mareas dichas aguas pueden ser transportadas hacia e interior de sistemas costeros (p.e. lagunas) (Zaytsev *et al.*, 2003), lo que favorece su productividad biológica y el manteniendo de sus principales procesos que controlan la dinámica biogeoquímica del carbono y los nutrientes (Hernández-Ayón *et al.*, 2004; Ribas-Ribas *et al.*, 2011; Ávila-López *et al.*, 2016).

Caja 3. Surgencias en las costas de Baja California

El fenómeno de surgencia o afloramiento consiste en el ascenso a la superficie del medio marino de masas de agua más profundas – densas, más frías y ricas en nutrientes y carbono inorgánico disuelto –, debido al forzamiento de los vientos que desplazan las masas de agua superficiales mar adentro (por efecto de Coriolis), Figura C3.1. La inyección de esta agua a la zona eufótica promueve la productividad biológica y el desarrollo de complejas redes tróficas que se refleja en la riqueza de pesquerías y en la productividad de los ecosistemas costeros.



Figura C3.1. Modelo conceptual del desplazamiento de agua y las características de eventos de surgencia.

En la costa noroccidental de Baja California, las surgencias costeras están vinculadas al Sistema de la Corriente de California y los vientos del noroeste, que forma parte de los sistemas conocidos como “Ecosistema de Surgencias de Límite Oriental (EBUS, por sus siglas en inglés), siendo una de las regiones más productivas del mundo. Aunque las surgencias en esta región son más intensas en primavera y verano, a lo largo de toda la península, los vientos son favorables para generar afloramientos durante todo el año, con períodos irregulares de relajación e intensificación de surgencias de aproximadamente dos semanas (Álvarez-Borrego y Álvarez-Borrego, 1982; Pérez-Brunius et al., 2007). Por acción de las mareas, estas aguas ricas en nutrientes, son transportadas a los cuerpos costeros adyacentes y aprovechadas por las comunidades de productores primarios que se desarrollan en el interior de estos ecosistemas (Ribas-Ribas et al., 2011).

Fuente: modificado de <https://oceanservice.noaa.gov/facts/upwelling.html>.

CASO DE ESTUDIO: BAHÍA SAN QUINTÍN

Bahía San Quintín es una laguna costera hipersalina influenciada por el Sistema de Corriente de California, y que se localiza en la costa oriental del Océano Pacífico en la Península de Baja California, México (30° 30'N, 116°W), Figura 4. Es un sistema somero que cubre un

área de 43 km², con una profundidad promedio de ~2 m y la presencia de un canal central que recorre la laguna y que alcanza los 13 m en su región más cercana a la boca de la bahía. Principalmente, dentro de la laguna se distinguen tres subsistemas que presentan diferencias biogeoquímicas significativas (Camacho-Ibar *et al.*, 2003): Boca de la bahía, brazo oeste o Bahía Falsa y brazo este o brazo San Quintín.

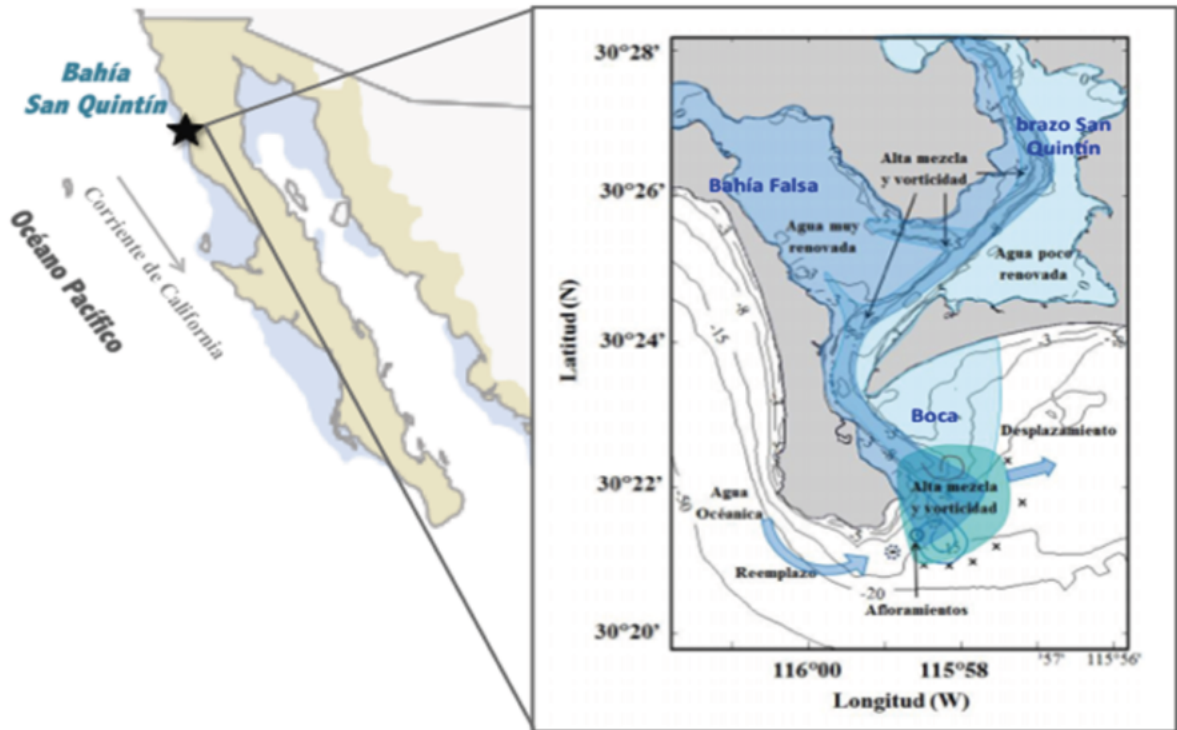


Figura 4. Localización geográfica de Bahía San Quintín en la costa noroccidental de la Península de Baja California y esquema de la dinámica hidrodinámica dominante.
Fuente: modificada de Vidal-Juárez (2014).

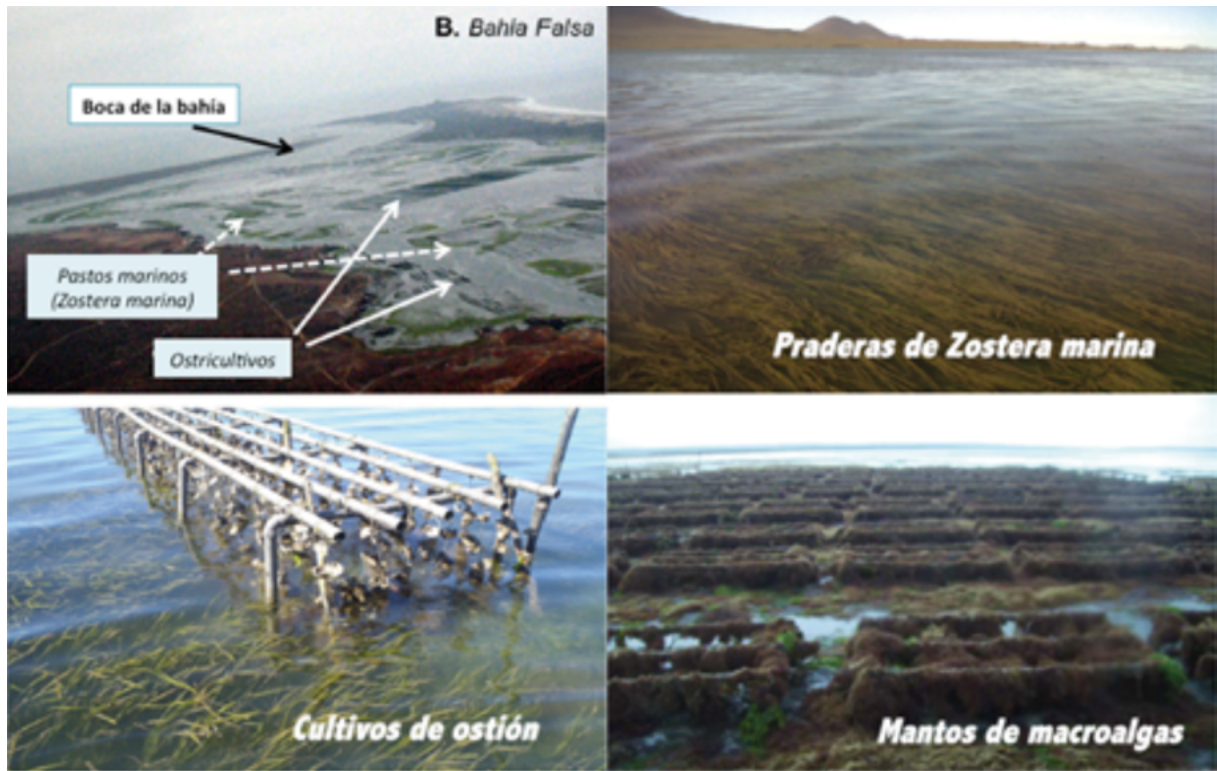


Figura 5. Imágenes de los mantos de macrófitos marinos dominantes (*Zostera marina*, *Ulva* sp. y *Gracilaria* sp.) y de los cultivos de ostión (*Crassostrea Gigas*) que se observan en Bahía San Quintín durante bajamar.
Fotografías: José Miguel Sandoval Gil.

La bahía presenta notables gradientes de temperatura y salinidad desde la boca de la bahía hacia el interior de ambos brazos, como resultado de la baja precipitación anual, de intensos procesos de evaporación y del tiempo de residencia del agua en el sistema, que oscila entre 13 y 26 días durante el verano y el invierno, respectivamente (Camacho-Ibar *et al.*, 2003). La intervalos temperatura anual oscila entre 12.0 y 26.0°C, con temperaturas medias mínimas localizadas en el área de la boca ($13 \pm 1.7^\circ\text{C}$) durante los meses de primavera. La salinidad muestra menores variaciones estacionales, con un valor medio anual de 34.33 ± 0.98 . Las mayores variaciones observadas en el pH (7.9 - 8.4) y el oxígeno disuelto (75 - 140%) reflejan los cambios en la producción biológica, modulada a su vez por factores ambientales como la disponibilidad de nutrientes, luz y temperatura dentro de la laguna (Figura 6).

En las últimas décadas, la información científica generada en Bahía San Quintín ha sido notable, y ha contribuido a dilucidar diversos aspectos críticos de su funcionamiento. Por ejemplo, se han dirigido estudios a entender los patrones de dependencia de los procesos físicos y biogeoquímicos entre el sistema y el océano

contiguo (*i.e.* Lara-Lara *et al.*, 1980; Camacho-Ibar *et al.*, 2003; Álvarez-Borrego, 2004; Hernández-Ayón *et al.*, 2004); también, aunque en menor medida, otros trabajos se han enfocado en dilucidar los flujos de intercambio de CO₂ entre los sistemas adyacentes y la laguna costera, así como entre los ambientes de la propia laguna (*i.e.* Ibarra-Obando *et al.*, 2004; Hernández-Ayón *et al.*, 2007a; Ribas-Ribas *et al.*, 2011; Ávila-López *et al.*, 2016).

El sistema de carbono en Bahía San Quintín es un sistema controlado fuertemente por el intercambio de agua con el océano adyacente y la presencia de extensas comunidades vegetales sumergidas (*i.e.*, pastos marinos y macroalgas) (Ribas-Ribas *et al.*, 2011; Ávila-López *et al.*, 2016). Los eventos de surgencias son particularmente intensos en la región adyacente a la laguna, con un máximo promedio en el índice de surgencias de $\sim 200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} (100 \text{ m})^{-1}$ (<http://www.pfeg.noaa.gov>). Dichas surgencias proveen a la bahía de carbono, nutrientes y material particulado, siendo este último uno de los principales recursos que permite el desarrollo sustentable de la ostricultura en el área (Emery *et al.*, 2015).

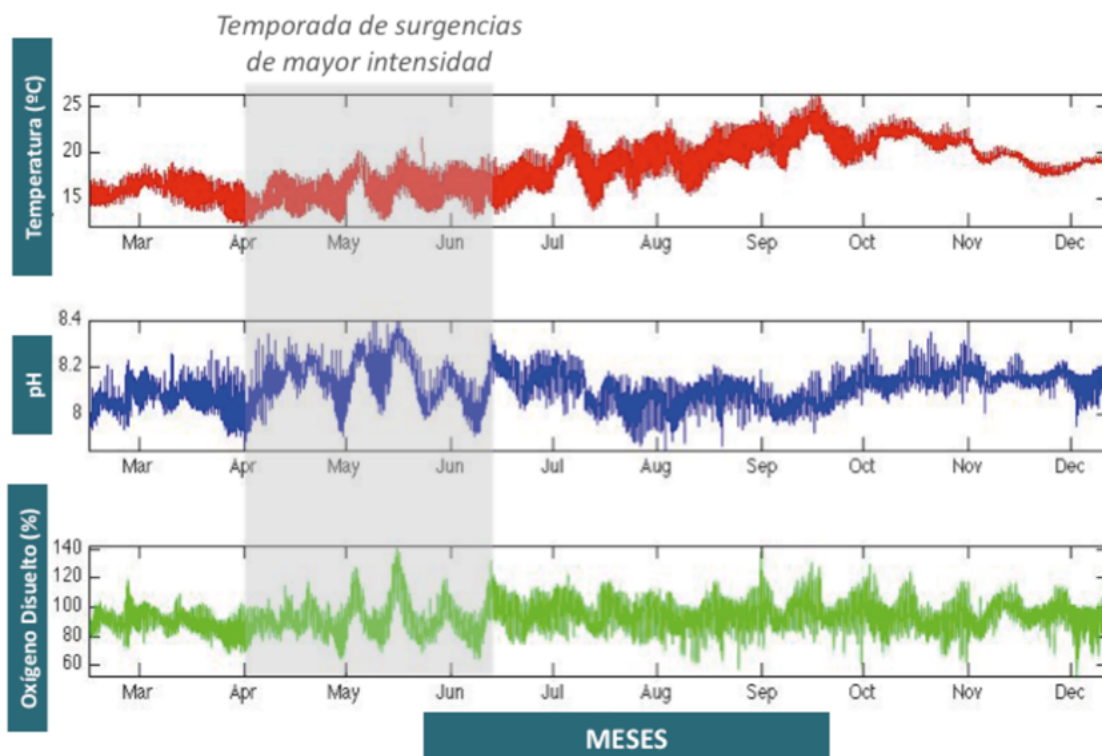


Figura 6. Variabilidad temporal de temperatura, pH y saturación de oxígeno disuelto, para el periodo de febrero a diciembre de 2014. Los datos fueron registrados por una boya oceanográfica ubicada en la boca de Bahía de San Quintín, donde ocurren los principales procesos de intercambio de agua océano-bahía.

Fuente: Ávila-López *et al.* (2016).

A diferencia de los sistemas oceánicos profundos, los sistemas bentónicos ocupan un lugar destacado en ambientes marinos poco profundos, como Bahía San Quintín, donde los procesos de producción de carbono orgánico y varias vías de respiración aeróbica y anaeróbica (remineralización) en los sedimentos y la columna de agua están estrechamente vinculados (McGlathery *et al.*, 2013). Por tanto, el intercambio

entre estos componentes y su interacción con los mecanismos que dominan el transporte en el sistema, desempeñan un papel substancial en la regulación de los procesos biogeoquímicos del carbono (Figura 7) y otros elementos en Bahía San Quintín (Hernández-Ayón *et al.*, 2004; Sandoval-Gil *et al.*, 2016; Ávila-López *et al.*, 2016).

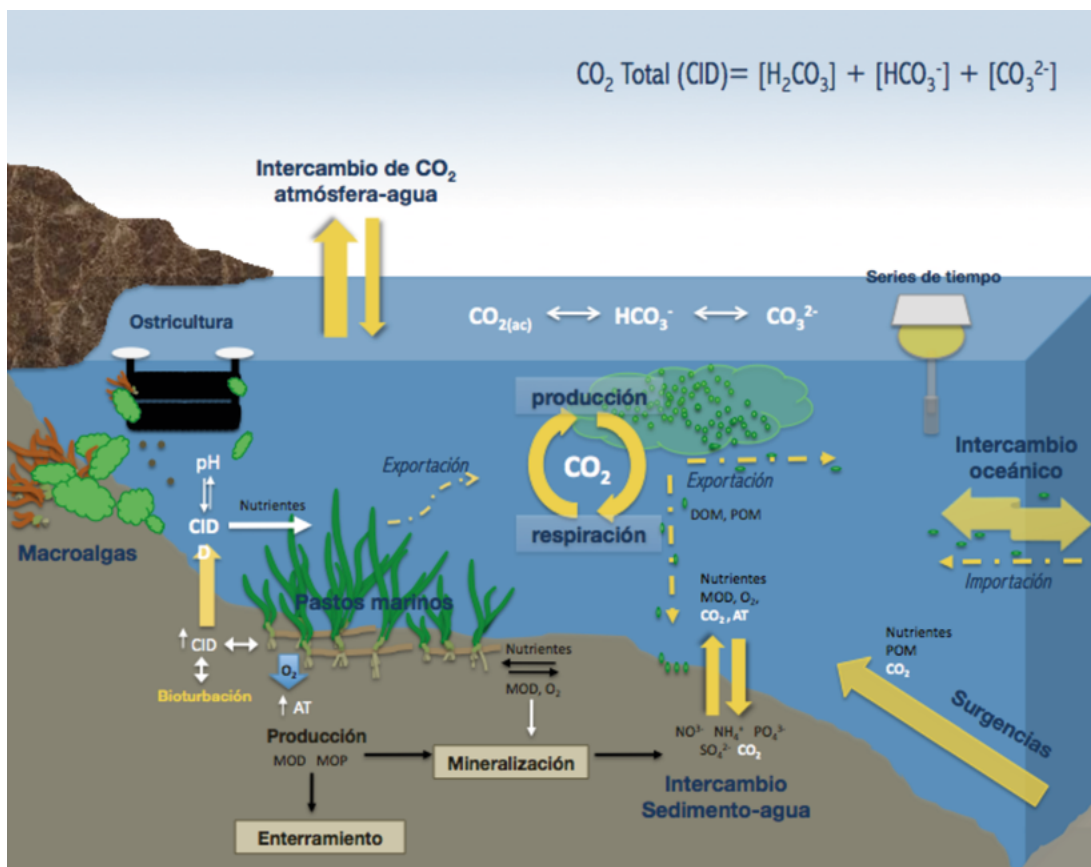


Figura 7. Diagrama conceptual de los principales mecanismos y componentes del sistema que modulan la dinámica del carbono en Bahía San Quintín.

Fuente: M. Carmen Ávila López.

La distribución de los parámetros del sistema de carbono (*i.e.*, CID, pH, y pCO_2) también refleja la importancia de los procesos biogeoquímicos internos en la Bahía de San Quintín, en respuesta a la condición oceanográfica y los flujos bentónicos (ver Caja 4). El suministro interno/externo de nutrientes, aparentemente ligado a flujos bentónicos y surgencias durante la primavera, posiblemente estimula la producción biológica o autotrofia neta en el interior de la laguna, lo que conduce a que esta se comporte como un ‘sumidero’ de carbono (*i.e.*, disminución de CID y pCO_2) con el consiguiente aumento en los valores de pH (Ribas-Ribas *et al.*, 2011; Ávila-López *et al.*, 2016). En los

brazos internos de la laguna se observa notablemente este comportamiento, atribuido a la desgasificación y la incorporación de carbono por los procesos fotosintéticos de la vegetación sumergida (Ribas-Ribas *et al.*, 2011). De forma contraria, un mayor CID y pCO_2 junto a menores valores de pH observado durante meses estivales, sugieren en conjunto, el dominio de procesos de respiración aeróbica (heterotrofia neta) (Camacho-Ibar *et al.*, 2003; Hernández-Ayón *et al.*, 2004). La magnitud de la heterotrofia variará de acuerdo con las condiciones de temperatura del agua, así como a los mayores niveles de materia orgánica autóctona producidos durante los meses de primavera.

Caja 4. Metabolismo bentónico de Bahía San Quintín

En Bahía San Quintín (Figura C4.1), además de las surgencias costeras, el metabolismo bentónico ha sido descrito como una fuente importante de CO₂ a la columna de agua, lo que también condiciona que los flujos de intercambio agua-atmósfera en el sistema (Ávila-López *et al.*, 2016). Los pastos marinos dominan el metabolismo a nivel del sistema, representando aproximadamente el 80% del metabolismo bentónico. Sin embargo, bajo condiciones de decaimiento o relajación de las surgencias, los *blooms* estacionales de las macroalgas dominantes podrían contribuir hasta en un 40% a los flujos máximos de carbono observados para verano (Ávila-López *et al.*, 2016). Esto pone en evidencia la importancia del papel de productores primarios temporales como fuente interna de materia orgánica en el sistema.



Figura C4.1. Diagrama esquemático de los principales procesos y comunidades de productores primarios que controlan el metabolismo bentónico de Bahía San Quintín.

Al igual que en otros sistemas costeros templados, el comportamiento heterotrófico neto (dominancia de procesos de respiración) en Bahía San Quintín en las temporadas de invierno y verano, a lo largo de un ciclo anual (*i.e.* Smith y Hollibaugh, 1997; Camacho-Ibar *et al.*, 2003; Ibarra-Obando *et al.*, 2004; Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2008). No obstante, Ribas-Ribas *et al.* (2011) mencionan un doble comportamiento en la laguna basado en la alternancia de autotrofia (sumidero) y heterotrofia (fuente), estrechamente ligado a los ciclos de productividad de los micrófitos sumergidos. Más específicamente, la fotosíntesis de pastos y macroalgas favorecen la autotrofia, mientras que la descomposición estival de la biomasa de los grandes mantos de macroalgas conformados durante primavera, favorecería la heterotrofia en verano. En efecto, estudios recientes

señalan, una condición de autotrofia neta durante la estación de surgencias máximas (abril-junio) (Ávila-López *et al.*, 2016). Sin embargo, estos autores también reportaron un cambio estacional hacia una condición de heterotrofia neta en invierno, fuertemente influenciado por la condición en la surgencia costera (procesos externos) y la actividad del metabolismo bentónico (procesos internos) que tuvieron un papel importante como fuente de carbono hacia la columna de agua.

La disponibilidad de material orgánico en el sistema, permite la intensificación de los procesos bentónicos y el aumento de las tasas de respiración en Bahía San Quintín, también influenciados por los ciclos de luz y temperatura, que promueven la liberación de CID y el comportamiento heterotrófico de la columna de agua en estas temporadas.

Como se observa en la Figura 8 donde se muestra la variabilidad estacional de la presión parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$) con relación a la biomasa foliar de pastos marinos (*Zostera marina*) en la bahía, los procesos bénticos estimulan fuertemente los cambios en el metabolismo, y llegan a representar más del 70% de la respiración y la producción primaria total a nivel del sistema (Ibarra-Obando *et al.*, 2004).

Además, pueden ocurrir importantes procesos de respiración anaeróbica (esencialmente procesos de desnitrificación y sulfatorreducción) en los sedimentos localizados principalmente en la parte interna de Bahía Falsa, probablemente estimulados por la elevada retención de aportes de materia orgánica y por bajas

tasas de recambio de agua de esta zona. Para este brazo de la laguna y el área de la boca, Camacho-Ibar *et al.* (2003) ya han reportado la dominancia de procesos de desnitrificación y remineralización bentónica durante los meses de verano, y también en invierno, aunque en menor medida. Las altas concentraciones de materia orgánica lábil de origen fitoplanctónico y, probablemente, el aporte de material orgánico debido a floraciones de macroalgas y cultivos de ostión, así como los almacenes de carbono orgánico lábil contenido en los sedimentos superficiales de la laguna, podrían estar manteniendo estos procesos (Camacho-Ibar *et al.*, 2007; Zertuche-González *et al.*, 2009; Emery *et al.*, 2015; Ávila-López *et al.*, 2016).

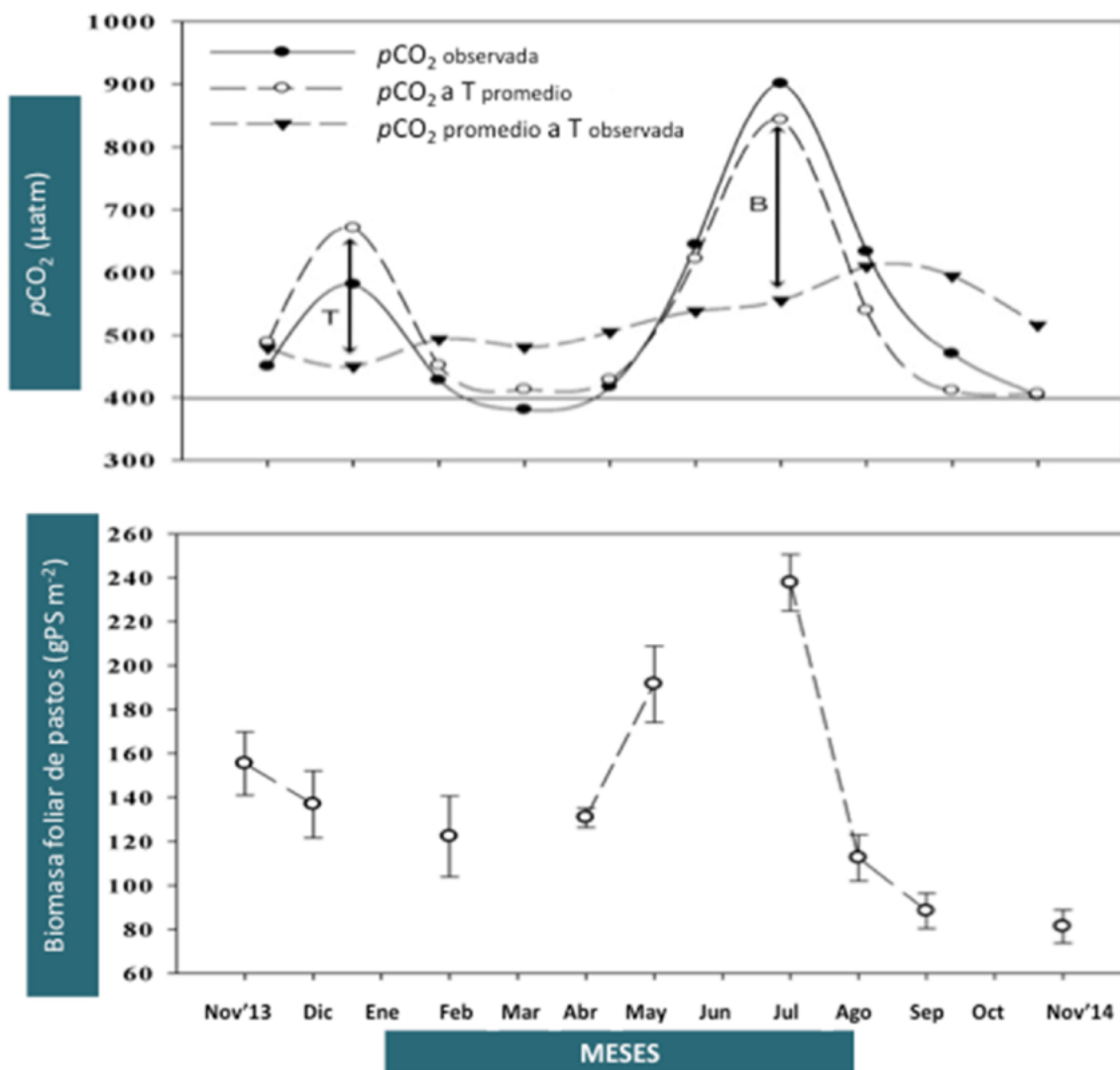


Figura 8. Variabilidad estacional de la presión parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$) (arriba) y la biomasa foliar de *Zostera marina* (abajo) en Bahía San Quintín durante el periodo de muestreo de 2013-2014.

Los cambios temporales indican claramente el predominio de los procesos biológicos en todo el sistema (Temperatura (T) / Biología (B) = 0.3), que es típico de áreas con cambios estacionales marcados en la actividad biológica.

Fuente: Ávila-López *et al.* (2016).

Si bien el equilibrio metabólico de Bahía San Quintín oscila estacionalmente entre periodos de producción de materia orgánica neta y periodos de respiración neta

(entre -13 a 35 mmol C m⁻² d⁻¹), la Figura 9 muestra como el sistema es fuente neta de CO₂ hacia la atmósfera para distintas temporadas del año.

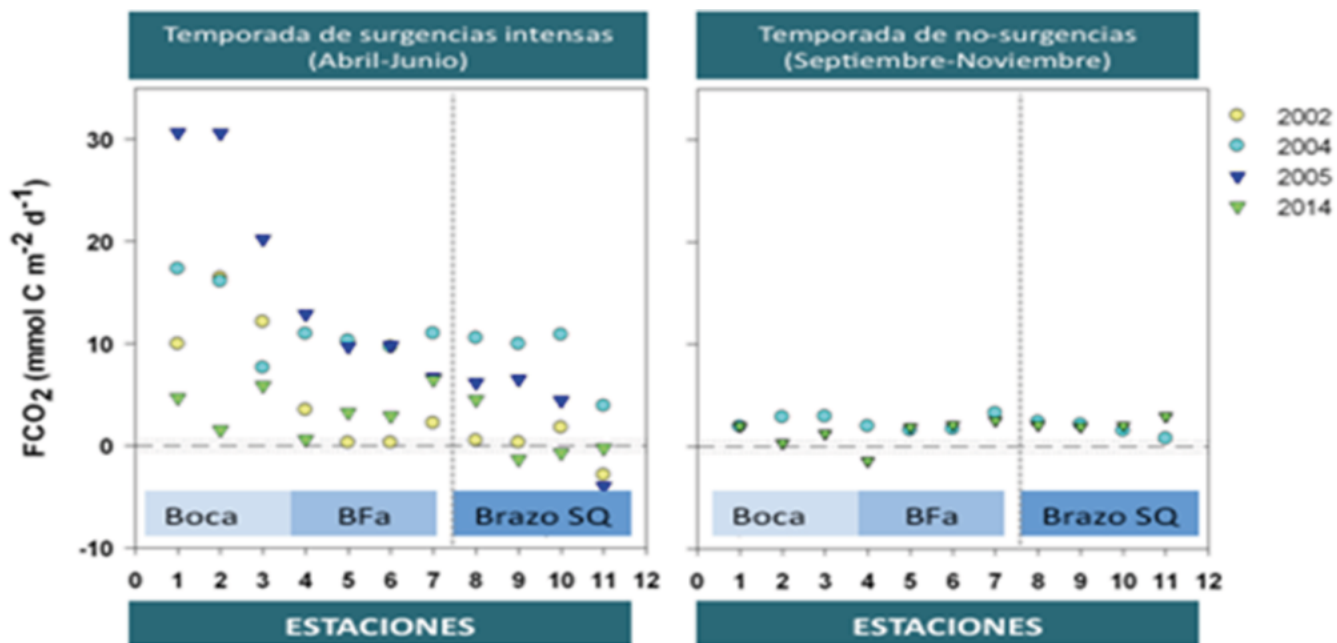


Figura 9. Variabilidad espacial de los flujos de intercambio de CO₂ (mmol C m⁻² d⁻¹) agua-atmósfera durante temporadas de surgencias intensas y no-surgencias (periodos de relajación o debilitamiento) medidos en Bahía San Quintín en 2002, 2004, 2005 y 2014. Fuente: Ávila-López (2017).

A escala regional, las variaciones estacionales de los flujos de intercambio de CO₂ entre la atmósfera y el medio marino, así como el metabolismo neto del ecosistema, parecen estar moduladas fuertemente por la condición de surgencia (es decir, el origen del agua advectada y el régimen climático dominante), así como por la respuesta de la actividad biológica a estos cambios ambientales en el interior del sistema.

SIGUIENTES PASOS

En México, el conocimiento limitado de los ecosistemas marinos costeros hace necesaria la implementación de estudios más ambiciosos que los desarrollados en el pasado, y que contemplen mayores escalas de tiempo y espacio en las cuantificaciones de flujos de carbono. Es un reto que abordar para poder llegar a mejorar la comprensión del funcionamiento de

estos ambientes y los pronósticos de posibles impactos, en términos de balance de carbono. Recientemente se publicó el segundo reporte del Carbono de Norteamérica, donde Windham-Myers *et al.* (2018) indican que en Norteamérica los humedales captan 27 ± 13 Tg C por año de la atmósfera y los estuarios liberan 10 ± 10 Tg C por año. Sin embargo, el reporte muestra las principales incertidumbres en el cálculo con un bajo nivel de confianza. Por ejemplo, se destacan los problemas de la falta de mediciones de flujos en las extensiones, espaciales y temporales, donde incursiona la marea; existe incertidumbre también en los flujos laterales debido a la falta de datos de flujos en estuarios. Las incertidumbres de flujos de los estuarios se derivan de la baja resolución espacial de datos disponibles para los cálculos. En México se cuenta con una gran diversidad geográfica y ecológica de ambientes costeros que requieren de estudios específicos que contemplen



la propia heterogeneidad espacial y temporal de estos sistemas. Este es el primer paso hacia la comprensión de la dinámica del carbono en los sistemas marinos costeros de México y un acercamiento a estimaciones de flujos de CO₂ más precisas, que permitan generar predicciones confiables sobre el impacto de los cambios globales en el funcionamiento de las lagunas costeras. Cabe mencionar, como manifiestan Vargas *et al.* (2012) en su estudio sobre el estado del arte del conocimiento del ciclo del carbono en el Sistema de la Corriente de California, las buenas prácticas y la solución a problemas ambientales actuales a través del entendimiento profundo e integral de estos ambientes, solamente se puede alcanzar si existe la disposición, coordinación y el trabajo colaborativo a nivel nacional de las agencias e instituciones que las estudian.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La incertidumbre de la respuesta de los ecosistemas marinos y los ciclos biogeoquímicos a las proyecciones de cambio global, hace relevante mejorar la comprensión del funcionamiento de estos sistemas, así como generar información que pueda ser utilizada para llegar a establecer patrones globales del papel de las zonas costeras, como fuente o sumidero, en el ciclo global del carbono. Del mismo modo, la generación de estudios específicos y sistemáticos que integren la variabilidad espacial y temporal de la dinámica de los flujos de carbono en los ambientes marinos costeros de México, sigue siendo una necesidad y un tema por resolver en la actualidad, debido a la escasez de datos disponibles para estas costas. Al ser Bahía San Quintín una de las lagunas costeras más estudiadas del litoral en el pacífico mexicano, los estudios realizados parecen sugerir que la laguna se comporta como una fuente continua de CO₂ hacia la atmósfera, con variaciones en la magnitud de estos flujos a lo largo del año. Estas características son las esperadas en ambientes costeros someros de clima templado; sin embargo, no es posible generalizar que este comportamiento sea similar en todas las lagunas costeras localizadas en la región de Baja California, ni en otros sistemas costeros del litoral mexicano. Como se observó en el caso de estudio, los ambientes aledaños, las condiciones regionales y la biota dominante, van a determinar, en gran medida, el comportamiento de cada tipo de laguna costera.

Considerando como base las recomendaciones propuestas por Vargas *et al.* (2012), se destacan las siguientes recomendaciones como primeros pasos a mediano/largo plazo para el estudio del comportamiento

de las lagunas costeras de México y su relación con el ciclo del carbono costero:

- Identificar las sinergias, optimizar los recursos y diseñar un nuevo marco de colaboración entre las agencias e instituciones interesadas en el estudio del ciclo del carbono costero, como parte de un plan nacional de lagunas costeras a largo plazo.
- Estandarizar las técnicas de campo, métodos analíticos y tratamiento/manejo de datos y archivos, así como implementar procedimientos de control de calidad a través del uso de estándares certificados nacional o internacionalmente, que sirvan de referencia para la comparabilidad interinstitucional de datos.
- Desarrollar estudios base sobre la dinámica del carbono en las lagunas costeras de las distintas regiones marinas de México, en múltiples escalas temporales, para mejorar la comprensión de los procesos y mecanismos de control en el funcionamiento de estos ecosistemas.
- Establecer una política de intercambio de datos abierta, clara y transparente, con un esquema de datos sólido, que a su vez facilite el análisis de la información y proporcione marcos confiables para la toma de decisiones y la proyección futura de estos ambientes.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo de investigación se ha llevado a cabo en el marco del Proyecto: “Estudio integral del ciclo del nitrógeno en Bahía Falsa, Baja California”, Secretaría de Educación Pública- Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología #10412.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-Borrego, J. and S. Álvarez-Borrego. 1982. Temporal and spatial variability of temperature in two coastal lagoons. Cal-COFI Rep. XXIII: 188–197.
- Álvarez-Borrego, S. 2004. Dinámica de nutrientes y fitoplancton en una laguna costera fuertemente afectada por surgencias costeras. *Ciencias Marinas* 30: 1-19.
- Ávila-López, M.C., J. Hernández-Ayón, V. Camacho-Ibar, A. Félix-Bermúdez, A. Mejía-Trejo, I. Pacheco-Ruiz and J. Sando-

- val-Gil. 2016. Air–water CO₂ fluxes and net ecosystem production changes in a Baja California coastal lagoon during the anomalous North Pacific Warm Condition. *Estuaries and Coasts* doi: 10.1007/s12237-016-0178-x
- Ávila-López M.C. 2017. Dinámica de flujos de carbono en Bahía San Quintín durante ciclos estacionales anómalos de surgencias costeras. Tesis de doctorado en Oceanografía Costera. Universidad autónoma de Baja California. México.
- Barth, J. A., B. A. Menge, J. Lubchenco, F. Chan, J. M. Bane, A. R. Kirincich, M. A. McManus, K. J. Nielsen, S. D. Pierce and L. Washburn. 2007. Delayed upwelling alters nearshore coastal ecosystems in the northern California Current. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104: 3719–3724.
- Bauer, J. E., W.J. Cai, P.A. Raymond, T.S. Bianchi, C.S. Hopkinson and P. A. G. Regnier. 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature* 504: 61–70.
- Borges, A.V. 2005. Do we have enough pieces of the jigsaw to integrate CO₂ fluxes in the coastal ocean? *Estuaries* 28: 3-27.
- Borges, A.V, B. Delille and M. Frankignoulle. 2005. Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: iversity of ecosystem counts. *Geophysical Research Letters* doi: 10.1029/2005GL023053.
- Cai, W. J. 2011. Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration? *Annu. Rev. Marine. Sci.* 3:123-145.
- Camacho-Ibar, V.F., J.D. Carriquiry, J.D. and S.V. Smith. 2003. Non-conservative P and N Fluxes and Net Ecosystem Production in San Quintín Bay, México. *Estuaries* 26: 1220-1237.
- Camacho-Ibar, V. F., J.M. Hernández-Ayón, E.M.S. del Angel, L.W. Daesslé-Heuser, J.A. Zertuche-González, B.H. de La Torre, y G.G. Castro. 2007. Relación de las surgencias con los stocks de carbono en Bahía San Quintín, una laguna costera del NW de México. *En: Hernández de la Torre, B y G. Gaxiola Castro (Eds.). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada., pp. 355-370.*
- Camalich-Carpizo, J. M. 2006. Contribución de los pastos marinos a la concentración de carbono orgánico disuelto en Bahía de San Quintín (Baja California, México): aldosas como biomarcadores Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas-Instituto de Investigaciones Oceanológicas. UABC. Ensenada, B. C., México. 87p.
- Chen, C.T.A. and A.V. Borges. 2009. Reconciling opposing views on carbon cycling in the coastal ocean: Continental shelves as sinks and near-shore ecosystems as sources of atmospheric CO₂. *Deep Sea Res. Part II* 56: 578-590.
- Chen, C.T.A., T.H. Huang, Y.C. Chen, Y. Bai, X. He and Y. Kang. 2013. Air-sea exchanges of coin the world’s coastal seas. *Biogeosciences*, 10: 6509–6544.
- Dai, M., Z. Chao, X. Guo, W. Zhai, Z. Liu, Z. Yin, Y. Xu, J. Gan, J. Hu and C. Du. 2013. Why are some marginal seas sources of atmospheric CO₂? *Geophys. Res. Lett.* doi:10.1002/grl.50390
- De la Lanza Espino G., M.A. Ortiz Pérez y J.L. Carbajal Pérez. 2013. Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 81: 33-50.
- Delgadillo-Hinojosa, F., A. Zirino, O. Holm-Hansen, J.M. Hernández-Ayón, T.J. Boyd, B. Chadwick and I. Rivera-Duarte. 2008. Dissolved nutrient balance and net ecosystem metabolism in a Mediterranean-climate coastal lagoon: San Diego Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 76: 594–607.
- DOF. 2015. Ley General del equilibrio ecológico y la protección al ambiente. Actualizada en el DOF 09-01-2015.
- Doney, S. C., B. Tilbrook, S. Roy, N. Metzl, C. Le Quéré, M. Hood and D. Bakker. 2009. Surface-ocean CO₂ variability and vulnerability. *Deep Sea Res., Part II: Topical Studies in Oceanography* 56: 504–511.
- Duarte C.M., J.J. Middleburg and N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation in the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2:1-8
- Emery, K. A., G.M. Wilkinsom, V.F. Camacho-Ibar, M.L. Pace, K.J. McGlathery, J.M. Sandoval-Gil and J. Hernández-López. 2015. Resource use o fan aquacultures Oyster (*Crassostrea gigas*) in the reverse estuary Bahía San Quintín, Baja California, México. *Estuaries and Coasts* 39: 866-874.
- Feely, R. A., C.L. Sabine, J.M. Hernandez-Ayon, D. Ianson, and B. Hales. 2008. Evidence for upwelling of corrosive “acidified” water onto the continental shelf. *Science* 320: 1490–1492.
- García-Reyes M., W.J. Sydeman, D.S. Schoeman, R.R. Rykaczewski, B.A. Black, A.J. Smit and S.J. Bograd. 2015. Under pressure: Climate change, upwelling, and eastern boundary upwelling ecosystems. *Front. Mar. Sci.* doi: 10.3389/fmars.2015.00109
- Gattuso, J.P., M. Frankignoulle and R. Wollast. 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 405-434.
- González-Silvera A., E. Santamaría-del-Ángel, R. Millán-Núñez, V.F. Camacho-Ibar, A. Mercado and M.F. Gracia-Escobar. 2016. The effect of interannual processes on phytoplankton pigments off Northern Baja California Peninsula (México). pp. 2007-2015. *Ocean Optics Conference XXIII.* Victoria, Canada.
- Grantham, B.A., F. Chan, K.J. Nielsen, D.S. Fox, J.A. Barth, A. Huyer, J. Lubchenco and B.A. Menge. 2004. Upwelling-driven nearshore hypoxia signals ecosystem and oceanographic changes in the northeast Pacific. *Nature* 429: 749–754.



- Gruber, N. 2011. Warming up, turning sour, losing breath: ocean biogeochemistry under global change. *Phil. Trans. R. Soc. A* 369: 1980–1996.
- Gypens, N., G. Lacroix, C. Lancelot and A.V. Borges. 2011. Seasonal and inter-annual variability of air-sea CO₂ fluxes and seawater carbonate chemistry in the Southern North Sea. *Prog. Oceanogr.* 88: 59–77.
- Hernández-Ayón, J.M., M.S. Galindo-Bect, V. Camacho-Ibar, Z. García-Esquível y F. Ley-Lou. 2004. Dinámica de los nutrientes en el brazo oeste de Bahía San Quintín, Baja California, México, durante y después de El Niño 1997/1998. *Ciencias Marinas* 30: 119–132.
- Hernández-Ayón, J. M., V.F. Camacho-Ibar, A. Mejía-Trejo, y A. Cabello-Pasini. 2007a. Variabilidad del CO₂ total durante eventos de surgencia en Bahía San Quintín, Baja California, México. *En: B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola Castro (eds.). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada* pp.187–200
- Hernández-Ayón, J.M., A. Zirino, A.G. Dickson, T. Camiro-Vargas and E. Valenzuela-Espinoza. 2007b. Estimating the contribution of organic bases from microalgae to the titration alkalinity in coastal seawaters. *Limnology and Oceanography: Methods* 5: 225-232.
- Ibarra-Obando, S.E., S.V. Smith, M. Poumian-Tapia, V. Camacho-Ibar, J.D. Carriquiry and M. Montes-Hugo. 2004. Benthic metabolism in San Quintín Bay, Baja California, Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 283: 99–112.
- INEGI. 1993. Ambientes y Pesquerías en el Litoral Pacífico Mexicano. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información. Aguascalientes, Ags.
- IPCC. 2007: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.). Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. 2013: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. In: T.F. Stocker, D. Qin, G.K. Plattner, M.M.B. Tignor, A. Nauels, S.K. Allen, J. Boschung, P.M. Midgley, V. Bex and Y. Xia (eds.). Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jacox, M.G., S.J. Bograd, E.L. Hazen and J. Fiechter. 2015. Sensitivity of the California Current nutrient supply to wind, heat, and remote ocean forcing. *Geophys. Res. Lett.* 42: 5950–5957.
- Lankford, R.R. (1977). Coastal lagoons of Mexico, *In: M. Wiley. (ed.), Their origin and classification estuarine processes. Academic Press Incorporation, New York* pp. 182-215.
- Lara-Lara, J.R., S. Álvarez-Borrego and L.F. Small. 1980. Variability and tidal exchange of ecological properties in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 11: 613–637.
- Lara-Lara, R., V.A. Fuentes, C. Bazán Guzmán, V. Díaz Castañeda, E. Escobar Briones, M.C. García Abad, G. Gaxiola Castro, G. Robles Jarero, R. Sosa Ávalos, L.A. Soto González, M. Tapia García y J.E. Valdez-Holguín. 2008. Los ecosistemas marinos. pp. 109-134. *En: Capital Natural de México. Vol. I Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.*
- Leising, A.W., I.D. Schroeder, S.J. Bograd, J. Abell, R. Durazo, G. Gaxiola-Castro, E.P. Bjorkstedt, J. Field, K. Sakuma, R. Robertson, and others. 2015. State of the California Current 2014–15: Impacts of the warm-water “blob”. *CALCOFI Reports* 56:31–68.
- McGlathery, K. J., K. Sundbäck, K. and P. Fong. 2013. Estuarine benthic algae. *In: J.W. Day, B.C. Crump, W.M. Kemp and A. Yáñez-Arancibia (eds.). Estuarine Ecology, Second Edition. John Wiley and Sons, Inc. Hoboken, NJ, USA* doi::10.1002/9781118412787.ch8
- Muñoz-Anderson, M.A., J.R. Lara-Lara, S. Alvarez-Borrego, C. Bazan- Guzman and M. de la Cruz-Orozco. 2015. Water–air carbon fluxes in the coastal upwelling zone off northern Baja California. *Ciencias Marinas* 41: 157–168.
- Pérez-Brunius P., M. López, A. Parés-Sierra and J. Pineda. 2007. Comparison of upwelling indices off Baja California derived from three different data sources. *CALCOFI Rep.* 48: 204–214.
- Reimer, J., R. Vargas, S.V. Smith, R. Lara-Lara, G. Gaxiola-Castro, J.M. Hernández-Ayón, A. Castro, M. Escoto-Rodríguez and J.Martínez- Osuna. 2013. Air-sea CO₂ fluxes in the near-shore and intertidal zones influenced by the California Current. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118: 1–16.
- Ribas-Ribas, M., J.M. Hernández-Ayón, V.F. Camacho-Ibar, A. Cabello-Pasini, A. Mejía-Trejo, R. Durazo, S. Galindo-Bect, A.J. Souza, J.M. Forja and A. Siqueiros-Valencia. 2011. Effects of upwelling, tides and biological processes on the inorganic carbon system of a coastal lagoon in Baja California. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 95: 367–376.
- Sandoval-Gil, J., A. Alexandre, R. Santos and V.F. Camacho-Ibar. 2016. Nitrogen uptake and internal recycling in *Zostera marina* exposed to oyster farming: Eelgrass potential as a natural biofilter. *Estuaries and Coasts* 39: 593-878.
- Smith, S.V. and J.T. Hollibaugh. 1997. Annual cycle and interannual variability of ecosystem metabolism in a temperate climate embayment. *Ecological Monographs* 67: 509-533.

- Vargas R., H.W. Loescher, T. Arredondo, E. Huber-Sannwald, R. Lara-Lara, and E.A. Yépez. 2012. Opportunities for advancing carbon cycle science in Mexico: towards a continental scale understanding. *Environmental Science and Policy* 21: 84-93.
- Vidal-Juárez, T. 2014. Influencia de remolinos y procesos de mezcla en el intercambio de agua entre una laguna y el mar abierto, Bahía San Quintín, Baja California, México. Tesis de maestría en Oceanografía Costera. Universidad autónoma de Baja California. México.
- Ward, D. H., T.L. Tibbitts, E. Carrera-González and R. Kempka. 2004. Use of digital multispectral videography to assess seagrass distribution in San Quintín Bay, Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas* 30: 47–60.
- Windham-Myers, L., W.-J. Cai, S. R. Alin, A. Andersson, J. Crosswell, K. H. Dunton, J. M. Hernandez-Ayon, M. Herrmann, A. L. Hinson, C. S. Hopkinson, J. Howard, X. Hu, S. H. Knox, K. Kroeger, D. Lagomasino, P. Megonigal, R. G. Najjar, M.-L. Paulsen, D. Peteet, E. Pidgeon, K. V. R. Schäfer, M. Tzortziou, Z. A. Wang and E. B. Watson, 2018: Chapter 15: Tidal wetlands and estuaries. pp. 596-648. In: N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, P. Romero-Lankao and Z. Zhu (eds.). *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report.* U.S. Global Change Research Program. Washington, DC, USA doi: 10.7930/SOCCR2.2018.Ch15.
- Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante and A. Gallegos-Garcia. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography* 59: 489-502.
- Zertuche-González, J.A., V.F. Camacho-Ibar, I. Pacheco-Ruiz, A. Cabello-Pasini, L.A. Galindo-Bect, J.M. Guzmán-Calderón and J. Espinoza-Avalos. 2009. The role of *Ulva* spp. as a temporary nutrient sink in a coastal lagoon with oyster cultivation and upwelling influence. *J. Appl. Phycol.* 21: 729–736.



Capítulo 12

ALMACENES Y FLUJOS EN LAGUNAS COSTERAS: LAGUNA CELESTÚN

Coordinador

Jorge A. Herrera-Silveira¹

Colaboradores

**Sara M. Morales-Ojeda¹, Israel Medina-Gómez¹, Javier Ramírez-Ramírez¹,
Ileana Osorio Moreno¹, Claudia Teutli-Hernández², Ana Aguilar-Trujillo¹, Eunice Pech-Poot¹,
Laura Carrillo-Baeza¹ y Andrea Camacho-Rico¹**

¹Laboratorio de Producción Primaria, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Mérida, Yucatán, México.

²Laboratorio de Ecología, UMDI-Sisal, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de casi un tercio de los 10 000 km de longitud que conforman la banda litoral de México se contabilizan aproximadamente 164 cuerpos de agua costeros (De la Lanza-Espino *et al.*, 2013). Abonando a la generalidad, más que a las particularidades morfológicas y geológicas que estos cuerpos de agua costeros pudieran albergar, se denomina lagunas costeras a las bahías someras, sondas, bocas, esteros, estuarios y caletas (Figura 1).

En el interior de las lagunas costeras coexisten productores primarios como fitoplancton, microfitoros y pastos marinos, favoreciendo una alta productividad durante todo el ciclo anual, aún en el marco de un ambiente fluctuante como el que caracteriza a estos sistemas, el cual selecciona bajo una alternancia programática, al mayor contribuyente de entre esta variedad de productores primarios (Medina-Gómez y Herrera-Silveira, 2006). Particularmente, una alta biodiversidad del componente de vegetación acuática sumergida (VAS) brinda no sólo áreas críticas para numerosas especies, sino también insumos de materia y energía que abastecen procesos de transformación biogeoquímica que ocurren tanto en la columna de agua, como en la biota y los sedimentos.

Apesar de la gama de ecosistemas que se agrupan en la categoría de lagunas costeras, un rasgo esencial en todos ellos es la presencia de diversos sistemas circundantes, tanto hacia el continente (manglares y marismas) como oceánicos (mar de plataforma), así como el transporte activo de materiales a través de las fronteras que

estos sistemas comparten y de las múltiples interfaces internas (aire-columna de agua, sedimento-columna de agua, agua dulce-salobre-marina) que resultan de la contigüidad con dicho mosaico de ecosistemas.

Esta conexión está determinada por la geomorfología de cada ecosistema, la cual concierne a la intermitencia o permanencia de apertura de la boca lagunar y otras fronteras que guarda con ecosistemas vecinos, desempeñando un papel importante al materializar el acoplamiento con aquellos. También, los patrones de circulación del agua dentro de dichos ecosistemas controlan la tasa y magnitud del intercambio de materiales con los distintos ambientes costeros, definiendo al contexto climatológico y la hidrodinámica como reguladores preponderantes del grado de interacción a lo largo de este continuo ecológico.

La interacción entre los diferentes ecosistemas, llamada conectividad, es evidente en las lagunas costeras, las cuales constituyen fundamentalmente un escenario ambiental que recibe el suministro de distintos aportes, entre ellos carbono inorgánico disuelto y carbono orgánico particulado (CID y COP, respectivamente). Se calcula en 1.0 Pg C año⁻¹ el incremento de los flujos de carbono hacia aguas epicontinentales debido a alteraciones de origen humano desde la era industrial, principalmente asociadas a actividades de explotación del suelo (Reigner *et al.*, 2013).

Se considera que las lagunas costeras desempeñan un papel crucial en el denominado *Carbono Azul*, a consecuencia de su alta capacidad para secuestrar este insumo de carbono (C), ya sea en material vivo o como

tejido depositado en el sedimento (*i.e.* ecosistemas someros y semi-cerrados) y se conceptualizan como potencial contrapeso a las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. En contraste, cuando estos ecosistemas son degradados por las actividades humanas, se ocasiona la liberación de carbono como dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄), contribuyendo al cambio climático.

Cabe señalar que un solo almacén o reservorio de carbono puede tener varios flujos simultáneos, tanto de entrada como de salida, lo cual ha representado una paradoja largamente debatida sobre el papel absoluto que se les confiere a las lagunas costeras, ya sea como sumidero o fuente de C (Kuwae *et al.*, 2016). Sin embargo, pese a la complejidad en la función de las lagunas costeras, son escasos los estudios que abarcan los principales reservorios y flujos de C, así como los forzamientos más importantes involucrados en el desempeño de estos sistemas, particularmente en ambientes tropicales.

El objetivo de este capítulo es entender, mediante la integración sistemática de información disponible sobre flujos y reservorios, las respuestas de una laguna costera tropical a la matriz ambiental y establecer si el sistema

tiene un comportamiento neto como sumidero o fuente de carbono. Adicionalmente, se propone explorar, con base en el análisis de la evidencia empírica, los factores que pueden estar contribuyendo a tal desempeño de la laguna; dicho de otro modo, determinar si el carácter (*i.e.*, retener/emitir CO₂) está relacionado con el manejo de la cuenca y gestión de actividades económicas dentro de la laguna.

Este capítulo busca realizar una primera aproximación del potencial de captura de carbono para ecosistemas que son definidos como lagunas costeras, en términos de sus aspectos geomorfológicos e hidrodinámicos. Esta evaluación fue realizada mediante el análisis del conocimiento actual sobre los principales reservorios y flujos del carbono orgánico (C_{ORG}) de la Laguna de Celestún, una laguna costera típica del Golfo de México, localizada en la Península de Yucatán, con solo aporte subterráneo de agua dulce. Con este propósito se utiliza información publicada que permita tener un marco de referencia para este tipo de ecosistemas costeros, con la intención adicional de identificar los vacíos de información sobre este tópico y proponer ejes de acción encaminados a investigaciones futuras.

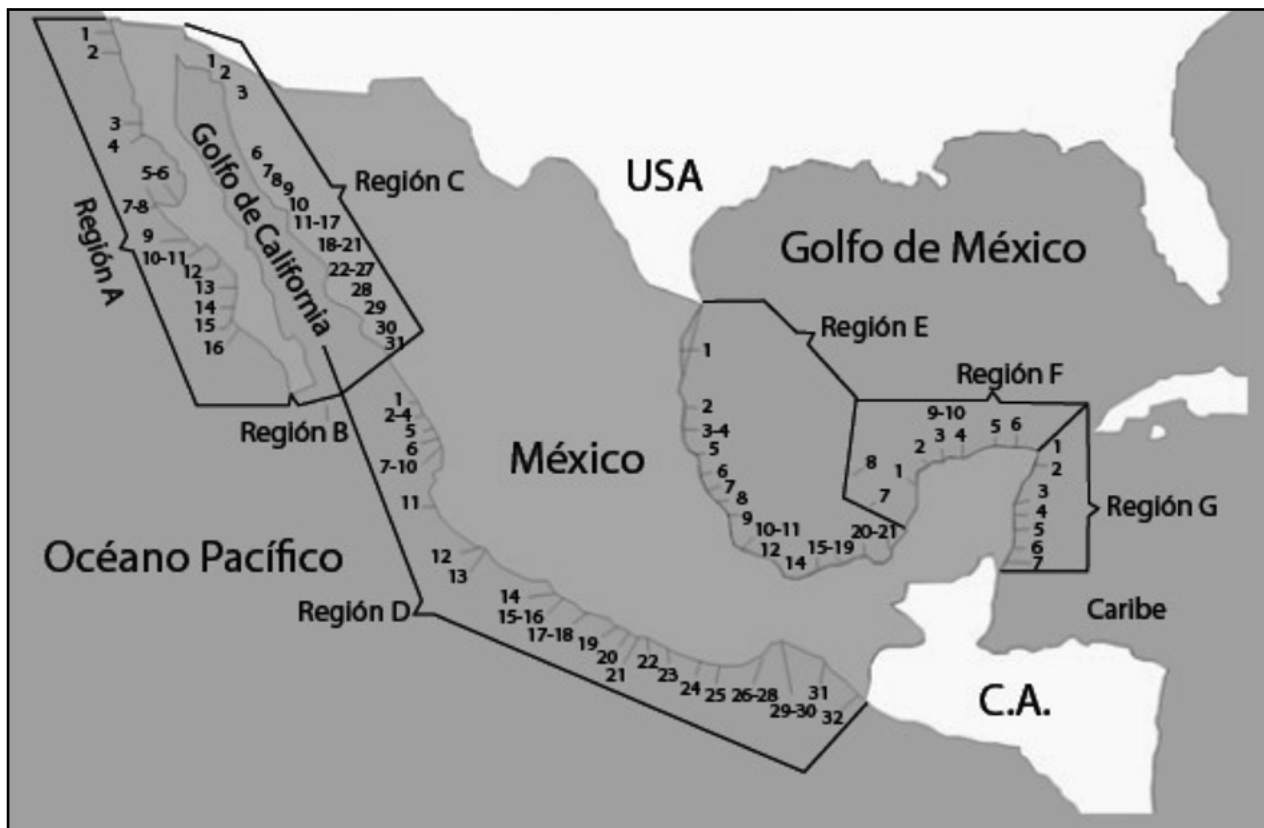


Figura 1. Partición regional de los ecosistemas lagunares en el litoral mexicano.

Fuente: De la Lanza-Espino *et al.* (2013).

LAGUNA DE CELESTÚN

La Laguna de Celestún (LC) se localiza en el extremo oeste de la Península de Yucatán ($20^{\circ} 52' N$, $90^{\circ} 22' W$; Figura 2). La marea es de tipo semidiurna, micromareal (0.5 m). La geología dominante en el área es de tipo cárstico, caracterizado por ausencia de ríos, baja escorrentía superficial y alta infiltración. El agua infiltrada que subyace en el estado circula a través de un acuífero anisótropo, direccional de alta transmisividad, que conforma el anillo de cenotes y cuyo flujo preferencial en su brazo oeste drena en la Laguna de Celestún y su costa, a manera de conductos de disolución de tamaño variable (poros, fisuras, cavernas, ojos de agua) (ver Caja 1). Este patrón le confiere

características propias de un estuario subterráneo a esta laguna costera. En consecuencia, la laguna está definida por un gradiente estuarino que presenta tres regiones: la zona interna, que se caracteriza por recibir descargas de agua dulce, baja salinidad (5 psu), alta concentración de NO_3 y SRSi, así como poca influencia de procesos marinos; la zona media, que presenta agua de mezcla y contacto directo con la población humana, por lo que sus valores de NH_4 y $Cl-a$ suelen ser altos, hasta alcanzar valores de salinidad más altos en la zona de la boca que la conecta con el mar (35 psu) y, la boca lagunar, que está influenciada por procesos hidrodinámicos marino-costeros (marea, vientos, corrientes), presentando un comportamiento euhalino y baja concentración de nutrientes (Herrera-Silveira, 1994).

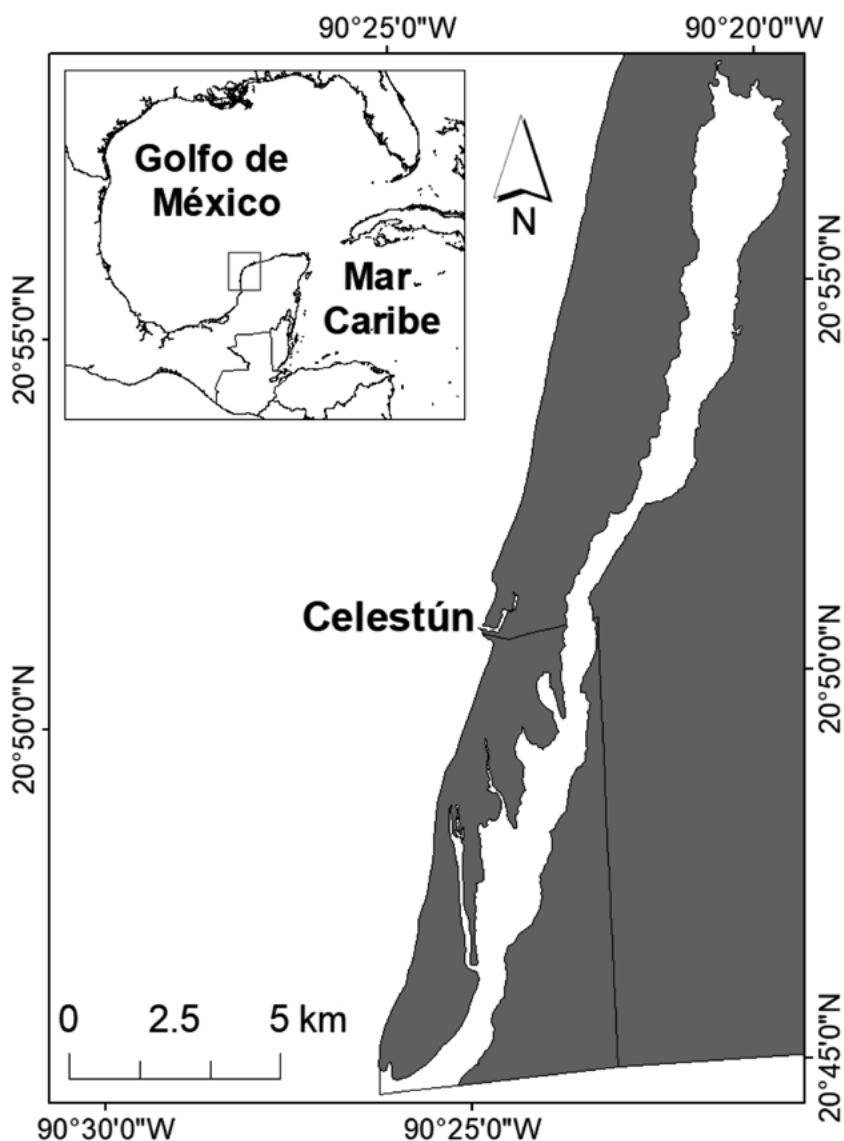


Figura 2. Sitio de estudio: Laguna de Celestún.

La temperatura media del aire es de 26.5°C y la precipitación media anual es de 767 mm. El patrón climático consiste en la época de sequía (marzo - mayo), la época de lluvias (junio-octubre) con una precipitación promedio >500 mm y la temporada de nortes (noviembre-febrero) que presenta lluvia moderada (20-60 mm) y vientos de hasta 80 km h⁻¹ (Herrera-Silveira, 1994). La salinidad y concentración de nutrientes presentan variación temporal acorde con la estación climática.

La laguna presenta una forma alargada y estrecha, columna de agua relativamente somera (profundidad promedio de 1.2 m), con fondo arenoso en la boca y limo-arcilloso en el interior, con cobertura de pastos marinos como *Thalassia testudinum* y *Halodule wrightii* en la boca y zona media, pastos (*Ruppia mexicana*) y macroalgas (*Chara fibrosa*, *Batophora sp.*) al interior.

Los sedimentos en la laguna consisten principalmente de cieno de carbono autóctono. El sistema está rodeado por aproximadamente 22.3 km² de manglar en buen estado de conservación y constituye una franja de hasta 20 km tierra adentro; esta distribución responde a la escasa profundidad del acuífero. La vegetación representativa es el manglar con las especies *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rizophora mangle*, comunidad de tipo chaparro.

La laguna es adyacente a la localidad costera de Celestún y pertenece a uno de los puertos más importantes de la costa yucateca en cuanto a producción pesquera, dando albergue a 6067 habitantes (INEGI, 2001). Entre las principales actividades económicas están la pesca de escama y chinchorro, turismo y extracción de sal. Esta laguna se encuentra resguardada bajo el decreto de reserva de la biósfera.

Caja 1. Escenarios costeros en bosques de manglar de la Península de Yucatán

En Yucatán, los bosques de manglar tienen una estrecha relación con las descargas de agua subterránea. Las características cársticas de la Península de Yucatán favorecen que el agua fluya formando una compleja red de ríos subterráneos, con flujos dominantes hacia los extremos oriente y poniente de la zona conocida como *anillo de cenotes*. La geohidrología de la costa norte de Yucatán determina el desarrollo de escenarios de manglar que pueden ser de tipo húmedo o seco (Figura C1.1) (Zaldívar-Jiménez *et al.*, 2010)

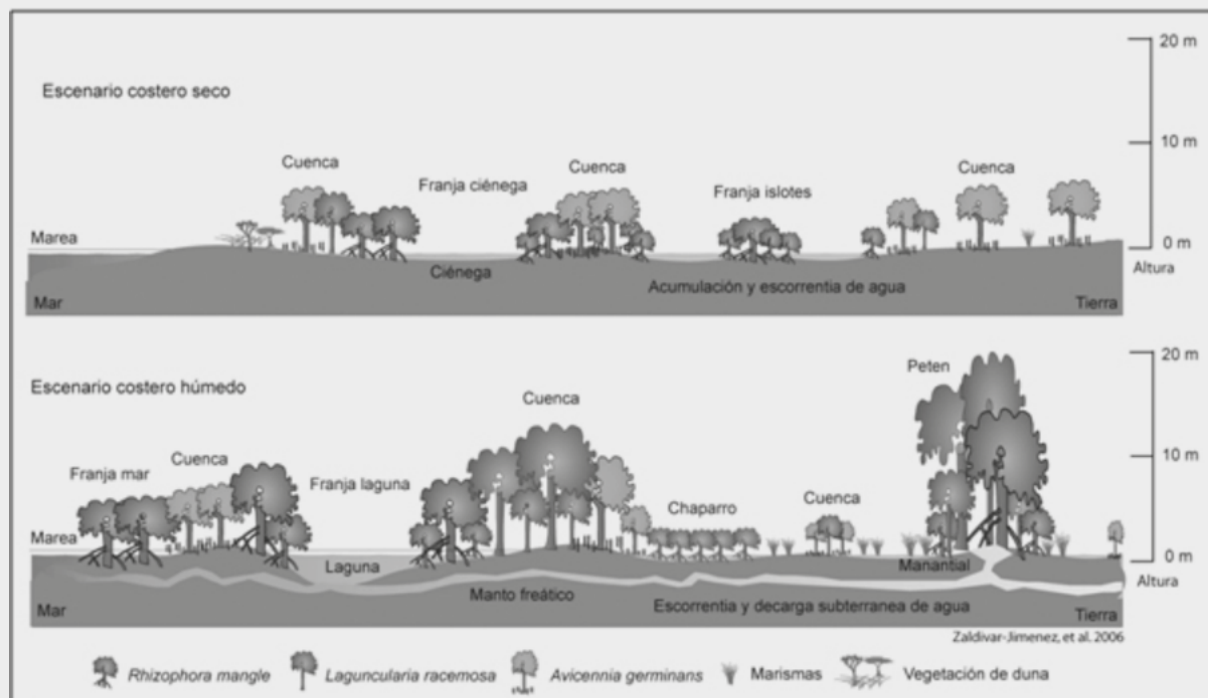


Figura C1.1. Escenarios de manglar húmedo y seco en yucatán, que resultan de la interacción del humedal de manglar y las zonas de descarga del anillo de cenotes.

El escenario húmedo se caracteriza por la función del anillo de cenotes de concentrar y dirigir el agua subterránea hacia sitios de interceptación con la costa y, el escenario seco se caracteriza por que la inundación y los aportes de agua dulce están fuertemente influenciados por la estacionalidad de la precipitación, de manera que sus sedimentos son hipersalinos, con baja concentración de nutrientes.

Fuente: Zaldívar-Jiménez *et al.* (2010).

ANÁLISIS DE ALMACENES Y FLUJOS

El fuerte gradiente estuarino que caracteriza a la Laguna Celestún (LC) y la estructura horizontal de parámetros fisicoquímicos que resulta de la distribución de la energía hidrodinámica, influye dramáticamente en la capacidad del sistema para almacenar carbono, entendiéndose por almacén un compartimento donde permanece depositado el C en cualquiera de sus formas y por periodos de mediano (50 años) a largo plazo (100 años o más). Aunque la laguna está en su totalidad circundada por bosques de manglar bien desarrollados, confiriéndole una fuente constante de materia orgánica, la acumulación de carbono proveniente de los humedales costeros es diferente a lo largo del cuerpo de agua, a causa de la heterogeneidad espacial antes mencionada.

El aporte alóctono de materia orgánica en diferente estado de degradación representa un flujo vertical constante hacia los sedimentos de la LC, particularmente el material orgánico adsorbido a partículas inorgánicas finas que posteriormente floculan en zonas con altas tasas de sedimentación, como las imperantes en la región interna y media de la laguna. En consecuencia, la distribución de material sedimentario tiende a ser más

abundante en zonas con menos energía de la LC. La condición somera de la columna de agua y la distancia que guarda con respecto a la conexión con el mar, favorece mayor acreción en la mitad interna del sistema, así como una mineralización ralentizada, consistente con una acumulación de carbono superior a lo observado en el área con influencia del océano. Lo anterior enfatiza que, aun cuando la zonificación de las lagunas en clases hidrológicamente afines es compleja, para estudios a escala de país resulta de utilidad considerar agrupaciones regionales.

Como se refirió anteriormente, debido a la gran permeabilidad de la plataforma yucateca, el agua es filtrada y aparece nuevamente en superficie por afloramientos del manto freático a manera de manantiales, los cuales se localizan tanto en los bordes como dentro de la laguna, determinando que la precipitación y los manantiales sean las únicas fuentes de agua dulce con las que cuenta el sistema (Perry *et al.*, 1995) (ver Caja 2). Las descargas de agua subterránea en la costa favorecen el acoplamiento entre la laguna costera con el mar, lo cual permite cierto intercambio de materia orgánica y nutrimento.

Caja 2. Estructura y funcionamiento de los litorales en Yucatán

Las comunidades de vegetación acuática sumergida no son estáticas y están determinadas por efectos en cascada, donde los eventos hidrometeorológicos modifican los flujos y almacenes en los litorales de Yucatán (Figura C2.1) (Herrera-Silveira *et al.*, 2010).

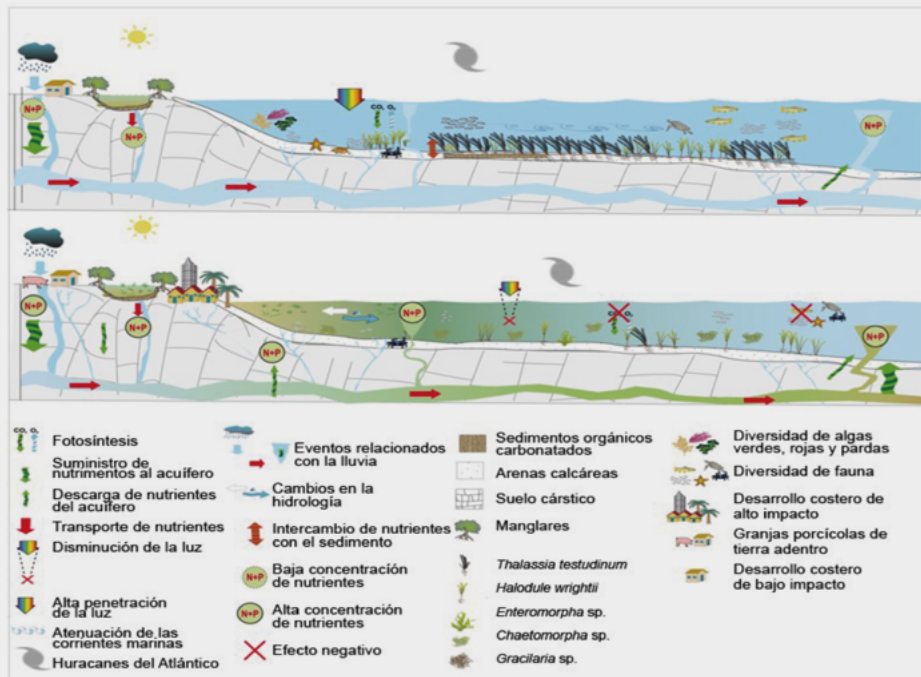


Figura C2.1. Estructura y funcionamiento de los litorales en Yucatán.

Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2010).

Las propiedades del aporte subterráneo de agua delimitan una interfase atmósfera-superficie del agua, donde el influjo de CO₂ está controlado por la alta concentración de carbonatos, que resultan de la persistente disolución en el área vadosa dentro de los conductos subterráneos del acuífero peninsular. Se considera que la condición de frontera, derivada de una fisiografía carstificada como la de la plataforma yucateca, desempeña un papel importante en sellar al sistema contra una emisión o absorción excesivas, a través del diferencial de la pCO₂, fuertemente regulado por oscilaciones entre el aporte de agua subterránea enriquecida con carbonatos y la asimilación biológica de CO₂ por el subsistema de producción primaria (Figura 3).

La alta biomasa y abundancia de pastos marinos y algas (vegetación acuática sumergida: VAS) reportadas para la laguna de Celestún (Ramírez-Ramírez *et al.*, 2015), complementado por el desarrollo del fitoplancton y microfitorbentos, sugiere que la producción orgánica en el sistema es suficientemente persistente en el tiempo como para mantener niveles bajos de presión parcial de CO₂ en la superficie del agua, con relación al C atmosférico, induciendo un comportamiento a largo plazo de flujo neto de C_{ATM} hacia el sistema (*i.e.* flujo negativo) (Figura 3).

El hidropérido, la marea y la escorrentía superficial, son fundamentales en definir condiciones de frontera

para la zona interna de la Laguna de Celestún donde, ante la ausencia de ríos, fungen como reguladores del flujo horizontal de carbono entre la zona de manglar hacia la laguna. Este grado de interacción se ve favorecido por el régimen de inundación que experimentan, dado el escaso relieve, vastas zonas de la planicie costera durante lluvias y también bajo el efecto de ciertos fenómenos atmosféricos de escala sinóptica, que alteran la altura de la columna de agua (sistemas de baja presión).

Las frecuencias submareales a las que suelen ocurrir los eventos atmosféricos ocasionan que el nivel de los cuerpos de agua dulce interiores aumente (*i.e.* cenote *Elepeten* en la región de Dzilam, ubicada al oriente de la Península de Yucatán, pero dentro de la misma vertiente de agua dulce que la Laguna Celestún) (Figura 4), lo cual puede traslaparse con máximos de amplitud mareal durante fase de marea viva. Este incremento transitorio del nivel de agua puede facilitar el aporte de materiales desde dichas áreas al establecer picos de descarga localizados donde los manantiales emergen y entran en contacto con la atmósfera, para luego ser vertidos a lo largo de canales superficiales efímeros que transportan materia orgánica hacia el mar (*tidal creek*). Aunque este aporte está aún por ser cuantificado, potencialmente suministraría carbono orgánico particulado (COP), disuelto (COD) e inorgánico disuelto (CID), adicional a la laguna, mediante transporte horizontal (ver Caja 3).

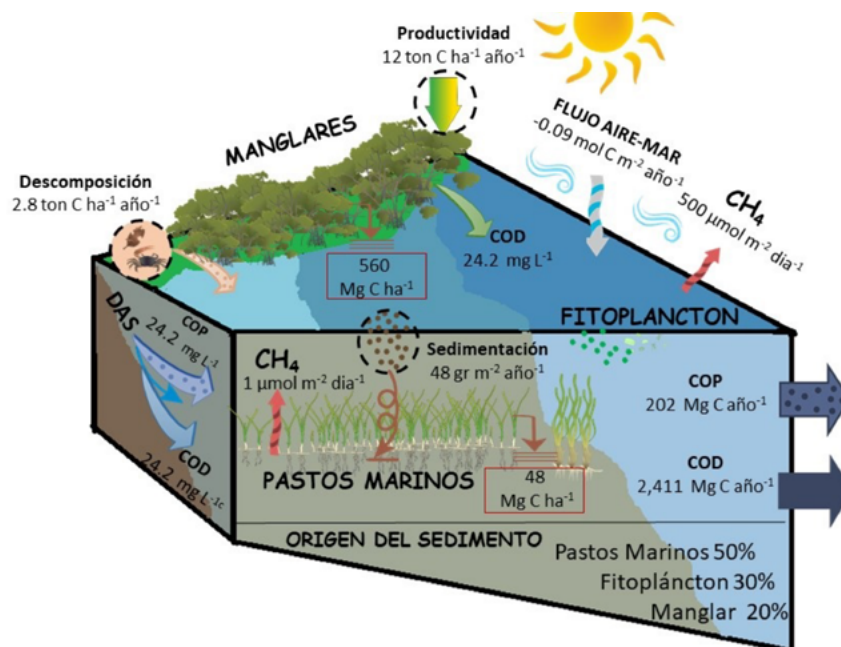


Figura 3. Diagrama que ilustra los principales flujos y reservorios de carbono en la zona interna de la Laguna Celestún (CID: Carbono inorgánico disuelto COD: Carbono orgánico disuelto; COP: Carbono orgánico particulado).

Los flujos de la descarga de agua subterránea (DAS) representan, a través del sistema de conductos de la matriz cárstica, una fuente tanto de COP como de COD. El reservorio de ecosistemas externos, como el bosque de manglar, está representado en este modelo conceptual a manera de condiciones de frontera para la zona interna de la laguna.

La identificación de posibles cambios en la cantidad de C almacenado en los anteriores reservorios, a través de las transformaciones dinámicas o procesos que constituyen sus flujos, permitirá advertir oscilaciones en las tasas de secuestro, lo cual se torna en indicadores útiles para implementar programas más efectivos de seguimiento y monitoreo de las acciones que los tomadores de decisión y/o administradores de los

recursos naturales, deben aplicar para el manejo sustentable de los ecosistemas costeros, incluyendo acciones de conservación, extracción, uso y restauración ecológica.

A continuación, se aborda la información particular sobre los almacenes y flujos de carbono en los diferentes hábitats que alberga el sistema Laguna de Celestún.

Caja 3. Flujos de COD en laguna de Celestún

En la Figura C3.1 se observan los flujos de COD para la temporada de lluvias, nortes y sequía. En la temporada de lluvias predomina la exportación de COD del interior del manglar hacia la laguna. En la temporada de nortes, se observó que el flujo dominante es de importación. En la temporada de sequía se presentaron flujos laterales, tanto de exportación, como de importación (Camacho-Rico *et al.*, 2016).

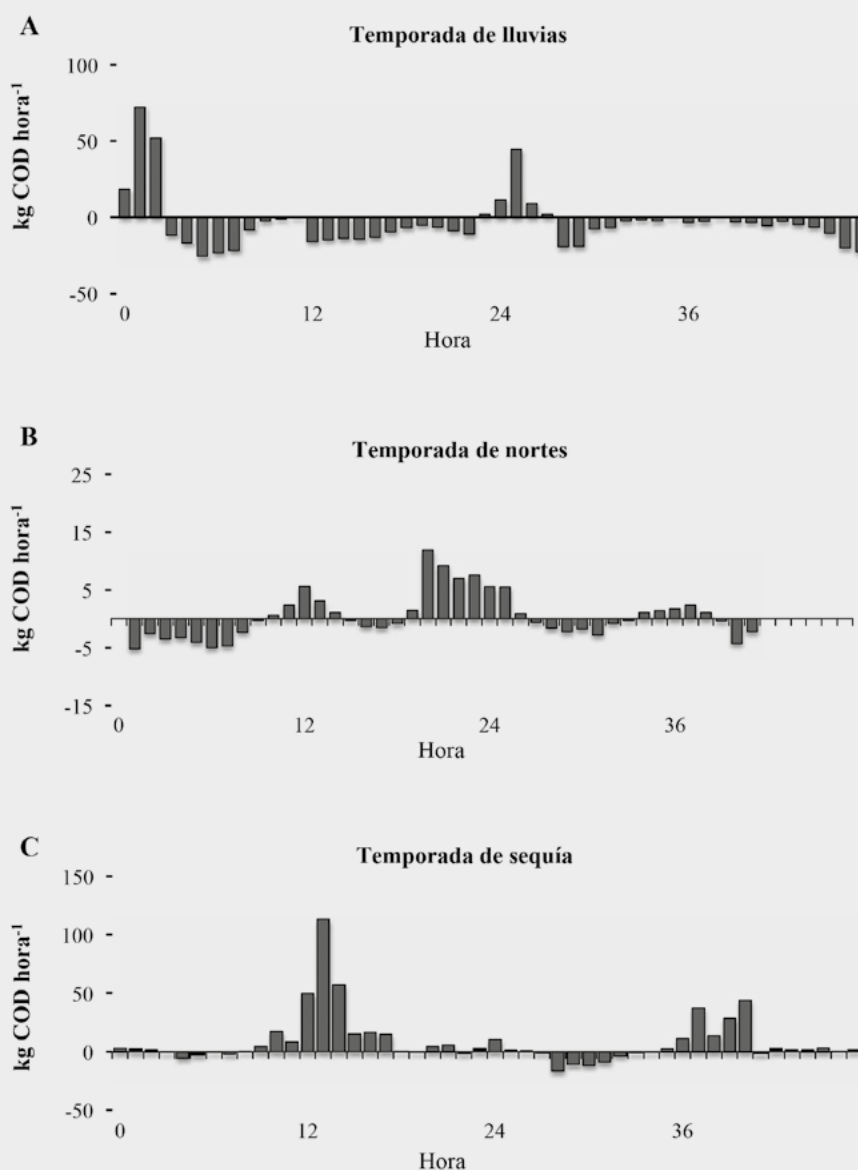


Figura C3.1. Flujo de carbono orgánico disuelto durante dos ciclos de marea para la temporada de: (a) lluvias, (b) nortes y (c) sequía, en la zona de la boca, Celestún Yucatán.

Fuente: Camacho-Rico *et al.* (2016).



Figura 4. Diagrama de las actividades en la cuenca que aportan diferentes formas de Carbono a la Laguna Celestún.

Bosque de manglar

El movimiento de cualquier material de un lugar a otro se denomina flujo; se suele conceptualizar un flujo de carbono como una transferencia de carbono de un depósito o almacén a otro. Los flujos básicos del ecosistema son fotosíntesis, respiración, degradación y mortalidad. El estudio de los flujos es importante debido a que regula la concentración de CO₂ en la atmósfera, resultando en la regulación del clima de la Tierra. De ahí la importancia de los humedales en el secuestro de carbono. Este servicio ambiental está en función de la condición de la vegetación del humedal.

Las características del bosque de manglar a lo largo de la LC han sido examinadas en numerosos estudios (Herrera-Silveira *et al.*, 2014; Adame *et al.*, 2014 y 2015), señalando, consistentemente, un mayor desarrollo arbóreo de la región interna en relación con la sección influenciada por la boca del sistema y, a

los subsidios de N y P como los principales factores asociados con dicha condición. Dado que la tasa de decaimiento de la materia orgánica para los manglares de la zona interna es la más baja ($k_{dec} = 38-43$), se reconoce que el insumo de material en un estado relativamente menos mineralizado representa un mayor potencial de carbono para ser almacenado a largo plazo en el área interior del sistema.

Un análisis de la contribución por tipo ecológico de manglar al secuestro de carbono, indica que el ensamble de vegetación que presenta la máxima capacidad para secuestrar carbono de la atmósfera es el manglar de Peten con 1041 Mg C ha⁻¹ (Caamal-Sosa *et al.*, 2012) (ver Caja 4). Asimismo, la capacidad para almacenar C en suelos de la región del manglar con influencia marina, particularmente en estratos superiores a 30 cm, tiene como consecuencia un almacén equiparable entre las secciones media-interna y la media-marina en la boca lagunar (780 y 790 Mg C ha⁻¹, respectivamente).

Caja 4. Almacenes de carbono en laguna de Celestún

La Figura C4.1 muestra los almacenes de carbono, árboles y suelo, por tipo de manglar y la Figura C4.2 por posición en la Laguna de Celestún.

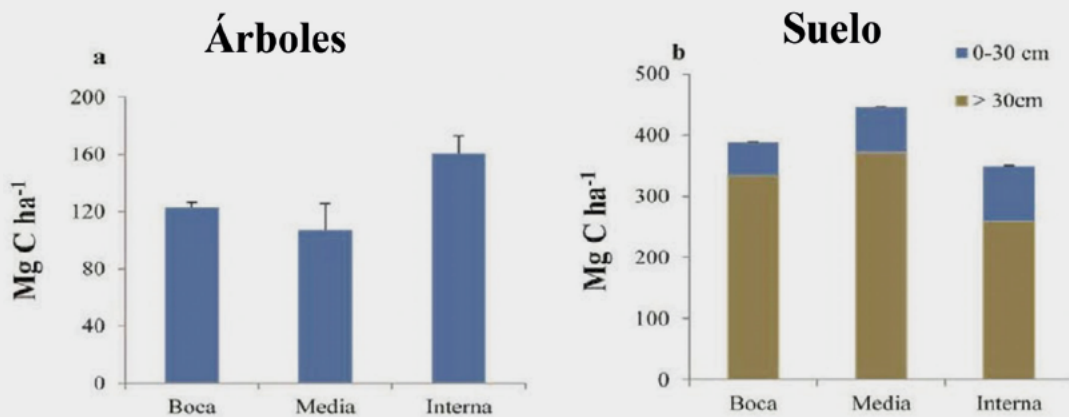


Figura C4.1. Almacenes de carbono en árboles (a) y suelo (b) de los tipos de manglar de la laguna de Celestún. Fuente: Caamal-Sosa *et al.* (2012).

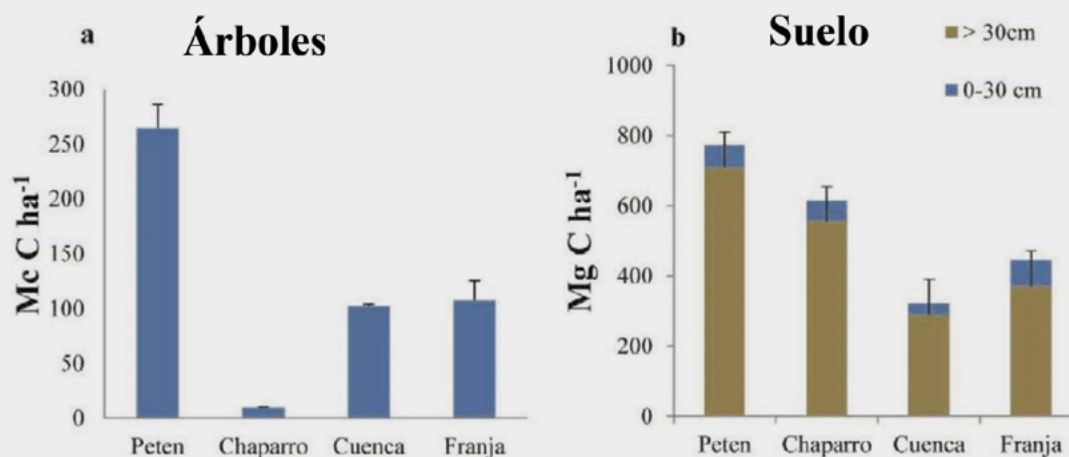


Figura C4.2. Almacenes de carbono en árboles (a) y suelo (b) de los tipos de manglar por posición en la Laguna de Celestún. Fuente: Caamal-Sosa *et al.* (2012).

Cuerpo de agua lagunar

Una aproximación, conjuntando las perspectivas hidrodinámica y geoquímica, estableció el papel exportador de C_{ORG} de la Laguna de Celestún al mar; dicho flujo desde el sistema es predominantemente en forma disuelta (Young *et al.*, 2005). A este material exportado poco contribuye la descarga del acuífero, cuyo aporte es virtualmente la única fuente de agua dulce al sistema, por lo que se estableció que la mayor parte es CO_2 atmosférico fijado por productores primarios que rápidamente lo transforman asimilando en el proceso

de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), un insumo activamente suministrado por el agua subterránea. Se determinó que la condición geomorfológica típica de los sistemas costeros como LC favorecen rutas consistentes con el reciclado de nutrientes dentro de la laguna (Young *et al.*, 2005).

Otra fuente alternativa de carbono a las cadenas tróficas en estos ecosistemas es la proveniente del metano, un componente común en las vías de descomposición de materia orgánica en sedimentos de ecosistemas semi-cerrados con alto cociente área/volumen, propensos a registrar tasas de remineralización

elevadas. No obstante que es un compuesto de vida corta y con tiempos de una década, el metano tiene un potencial de capturar 100 veces más calor en el primer lustro que el CO₂ (Mitsch *et al.*, 2013). Las emisiones de metano en la LC están ligadas al gradiente de salinidad (Chuang *et al.*, 2017). Por lo tanto, el grado del almacén debe también reflejar el desplazamiento de dicho gradiente, como resultado del balance entre el aporte del acuífero y la influencia marina, impulsada por la excursión de la marea laguna adentro.

Brankovits *et al.* (2017) puntualizó la presencia de tramas tróficas en cavernas de Yucatán que tienen como eje al metano, sustentando una diversa fauna anquialina, a la vez que constituyen un sumidero de este compuesto. El acuífero yucateco está conformado con agua dulce de recarga meteórica y masas de agua de origen marino que se encuentran en sistemas de conductos y cavernas inundadas, dando lugar a vastos ecosistemas anquialinos. La presencia de C de origen metanogénico en los primeros niveles tróficos de ambientes cársticos, mismos que permean por toda la Península de Yucatán (PY), sugieren la importancia de estimar el transporte lateral del metano desde dichos sistemas anquialinos, así como su comportamiento a lo largo del *continuum* acuático costero.

Se considera fundamental establecer los mecanismos asociados con las transformaciones de metano y las emisiones de este compuesto desde ambientes acuáticos, como condición para entender la función real de estos sistemas, ampliamente reconocidos como sumideros de C (Bastviken *et al.*, 2011). Fortalecer un cuerpo de conocimiento en este sentido permitirá evaluar el impacto del metano en el ciclo del C en la atmósfera y aproximar una mejor estimación del balance de carbono azul.

Comunidad fitoplanctónica

Los ensambles de fitoplancton son el componente con respuesta más inmediata a cambios hidrológicos, dentro del subsistema de producción primaria en ecosistemas lagunares. Este efecto es indistinto, ya sea que dichos cambios sean derivados del manejo del agua dentro de la cuenca o por variaciones interanuales en el régimen de lluvias. El fitoplancton de la LC presenta alteraciones en su composición taxonómica y en la tasa de productividad primaria como resultado de la distribución de nutrientes (Herrera-Silveira, 1998). Cambios en la proporción N:P constituyen un factor ampliamente reconocido en la selección de grupos

taxonómicos de fitoplancton en ambientes costeros someros (Shangguan *et al.*, 2017). El incremento en la productividad primaria de fitoplancton, observado durante la época de lluvias por Herrera-Silveira (1998) en LC, puede ser resultado del tipo particular de aporte de agua dulce en este ecosistema cárstico con afinidad por fósforo.

Las descargas del acuífero yucateco sustentan no sólo baja salinidad, sino también un significativo flujo de nitrato y silicato, definiendo un gradiente ambiental dual, caracterizado por una mayor proporción N:P que favorece el desarrollo de especies del grupo *Bacillariophyta* y cianobacterias tolerantes a la baja salinidad, representando el grupo dominante para época de lluvias en la laguna. Por otra parte, la abundancia de grupos como dinoflagelados es limitada. La fuente de variación más evidente de la productividad fitoplanctónica es la determinada por el carácter estacional de la precipitación, con ocurrencia de un flujo de carbono atmosférico (C_{ATM}) hacia la laguna, de hasta 0.022 Mg C ha⁻¹ día⁻¹ ante el arribo de las primeras lluvias al final de la primavera, lo que sustenta el desarrollo prominente de Cryptophytas y diatomeas (Herrera-Silveira *et al.*, 1999).

El marcado carácter intra-anual de la precipitación incide no sólo en el insumo de nutrientes desde el acuífero, sino también a través de pulsos de materiales desde el bosque de manglar que circunda la laguna, cuya tasa de remineralización exhibe una eficiencia distinta bajo las altas temperaturas características en la época de sequía y, escaso aporte de agua dulce, en comparación con el substancial suministro de material orgánico en época de lluvias (Adame *et al.*, 2014). La diferencia de forzamientos que opera en ambos escenarios puede redundar en la estacionalidad no sólo del reciclaje de nutrientes, sino también del flujo de C a la laguna.

A pesar de que el influjo de C al ecosistema mediante fijación fotosintética debe balancearse con la estimación de tasas de sedimentación, advección al océano y, particularmente, la resuspensión de células de diatomeas bentónicas por corrientes mareales (éste último un proceso predeciblemente activo dado lo somero del cuerpo de agua), antes de poder deducir cuantitativamente el papel que desempeña el fitoplancton en el ciclo del C dentro de la LC, se considera que el presente análisis denota que el flujo de C vía fitoplancton lo dicta la gama de controles dependiente de la localización espacial a lo largo del eje principal N-S de la laguna de Celestún.

Camas de vegetación acuática sumergida VAS

La amplia distribución de VAS en la porción interna de la laguna favorecen el secuestro de C, tal como lo indica la tasa de sedimentación que registra esta zona con respecto al resto de la laguna (Chuang *et al.*, 2017). Esto puede repercutir en el almacenamiento del COP proveniente del manglar en los sedimentos, donde se ha reportado que el C_{ORG} de este origen contribuye hasta con un 20% de la composición del suelo (Figura 3). El sedimento de los pastos marinos de la zona interna de Laguna Celestún está constituido por 50% de carbono orgánico autóctono (asumiendo que la fracción del C_{ORG} originada por pastos sea producto de la descomposición *in situ* de las hojas) y 50% alóctono (proveniente de manglar y fitoplancton).

La alta proporción de material autóctono puede deberse a la escasa profundidad de la zona, lo que da lugar a flujos residuales lentos y alto tiempo de residencia del agua. Este escenario influye en las tasas de sedimentación, que suelen ser mayores para ambientes con estos rasgos. Asimismo, el COD presenta un patrón longitudinal que aumenta de la boca hacia el interior del sistema. Dicho gradiente es congruente con valores más altos cercanos a la fuente, situada en el interior del sistema y decremento a lo largo de la laguna y área de la boca, sugiriendo la disolución de este componente hacia el ambiente, que está influenciado por el mar.

En coherencia con lo anterior, se ha observado que los cambios estacionales y espaciales del reservorio de C_{ORG} en la biomasa viva de los macrófitos, exhiben una tendencia a acumular mayor nivel de C ($2.01 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en la sección delimitada por la zona interna de LC y el puente que conecta la barra arenosa con el continente. Dicho comportamiento delineó un fuerte patrón estacional, donde el incremento en el flujo de C_{ATM} hacia la vegetación acuática sumergida se manifiesta en el desarrollo significativo del alga *Chara fibrosa* en temporada invernal, caracterizada por masas de aire polar descendiendo por el Golfo de México (nortes).

Mientras tanto, la alta concentración de nitrato y disminución de la salinidad, en época de lluvia, controla la variabilidad estacional del aporte de agua subterránea enriquecida con nutrientes en el sistema, lo que explica el incremento en abundancia que el pasto *Ruppia mexicana* registra en dicha época. Esta condición condujo, sin embargo, a un nivel de biomasa comparativamente inferior en la parte interna de LC durante lluvias ($1.30 \text{ Mg C ha}^{-1}$) que el observado en la época de nortes (Ramírez-Ramírez *et al.* 2015).

Por otra parte, la hidrodinámica representa un forzamiento predominante sobre el desarrollo de la VAS en la sección que media entre el puente y la boca lagunar, debido a que regula la disponibilidad de luz (transparencia) a través de la turbulencia y es fuente de estrés mecánico sobre las hojas de la vegetación. No obstante que el contexto físico-ambiental es altamente dinámico en el área de la boca, el comportamiento intra-anual de la biomasa para la comunidad de VAS describió un estrecho intervalo de variación estacional de $\approx 1.0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y, por lo tanto, una capacidad sostenida para almacenar C en esta zona del sistema durante el ciclo anual.

Almacenes de carbono en los paisajes costeros de Celestún

La distribución espacial de los humedales costeros obedece a gradientes espaciales de salinidad, niveles topográficos, hidroperíodo y fuentes de agua dulce (superficial y/o subterránea) o marina (Herrera-Silveira y Comín, 2000; Hernández-Arana *et al.*, 2015). Debido a la heterogeneidad espacial de las comunidades biológicas, la mejor aproximación a su estudio, a nivel local y regional, es a través de un enfoque paisajístico estructurado en corredores transversales costeros.

Cada configuración o unidad dentro del paisaje de humedal costero tiene una huella ambiental específica de controladores y procesos responsables de las características de estructura y función, que dan soporte a la diversidad de servicios ambientales que ofrecen. Las unidades funcionales del paisaje del humedal costero no están aisladas debido a la conexión transversal, relacionada con la matriz hidrológica, pudiéndose formar complejas conexiones con otras unidades dentro del paisaje (Thorslund *et al.*, 2017; Cohen *et al.*, 2016.).

La conservación y permanencia del paisaje costero está vinculado con el bienestar humano a través de diversos servicios ambientales y constituyen una importante fuente de biodiversidad (Costanza *et al.*, 1997; Gibbs, 2000; Yao *et al.*, 2017). Uno de estos servicios ambientales con relevancia local, regional y global, es el de regulación de gases de efecto invernadero a través de los almacenes y flujos de carbono orgánico aéreo y subterráneo (Mitsch *et al.*, 2013).

El carbono contenido en la vegetación costera, principalmente en manglares, praderas de pastos marinos y marismas de marea, se denomina *carbono azul* (Mcleold *et al.*, 2011), lo que destaca las

importantes reservas de carbono que se han evaluado en estos ecosistemas y que están desapareciendo o empeorando su condición, como resultado de las continuas presiones de desarrollo antrópico, lo que se traduce en emisiones de gases de efecto invernadero (CO_2 y CH_4) a la atmósfera (Pendleton *et al.*, 2012). La iniciativa de carbono azul es atractiva tanto en investigación, como para los interesados en políticas de conservación. El carbono azul ofrece un marco de referencia como estrategia potencialmente rentable, tanto para lograr reducciones genuinas en las emisiones de gases de efecto invernadero, como para fortalecer los beneficios colaterales de los almacenes y flujos de carbono.

Por otra parte, los ecosistemas de carbono azul proporcionan el hábitat para especies alimentarias valiosas, depuran la contaminación industrial y urbana y proporcionan una defensa eficaz contra las tormentas y los fenómenos meteorológicos extremos (Nellemann *et al.*, 2009). No obstante los beneficios de mitigación y adaptación que resultan de la protección o restauración de los ecosistemas de carbono azul, la evaluación de los almacenes de carbono se han centrado en un ecosistema de forma individual, o bien, en el componente aéreo o subterráneo en un solo ecosistema, tal como manglar (Walcker *et al.*, 2018), pastos marinos (Gullström *et al.*, 2018) o marismas (Macreadie *et al.*, 2013), sin considerar que forman parte de un paisaje a lo largo de un corredor trasversal costero.

En la literatura son escasos los trabajos que incluyen más de una comunidad en las evaluaciones de almacenes de carbono orgánico en paisajes de humedales costeros (Chmura, *et al.*, 2003; Adame *et al.*, 2013; Huxham, *et al.*, 2018). Entre otros aspectos, los escasos estudios se relacionan con las diferentes aproximaciones metodológicas que requiere cada tipo de humedal (Howard *et al.*, 2014).

Por otra parte, los escenarios ambientales costeros de tipo cárstico como el de Celestún, resultan de interés para la evaluación de los almacenes de carbono de los ecosistemas costeros, debido a que la fuente de agua dulce es casi exclusivamente subterránea, libre de materia particulada, con influencia marina por la cuña salina que se forma como resultado de las cavidades formadas por disolución de la roca calcárea (Bautista *et al.*, 2011).

En este contexto, la estructura del paisaje de humedal costero en el escenario cárstico del norte de Yucatán es ideal para la cuantificación y el registro de la variación que presentan los almacenes de carbono

en las distintas unidades de paisaje, a lo largo de un corredor trasversal costero, por lo que se evaluó en la Laguna de Celestún.

En Celestún, la biomasa aérea más alta la registró el manglar de cuenca *Avicennia germinans*, cuyo almacén de carbono aéreo fue de 166 Mg C ha^{-1} . El menor almacén de carbono aéreo por hectárea lo registró la VAS marina, con $0.21 \text{ Mg C ha}^{-1}$; esta unidad de paisaje también registro el valor más bajo de almacén total por hectárea, correspondiendo a $7.21 \text{ Mg C ha}^{-1}$. La concentración de carbono subterráneo más alta se registró en el manglar de cuenca mixto con 747 Mg C ha^{-1} , al igual que el carbono total más alto por hectárea (892 Mg C ha^{-1}) (Figura 5; Morales-Ojeda, 2018).

En cuanto al carbono ecosistémico, la menor extensión de humedal se registró en la VAS de la laguna con 266 ha almacenado un total de $60\ 116 \text{ Mg C}$. La mayor extensión de territorio la ocupó el manglar chaparro seguido de la VAS, estos acumularon respectivamente $7\ 201\ 492 \text{ Mg C}$ y $74\ 912 \text{ Mg C}$. El total de carbono almacenado por los humedales de Celestún fue de $23\ 837\ 080 \text{ Mg C}$ (Morales-Ojeda, 2018).

El gradiente en el almacén de C aéreo se ha estimado que obedece a patrones de la zonificación que resulta de la interacción entre la inundación, la elevación del humedal, la salinidad intersticial y la tolerancia particular de las especies de cada ecosistema. En este capítulo y, a diferencia de las marismas de marea ampliamente abordados en la literatura (McLeod *et al.*, 2011, Starr *et al.*, 2018), los humedales de sabana y vegetación emergente del corredor trasversal costero de Celestún no presentan inundación superficial por efecto directo de las mareas. Las características de salinidad y nivel de inundación en este ecosistema de escenario ambiental cárstico resultan de la acumulación de la precipitación, la evaporación, la profundidad y elevación del acuífero, así como la intrusión salina y recarga del acuífero.

En cuanto al almacén de carbono aéreo, en los humedales dominados por manglar, la zonificación de las especies y distribución de los tipos ecológicos dentro del corredor costero estuvo en concordancia con los niveles, frecuencia y tiempos de inundación, que se han registrado para cada tipo ecológico de manglar (Morales-Ojeda, 2018).

En Celestún, la contribución del manglar al total de carbono acumulado en los humedales fue del 75%, la de los humedales de agua dulce del 13.7%, la del



VAS de 0.6% y la vegetación halófila contribuyó con el 10.7%. Los humedales costeros considerados dentro del carbono azul almacenan altas concentraciones de carbono, por lo que su protección es vital en los esfuerzos para mitigar el cambio climático. Con la creciente presión sobre los humedales, a nivel

mundial, es importante comprender los patrones y la dinámica de los controles que inciden en la biomasa y acumulación de carbono, particularmente en regiones donde la captura y el almacén del CO₂ pueden ser muy altos, como en los humedales costeros tropicales (Morales-Ojeda, 2018).

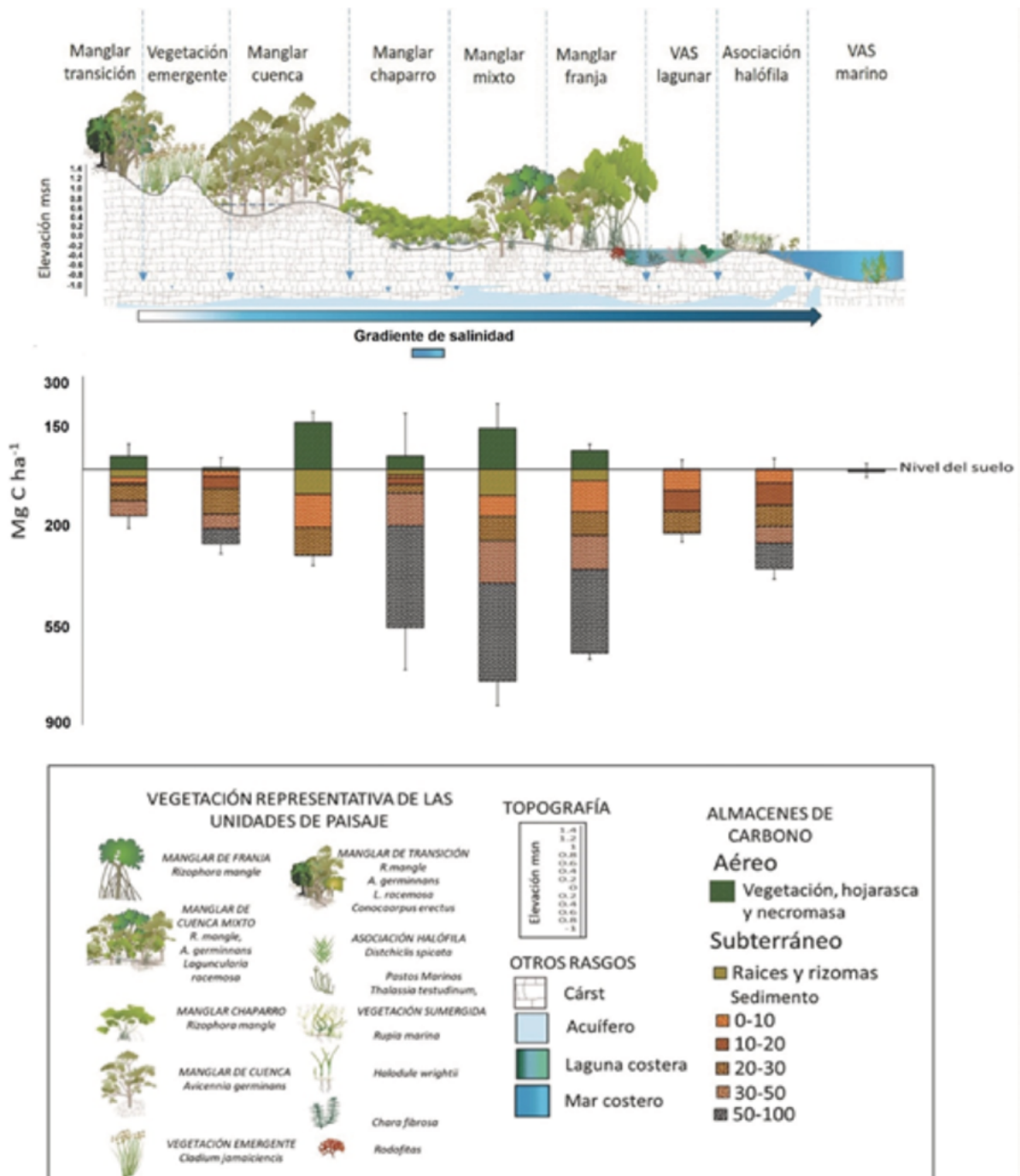


Figura 5. Representación del carbono total (Mg C ha⁻¹) almacenado en los diferentes tipos de humedales en el corredor costero cárstico de Celestún, Yucatán.

La barra indica la incertidumbre propagada través de los diferentes estratos de cada componente y por la suma de ellos.

Fuente: Morales-Ojeda (2018).

SIGUIENTES PASOS

De acuerdo con los resultados del análisis concerniente al carbono azul en la Laguna de Celestún, resulta evidente la relevancia de llevar a cabo estudios enfocados a definir el efecto del gradiente salino, que caracteriza a este cuerpo de agua, sobre el intercambio de CO₂ atmosférico con el sistema. Asimismo, se juzga importante integrar la medición del metano empleando técnicas innovadoras que permitan apuntalar métodos de medición actuales para avanzar en el entendimiento de la conexión entre los forzantes y procesos responsables del ciclo biogeoquímico de este gas que, junto con el CO₂ y el óxido nitroso, rebasaron durante 2011 su concentración atmosférica histórica (referida al período de los últimos 800 ka; WMO, 2017). Se establece la necesidad de un registro más detallado del almacenamiento, a largo plazo, del carbono orgánico que se fija *in situ* por la variedad de productores primarios del sistema lagunar y a través del material proveniente de otras partes, a fin de mejorar la estimación de la contribución de este ecosistema para revertir la tendencia de incremento neto de dichos gases de efecto invernadero en la atmósfera. Los almacenes de carbono del sistema lagunar y los flujos humedal-laguna-mar y, de éstos con la atmósfera, así como los de sedimentos-agua-atmósfera, son temas pendientes de investigación. Los cambios y variaciones del carbono orgánico en sus diferentes formas (disuelto en agua, particulado en sedimentos y agua, gaseoso en agua y aire), en el corto y largo-plazo, permitirán avanzar en el entendimiento de los procesos relacionados con los cambios y poder aportar información para orientar los esfuerzos de mitigación.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El análisis de la información de la Laguna Celestún revela una especificidad espacial manifiesta dentro del cuerpo de agua para almacenar carbono, con una alta capacidad en la zona interna como resultado del abundante aporte de agua subterránea, al igual que las tasas de sedimentación relativamente mayores a las observadas hacia la boca lagunar. En dicha área, la energía generada por corrientes mareales favorece un flujo horizontal comparativamente bajo de materiales y menor depósito, así como una pobre transparencia y menor fijación de CO₂ atmosférico por parte de organismos fotosintéticos. La vegetación circundante, predominantemente de manglar, presentó desarrollo

variable en su componente arbóreo y carbono en suelos, lo cual se vio reflejado en una cantidad diferente de carbono almacenado entre las zonas interna y de la boca del manglar, y que responde principalmente al gradiente de salinidad estuarino impuesto por el balance entre los aportes de agua subterránea que dominan la zona interna y agua marina en la boca.

AGRADECIMIENTOS

Este capítulo es resultado de muchos estudios y años de investigación dedicados a conocer la complejidad del ecosistema lagunar costero de Celestún, con la ayuda de estudiantes, investigadores nacionales e internacionales, a todos ellos se agradece y reconoce su colaboración, esfuerzo y apoyo. El trabajo de recopilación, análisis y síntesis ha sido gracias a diferentes apoyos, por lo que se agradece a Inter-American Institute for Global Change Research-IAIDIR-I71/97-3019, CONACYT, 2356-T, G34709, PO20CCOR892654, I0017- 254175, D112-904672, 4147P-T, y 66223, a CONABIO por los proyectos FN009, KN003, GH009, FB128/B019/94, y 2356-T.

LITERATURA CITADA

- Adame, M. F., J.B. Kauffman, I. Medina, J.N. Gamboa, O. Torres, J.P. Caamal and J.A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* doi: 10.1371/journal.pone.0056569.
- Adame, M.F., C. Teutli, N. S. Santini, J. Camaal, A. Zaldívar-Jiménez, R. Hernández and J.A. Herrera-Silveira. 2014. Root biomass and production in mangrove forests surrounding a karstic oligotrophic coastal lagoon. *Wetlands* 34:479–488.
- Adame M. F., B. Fry, J. N. Gamboa and J. A. Herrera-Silveira. 2015. Nutrient subsidies delivered by seabirds to mangrove islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 525:15–24.
- Bastviken, D., L. J. Tranvik, J. A. Downing, P. M. Crill and A. Enrich-Prast. 2011. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science* 331:50.
- Bautista, F., G. Palacio-Aponte, P. Quintana and J.P. Zinck. 2011. Spatial distribution and development of soils in tropical karst areas from the Peninsula of Yucatan, Mexico. *Geomorphology* 135:308–321.
- Brankovits, D., J.W. Pohlman, H. Niemann, M.B. Leigh, M.C. Leewis, K.W. Becker, T.M. Iliffe, F. Alvarez, M.F. Lehmann and B. Phillips. 2017. Methane- and dissolved organic carbon-fueled microbial loop supports a tropical subterranean estuary ecosystem. *Nature Communications* doi: 10.1038/s41467-017-01776-x.



- Caamal-Sosa J. P., A. Zaldívar, F. Adame -Vivanco, C. Teutli, M. T. Andueza, R. Pérez y J. A. Herrera-Silveira. 2012. Almacenes de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglares en un escenario cárstico. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 478-483.
- Camacho-Rico A.; J. A. Herrera-Silveira; I. Mariño-Tapia y G. Giacomán-Vallejos. 2016. Flujos laterales de COD en un manglar de franja con influencia marina. *En*: F. Paz y R. Torres. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 321-329.
- Chmura G.L., S. Anisfeld, D. Cahoon and J. Lynch. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2002GB001917.
- Chuang, P.C., M. B. Young, A. W. Dale, L. G. Miller, J. A. Herrera-Silveira and A. Paytan. 2017. Methane fluxes from tropical coastal lagoons surrounded by mangroves, Yucatán, Mexico, *J. Geophys. Res. Biogeosci.* doi:10.1002/2017JG003761.
- Cohen, M. J., I.F. Creed, L. Alexander, N.B. Basu, A.J. Calhoun, C. Craft, E. D'Amico, E. DeKeyser, L. Fowler and H.E. Golden. 2016. Do geographically isolated wetlands influence landscape functions? *Proceedings of the National Academy Science USA* 113:1978–1986.
- Costanza R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton and M. Van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- De la Lanza Espino G., M. A. Ortiz Pérez y J. L. Carbajal Pérez. 2013. Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas* 81:33-50.
- Gibbs, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.
- Gullström, M., L.D. Lyimo, M. Dahl, G.S. Samuelsson, M. Eggertsen, E. Anderberg and M. Björk. 2018. Blue carbon storage in tropical aeagrass meadows relates to carbonate stock dynamics, plant-sediment processes, and landscape context: Insights from the Western Indian Ocean. *Ecosystems* 21:551–566.
- Hernández-Arana, H.A., A. Vega-Zepeda, M.A. Ruíz-Zárate, L.I. Falcon-Álvarez, H. López-Adame, J. Herrera-Silveira and J. Kaster. 2015. Transverse coastal corridor: From freshwater lakes to coral reefs ecosystems. *In*: G. A. Islebe. (ed.). *Biodiversity and Conservation of the Yucatan Peninsula*. Springer International Publishing, Switzerland. pp. 355-376.
- Herrera-Silveira, J.A. 1994. Spatial and temporal patterns in a tropical coastal lagoon with groundwater discharges. *Journal of Coastal Research* 10:738-746.
- Herrera-Silveira, J.A. 1998. Nutrient-phytoplankton production relationship in a groundwater influenced tropical coastal lagoon. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1:373-385.
- Herrera-Silveira, J.A., M. B. Martín y V. Díaz-Arce. 1999. Variaciones del fitoplancton en cuatro lagunas costeras del Estado de Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical* 47:37-46.
- Herrera-Silveira, J.A. and F.A. Comín. 2000. An Introductory account of the types of aquatic ecosystems of Yucatan Peninsula (SE Mexico). *In*: M. Munawar, S.G. Lawrence, I.F., Munawar and D.F. Malley (eds.). *Ecovision World Monographs Series. Aquatic Ecosystems of Mexico: Status y Scope*. Backhuys Pub., Leiden, Netherlands. pp. 213-227.
- Herrera-Silveira J. A. y S. Morales-Ojeda. 2014. Estado de “salud” de la costa de acuerdo con indicadores de estado trófico del agua. *En*: J.I. Euán-Ávila, A. García de Fuentes, M.A. Liceaga-Correa y A. Munguía-Gil (eds.). *La Costa del Estado de Yucatán, Un Espacio de Reflexión sobre la Relación Sociedad-Naturaleza, en el Contexto de su Ordenamiento Ecológico Territorial*. Plaza y Valdés, México. Vol. II. pp. 31-42
- Herrera-Silveira, J., S. Morales-Ojeda J. Ramírez-Ramírez. 2010. Plantas marinas. *En*: R. Durán y M. Méndez (eds.). *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. pp. 197-200.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, and M. Telszewski. 2014. *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and sea grass meadows*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, VA, USA.
- Huxham, M., D. Whitlock, M. Githaiga and A. Dencer-Brown. 2018. Carbon in the coastal seascape: how interactions between mangrove forests, seagrass meadows and tidal marshes influence carbon Storage. *Current Forestry Reports* 4:101–110.
- INEGI. 2001. Anuario Estadístico del Estado de Yucatán. 2001. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. ISSN 0188-8404.
- Kuwae, T., J. Kanda, A. Kubo, F. Nakajima, H. Ogaw, A. Sohma and M. Suzumura. 2016. Blue carbon in human-dominated estuarine and shallow coastal systems. *Ambio* 45:290–301.
- Macreadie, P. I., A.R. Hughes D.L. and Kimbro. 2013. Loss of “blue carbon” from coastal salt marshes following habitat disturbance. *PLoS ONE* doi.org: 10.1371/journal.pone.0069244
- McLeod, E., G.L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C.M. Duarte and B.R. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:552–560.

- Medina-Gómez, I. and J.A. Herrera-Silveira. 2006. Primary production dynamics in a pristine groundwater influenced coastal lagoon of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research* 26:971–986.
- Mitsch, W.J., B. Bernal, A.M. Nahlik, U. Mander, L. Zhang, C.J. Anderson, S.E. Jørgensen and H. Brixel. 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology* 28:583–597.
- Morales-Ojeda, S.M. 2018. Evaluación de la condición de la costa con el enfoque de cuenca y cuantificación paisajística del servicio ecosistémico de almacén de carbono en sus humedales. Tesis doctoral. CINVESTAV Unidad Mérida. 157 p.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C.M. Duarte, L. Valdés, C. De Young, L. Fonseca and G. Grimsditch. 2009. The role of healthy oceans in binding carbon. A rapid response assessment. United Nations Environmental Program, GRID-Arenda. Norway 79 p.
- Pendleton, L., D.C. Donato, B.C. Murray, S. Crooks, W.A. Jenkins and A. Baldera. 2012. Estimating global “Blue Carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* doi: 10.1371/journal.pone.0043542.
- Perry E., L. Marin, J. McClain and G. Velazquez. 1995. Ring of Cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: Its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology* 23:17-20.
- Ramírez-Ramírez J., I. Medina-Gómez and J. Herrera-Silveira. 2015. Diversity and C storage in a submerged aquatic vegetation community of a coastal lagoon environment. *En: F. Paz y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 316-326.*
- Regnier, P., P. Friedlingstein, P. Ciais, F.T. Mackenzie, N. Gruber, I. Janssens, G.G. Laruelle, R. Lauerwald, S. Luysaert, A.J. Andersson, S. Arndt, C. Arnosti, A.V. Borges, A.W. Dale, A. Gallego-Sala, Y. Godderis, N. Goossens, J. Hartmann, C. Heinze, T. Ilyina, F. Joos, D.E. LaRowe, J. Leifeld, F.J.R. Meysman, G. Munhoven, P.A. Raymond, R. Spahni, P. Suntharalingam and M. Thullner. 2013. Anthropogenic perturbation of the land to ocean carbon flux. *Nature Geoscience* doi: 10.1038/NGEO1830.
- Shangguan, Y., P.M. Glibert, J.A. Alexander, C.J. Madden and S. Murasko. 2017. Nutrients and phytoplankton in semi enclosed lagoon systems in Florida Bay and their responses to changes in flow from Everglades restoration. *Limnol. Oceanogr* 62:S327–S347.
- Starr, G., J.R. Jarnigan, C.L. Staudhammer J.A. and Cherry. 2018. Variation in ecosystem carbon dynamics of saltwater marshes in the northern Gulf of Mexico. *Wetlands Ecology and Management* 26:1–16.
- Thorslund, J., J. Jarsjo, F. Jaramillo, J.W., S. Manzoni, N.B. Basu and G. Destouni. 2017. Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. *Ecological Engineering* 108:489–497.
- Walcker, R., L. Gandois, C. Proisy, D. Corenblit, E. Mougin, C. Laplanche and F. Fromard. 2018. Control of “blue carbon” storage by mangrove ageing: Evidence from a 66-year chronosequence in French Guiana. *Global Change Biology* 24:2325–2338.
- WMO. 2017. Greenhouse gas bulletin. World Meteorological Organization. https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=4022 (Consulta: marzo 22, 2019).
- Yao, J., J.M. Sánchez-Pérez, S. Sauvage, S. Teissier, E. Attard, B. Lauga and M. Gerino. 2017. Biodiversity and ecosystem purification service in an alluvial wetland. *Ecological Engineering* 103:359–371.
- Young, M., M.E. Gonneea, J.A. Herrera-Silveira and A. Paytan. 2005. Export of dissolved and particulate carbon and nitrogen from a mangrove-dominated lagoon, Yucatan Peninsula, Mexico. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 31:189-202.
- Zaldívar-Jiménez, A., J. Herrera-Silveira, C. Teutli-Hernández, R. Hernández-Saavedra y J. Caamal-Sosa. 2010. Manglares. *En: R. Durán y M. Méndez (eds.). Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDU-MA. pp. 138-139.*



Capítulo 13

MANGLARES

Coordinador

Jorge A. Herrera-Silveira¹

Colaboradores

**Andrea Camacho-Rico¹, Siuling G. Cinco-Castro¹, Mónica Pech-Cárdenas¹,
Juan Caamal-Sosa¹, Laura Carrillo-Baeza¹, Eunice Pech-Poot¹, Karla Zenteno-Díaz¹,
Judith Erosa-Angulo¹, Eimy Us-Balam¹, Oscar Pérez-Martínez¹, Ileana Osorio-Moreno¹,
Claudia Teutli-Hernández², Ben de Jong³, Alma Velázquez-Rodríguez⁴ y Fernando Paz-Pellat⁵**

¹ Laboratorio de Producción Primaria, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Yucatán, México.

² Laboratorio de Ecología, UMDI-Sisal, Facultad de Ciencias, UNAM, Sisal, Yucatán, México.

³ Unidad Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México.

⁴ Facultad de Ciencias, Campus El Cerrillo, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México.

⁵ GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros tienen características que son fundamentales para mantener el bienestar humano y la biodiversidad global. En particular, los manglares, las marismas y los pastos marinos proporcionan numerosos beneficios y servicios que contribuyen a la mitigación y adaptación a los impactos del cambio climático. Muchos de los servicios ambientales que proporcionan estos ecosistemas son esenciales para la adaptación al clima y la resiliencia a lo largo de las costas, incluida la protección contra las inundaciones por tormentas, el aumento del nivel del mar, la prevención de la erosión a lo largo de las costas, la regulación de la calidad del agua costera, reciclaje de los nutrientes, y seguridad alimentaria de muchas comunidades costeras de todo el mundo (Robertson y Alongi, 1992; Ashton *et al.*, 1999; Beck *et al.*, 2001; Kathiresan y Bingham, 2001; Saenger, 2002; Mumby, 2006; Gedan *et al.*, 2009; Barbier *et al.*, 2011; Cullen-Unsworth y Unsworth, 2013). Por su ubicación en la interfaz mar-tierra, los ecosistemas costeros tienen influencia de ambos ambientes, siendo el cambio climático una presión adicional que los hace más vulnerables ante la diversidad de impactos a los que se encuentran expuestos.

Por otro lado, estos ecosistemas tienen la capacidad de mitigar el cambio climático mediante el secuestro y almacenamiento de carbono orgánico, por lo que se les

conoce como ecosistemas de *carbono azul* (Duarte *et al.*, 2005; Bouillon *et al.* 2008; Duarte *et al.*, 2010; Kennedy *et al.*, 2010; Donato *et al.*, 2011). El carbono azul es el carbono almacenado en los ecosistemas costeros (pastos, marismas y manglares) dentro del suelo, la biomasa viva aérea (hojas, ramas, tallos) y la biomasa subterránea (raíces y biomasa muerta) (McLeod *et al.*, 2011). A diferencia de los ecosistemas terrestres, el carbono secuestrado en los suelos costeros puede ser extenso y permanecer atrapado durante períodos de tiempo muy largos (siglos a milenios), resultando en reservas muy grandes de carbono dadas las características anaerobias por la acumulación de agua (Chmura *et al.*, 2003; Duarte *et al.*, 2005; Lo Iacono *et al.*, 2008). En este sentido, a pesar de que los ecosistemas costeros tienen relativamente pequeñas extensiones comparados con otros ecosistemas, pueden ser una gran fuente de emisiones de carbono por deforestación (Donato *et al.*, 2011).

De manera específica, los manglares constituyen el tipo de vegetación dominante de las costas en la banda tropical y subtropical (Lara-Domínguez *et al.*, 2005), entre los 30° de latitud N y S (Tomlinson, 1986), cubriendo aproximadamente el 75% de la línea de costa del planeta (Kangas y Lugo, 1990). Son formaciones vegetales en las que predominan ciertas especies de árboles o arbustos conocidos como mangles, entre sus características están que poseen raíces aéreas respiratorias llamadas neumatóforos y tienen mecanismos fisiológicos que los hace ser resistentes a la salinidad (CONABIO, 2009a).

Los manglares se desarrollan dentro de ambientes costeros que dependen de la combinación de energías geofísicas, incluyendo la influencia relativa de la precipitación, la descarga de los ríos, la amplitud de la marea, la turbidez y la fuerza del oleaje. En cada uno de estos tipos geomorfológicos las variaciones locales en la topografía e hidrología pueden resultar en el desarrollo de diferentes tipos ecológicos de manglares: ribereño, franja, cuenca y chaparro (Lugo y Snedaker, 1974). La combinación de diferentes características geomorfológicas, cada una con una variedad de tipos ecológicos, resulta en un ecosistema de manglar diverso que posee características específicas en su estructura y función (Twilley, 1988; Twilley y Hall, 1995). De acuerdo con estas características, los manglares ofrecen una gran diversidad de servicios ambientales, la gran mayoría de ellos relacionados con el ciclo del carbono (flujos y almacenes).

Los manglares almacenan más carbono que otros ecosistemas, principalmente en la porción subterránea (sedimentos). Si bien la recomendación del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2013) define la profundidad de 0-30 cm como la profundidad estándar para reportar el almacén de carbono de los sedimentos, en los bosques de manglar la profundidad a la que se ha reportado materia orgánica puede ser >3m, por lo que se estableció por la comunidad científica especialista en manglares la profundidad de 1m como la estándar para reportar el carbono en sedimentos de

manglar (Kauffman y Donato, 2012, Howard *et al.*, 2014), por ello en este capítulo los datos de carbono subterráneo están referidos a 1m de profundidad del sedimento. Estos ecosistemas tienen una reserva media de carbono de 956 Mg C ha⁻¹, frente a 241 Mg C ha⁻¹ en bosques tropicales húmedos de hoja perenne, 408 Mg C ha⁻¹ en pantanos de turba tropicales, 593 Mg C ha⁻¹ en marismas subtropicales y 142.2 Mg C ha⁻¹ en pastos marinos (Alongi, 2014), ver Caja 1. Sin embargo, de acuerdo con la diversidad de características de los manglares, no todos almacenan carbono en las mismas magnitudes, ya que dependerá de la combinación de factores geomorfológicos, de clima e hidrológicos. De acuerdo con Donato *et al.* (2011), los manglares ubicados en un sistema geomorfológico de tipo estuarino presentan un almacén de carbono superior (1074 ± 171 Mg C ha⁻¹) con respecto a aquellos ubicados en un frente marino (990 ± 96 Mg C ha⁻¹).

Considerando que en México la cobertura de los manglares es de 775 555 ha aproximadamente, que ha sido dividido por regiones (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017), que en las costas de México se pueden encontrar diferentes condiciones de clima, geomorfología e hidrología, este capítulo está orientado a cuantificar la capacidad de almacenamiento de carbono orgánico de los manglares de México, comparando diferentes regiones geográficas y entre ecotipos de manglar, con la finalidad de proveer información base sobre carbono en los ecosistemas costeros de México, particularmente los manglares.

Caja 1. Almacenes de carbono en ecosistemas

La Figura C1.1 muestra los contenidos de carbono en las componentes de diversos ecosistemas, terrestres y acuáticos.

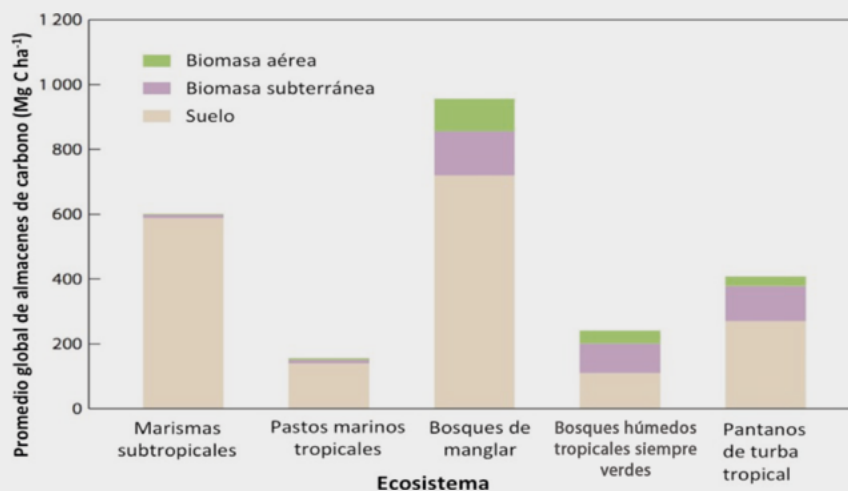


Figura C1.1. Almacén de carbono promedio de marismas subtropicales, pastos marinos tropicales, bosques tropicales húmedos de hoja perenne, y pantanos de turba tropicales en comparación con los bosques de manglar.

Fuente: modificado de Alongi (2014).

BASES PARA LOS ANÁLISIS

La revisión de los almacenes de carbono en manglares de México se obtuvo a partir de la búsqueda, síntesis y verificación de datos publicados en diferentes fuentes relacionada con biomasa y sedimentos de este ecosistema, no obstante que el objetivo principal no haya sido la evaluación de carbono. Esta revisión puede ser consultada en Herrera-Silveira *et al.* (2018). Adicionalmente se analizaron las bases de datos de la biomasa de la vegetación hidrófila del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) documentadas en de Jong *et al.* (2018) y la base de datos de perfiles de suelos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), documentadas en Paz y Velázquez (2018).

Las estimaciones totales de carbono provienen de datos de biomasa e incluyen el carbono aéreo y subterráneo. La biomasa aérea en algunos casos fue reportada en los trabajos, sin embargo, cuando no era el caso, fue estimada utilizando ecuaciones alométricas propuestas por Fromard *et al.* (1998) y Howard *et al.* (2014) con base en la especie de manglar y clima. Los datos tomados en cuenta para los cálculos respectivos fueron especie, altura, área basal y/o diámetro a la altura de pecho y densidad de árboles. Una vez obtenida la biomasa (Mg ha^{-1}), ésta se multiplicó por el factor 0.45 (Kauffman y Donato, 2012) para obtener el carbono

contenido en la biomasa de los árboles vivos. El almacén subterráneo fue estimado mediante la información de la literatura revisada, la cual podía contener valores de porcentaje de materia orgánica en sedimentos, densidad aparente de los sedimentos, porcentaje de carbono orgánico, largo de la fracción del núcleo de sedimento y biomasa en raíces. Es importante resaltar que solo se consideraron los valores de carbono orgánico en los sedimentos estandarizados a un metro de profundidad.

Para el análisis del carbono aéreo y subterráneo los criterios de clasificación fueron las regiones geográficas de los manglares de México y los tipos ecológicos de manglar a partir de datos reportados para 424 sitios (Herrera-Silveira *et al.*, 2018).

Las regiones de manglar fueron propuestas por especialistas para el estudio de este ecosistema (CONABIO, 2009a): Pacífico Norte (PN) que incluye los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit; Pacífico Centro (PC) que engloba Jalisco, Colima y Michoacán; Pacífico Sur (PS), que integra Guerrero, Oaxaca y Chiapas; Golfo de México (GM) formado por Tabasco, Tamaulipas y Veracruz; y Península de Yucatán (PY) compuesta por Campeche, Quintana Roo y Yucatán (Figura 1). Otra alternativa de regionalización fue la clasificación por tipo ecológico, que incluye manglares del tipo Chaparro, Cuenca, Franja, Ribereño y Petén (Lugo y Snedaker, 1974).

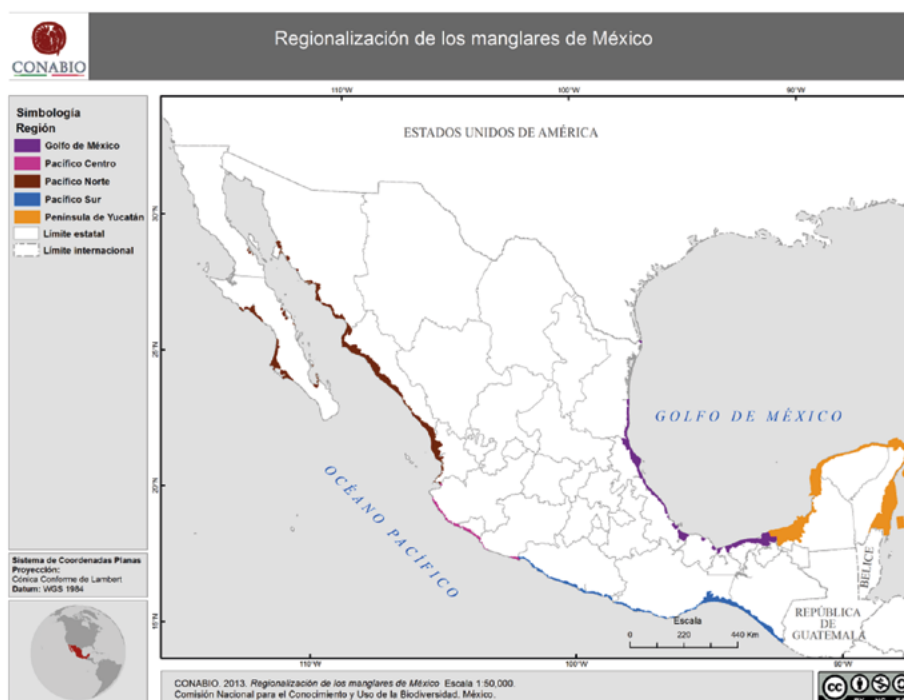


Figura 1. Regionalización de los manglares en México.

Fuente: imagen de CONABIO (2013).

Tipos de manglar

La combinación de las variaciones en la microtopografía y la hidrología de una región determina muchos de los aspectos biogeoquímicos del suelo que controlan la composición y zonación de especies, así como las características fisionómicas del manglar. Lugo y Snedaker (1974), con base en las características locales de la estructura de los manglares en la región del sur de Florida, hicieron una clasificación de seis tipos ecológicos: ribereños, sobreinundados, franja, cuenca, chaparro y tipo petén (Figura 2), ver Caja 2. De estos, los sobreinundados son los menos representados en México, por lo que este tipo no fue incluido:

- **Ribereños:** se localizan en los bordes de ríos y estuarios, son los mejor desarrollados estructuralmente ya que reciben constantemente aportes de agua dulce, causando baja salinidad y altos aportes de nutrientes, por lo que su productividad se mantiene alta.
- **Franja:** se localizan a lo largo de la línea de costa, canales, ríos y lagunas, están expuestos al efecto diario de las mareas, no reciben aportes directos de agua dulce, por lo que presentan alta salinidad y el aporte de nutrientes es bajo, son menos productivos que los ribereños.
- **Cuenca:** se presentan en las depresiones topográficas por detrás de los manglares ribereños y de franja, solamente se inundan en mareas muy altas, el movimiento del agua es lento. Las condiciones reducidas del suelo y alta salinidad son factores importantes que causan baja productividad.
- **Chaparro:** son árboles menores a dos metros de altura y muy densos como consecuencia del pobre enriquecimiento de nutrientes en sus sedimentos, y/o altas salinidades.
- **Petén (Hammock):** son manglares similares a los de cuenca excepto por que se ubican en zonas más elevadas (Barrera, 1982). En la península de Yucatán se presentan estos petenes en áreas de manglar tierra adentro, pero que hidrológicamente se conectan al mar debido a la naturaleza cárstica del suelo y en épocas de lluvias se conectan debido a la corta distancia que tienen con el mar, pero no durante la época de secas (Lara-Domínguez *et al.*, 2005).

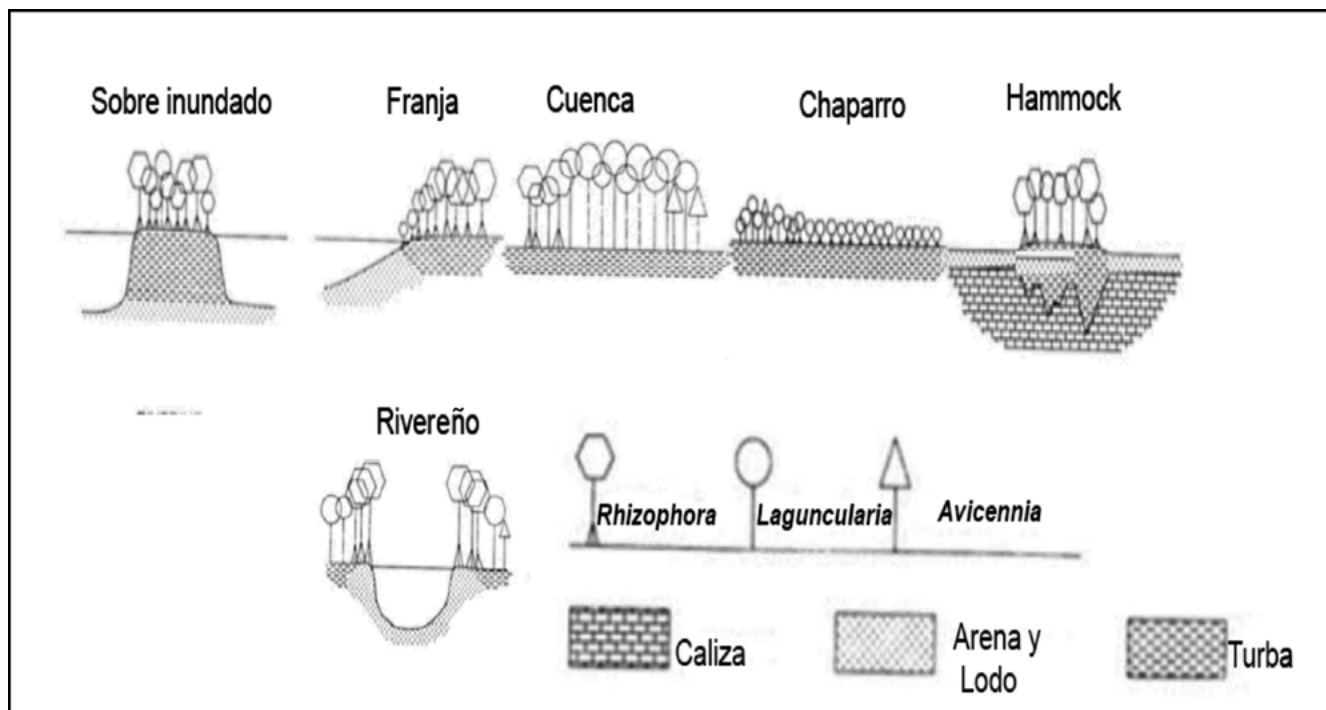


Figura 2. Tipos ecológicos de manglares. Modificado de Lugo y Snedaker (1974).

Caja 2. Tipos ecológicos de manglares

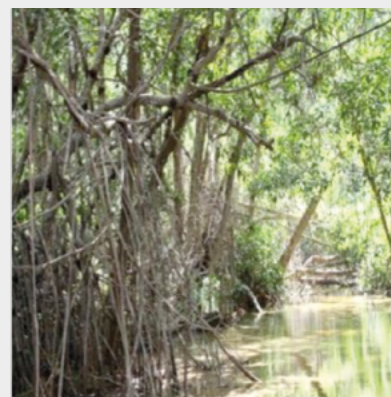
La Figura C2.1 muestra fotografías de los tipos ecológicos de manglares distribuidos en el país



Chaparro



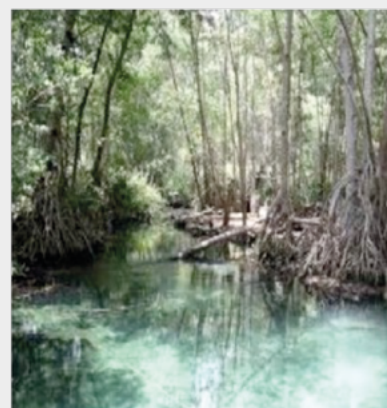
Cuenca



Franja



Ribereño



Petén

Figura C2.1. Tipos ecológicos de manglar: Chaparro, Cuenca, Franja, Ribereño y Petén.

Foto: A. Camacho.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Con base en la información disponible de los componentes aéreo y subterráneo (estandarizados a 1m de profundidad), se reporta el carbono por almacén en cada clasificación en Mg C ha^{-1} (Howard *et al.*, 2014).

En la revisión realizada (Herrera *et al.*, 2018) se incluyeron 64 trabajos que reportan datos útiles de 424 sitios, dentro de los cuales la Península de Yucatán es la región mejor representada (24 estudios y 179 sitios), seguida por la región del Golfo de México (18 y 140, respectivamente). Respecto a la región del Pacífico Central se registró el menor número de trabajos ($n=6$)

con 8 sitios incluidos. Esta representación en el número de trabajos y sitios (ver Caja 3) es correspondiente con la distribución geográfica de los manglares en México, dado que el 54% del total se encuentra en los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017). Con base en esta información queda de manifiesto que existen áreas de las que se desconoce la información básica ambiental para asociar desde la composición de especies de manglar hasta los factores relacionados con la estructura de la comunidad, y en particular con los almacenes y flujos de carbono (Herrera-Silveira *et al.*, 2018).

Caja 3. Trabajos consultados y número de sitios con datos

En la Figura C3.1 se presenta la distribución de la información recopilada con base en el tipo de publicaciones. En esta resalta la mayor cantidad de información reportada en literatura gris, seguida de artículos nacionales y artículos internacionales. De estos resultados es importante resaltar que, si bien en México se está generando información relevante sobre los ecosistemas de manglar, mucha de esta información se queda en lo que se le denomina literatura *gris*, la cual por una parte es de difícil acceso y por otra el nivel de incertidumbre de la calidad de los datos es alta.

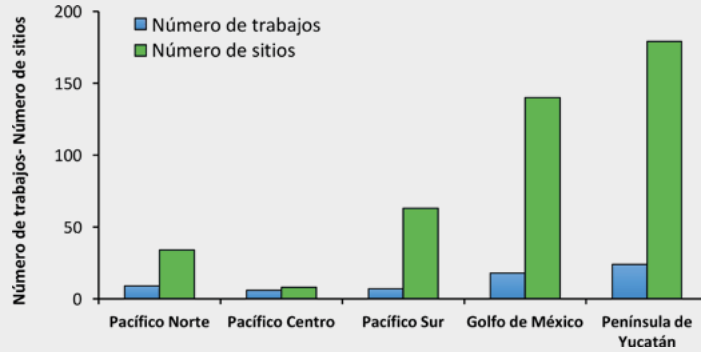


Figura C3.1. Número de trabajos consultados y número de sitios con datos sobre carbono en manglares de México por región de acuerdo con la clasificación utilizada por CONABIO.

Almacén de carbono por región

El promedio del almacén de carbono total para México es de $426 \pm 225 \text{ Mg C ha}^{-1}$. En la región Pacífico Sur se encuentran los mayores almacenes de carbono total ($810 \pm 323 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguido de la Península de Yucatán que presenta un almacén de carbono total promedio de $469 \pm 300 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Por otro lado, la región del Pacífico Norte presenta el menor almacén de carbono total promedio ($330 \pm 284 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con una gran incertidumbre asociada al escaso número de estudios y a la escases de información de los almacenes de carbono por componente aéreo y subterráneo.

El valor promedio para el almacén de carbono aéreo total (carbono aéreo vivo + carbono aéreo muerto) de las regiones fue de $165 \pm 193 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El aporte de carbono aéreo por los árboles de manglar vivos es mayor en la Península de Yucatán ($186 \pm 215 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con respecto a las otras regiones.

Por otra parte, el carbono subterráneo es el compartimento con mayor proporción (66%) en el almacén total de carbono. El valor promedio para el almacén de carbono subterráneo (sedimentos + raíces) de las regiones de manglar fue de $316 \pm 274 \text{ Mg C ha}^{-1}$. El C almacenado por la biomasa de raíces es más alto en la región Golfo de México ($52 \pm 22 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que el C almacenado en sedimentos más alto se presenta en la región Pacífico sur con $578 \pm 285 \text{ Mg C ha}^{-1}$, y el menor valor se presenta en la región Golfo de México con $195 \pm 148 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 3).

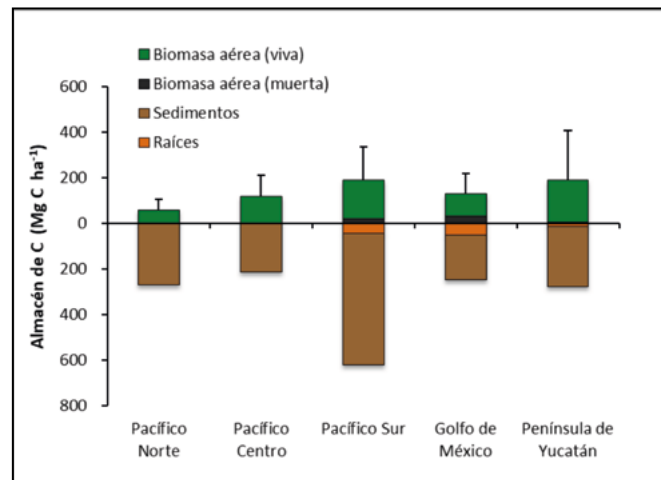


Figura 3. Almacenes de Carbono promedio \pm incertidumbre asociada por región.

Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

La incertidumbre total asociada, en general, es relativamente alta debido a que se incluye la incertidumbre de cada uno de los almacenes de carbono, lo cual indica la necesidad de incrementar el número de estudios y la especificidad de éstos para robustecer la información general del carbono en manglares de México.

El promedio del almacén de carbono total para México es de $426 \pm 225 \text{ Mg C ha}^{-1}$, considerando la superficie de manglar en México ($775\,555 \text{ ha}$) reportada por Valderrama-Landeros *et al.* (2017), se puede estimar que la reserva de carbono es de 1.8 Pg CO_2 , este valor es comparable a las emisiones generadas por la deforestación de los manglares con lo reportado por Donato *et al.* (2011).



Las estimaciones de carbono almacenado en manglares de México de esta síntesis están en el rango de lo reportado por el IPCC (2013) con los valores por defecto 386 Mg C ha^{-1} , y de la síntesis de Herrera-Silveira *et al.* (2016) que reportan 364 Mg C ha^{-1} .

En la Figura 4 se puede observar la distribución espacial de la concentración promedio de carbono almacenado en los manglares de México, obtenida a

partir de datos e información publicada tanto en artículos científicos como en la literatura gris. Se observa por una parte que la Península de Yucatán y el sur del Pacífico es donde mayores valores se observan. Mientras que en norte del Golfo de México y norte del Pacífico se registran las menores concentraciones. Por otra parte, se observa que en el Pacífico norte y centro son escasos los datos y la información.

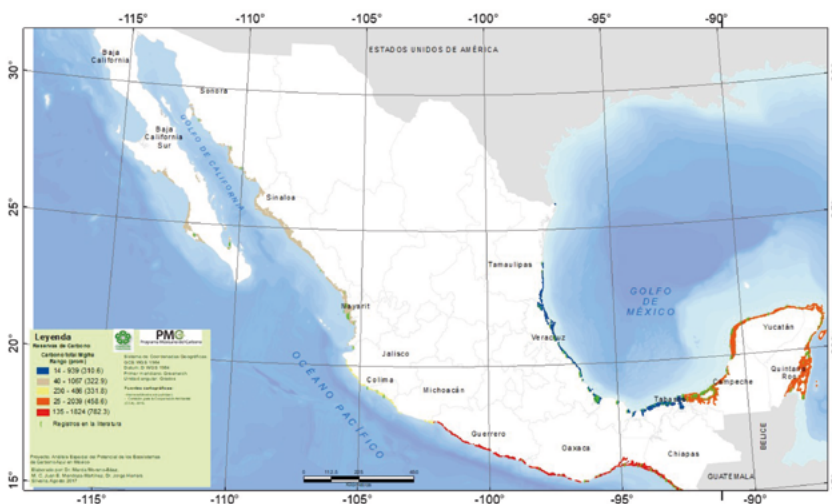


Figura 4. Distribución espacial de los almacenes de carbono total Mg C ha^{-1} (aéreo + subterráneo) en manglares, representados por regiones en México.

Fuente: Moreno-Baez *et al.* (2017).

Caja 4. Mapas de los sitios con datos sobre el almacén de carbono en manglares

Las Figuras C4.1 a C4.5 muestra la distribución de los sitios con datos de carbono en los almacenes de los manglares en las distintas regiones del país.

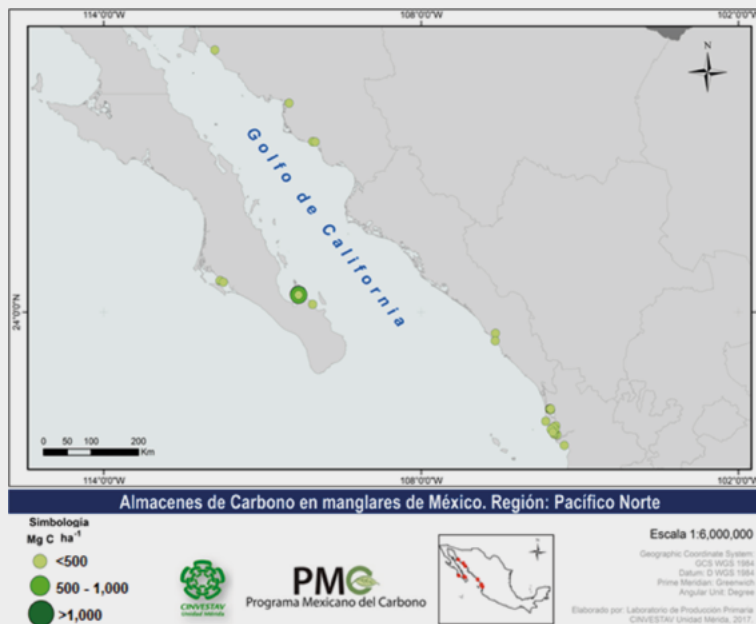


Figura C4.1. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Norte en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo), o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.

Caja 4. Mapas de los sitios con datos sobre el almacén de carbono en manglares. Continuación



Figura C4.2. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Centro en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo), o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.
Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

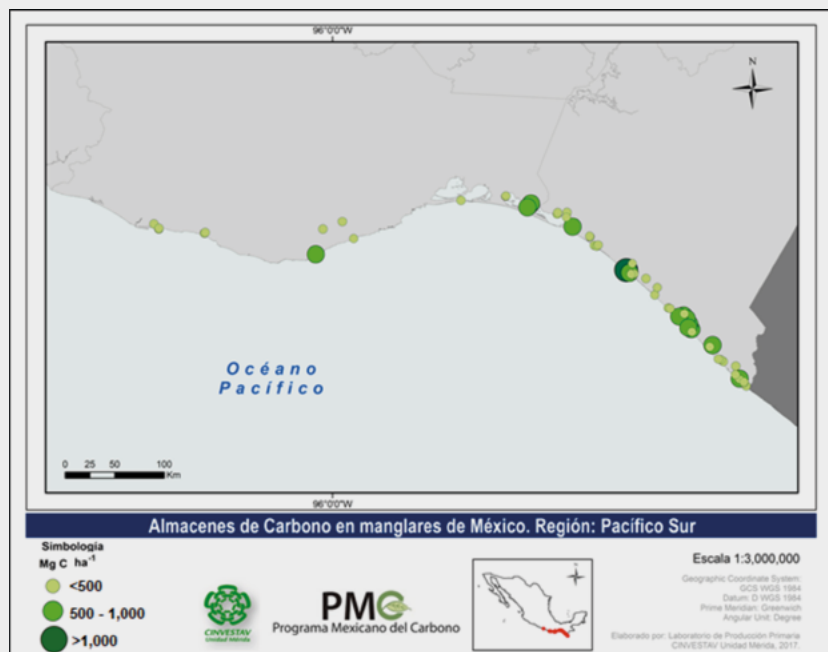


Figura C4.3. Sitios de manglar en la Región de Pacífico Sur en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo), o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.
Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

Caja 4. Mapas de los sitios con datos sobre el almacén de carbono en manglares. *Continuación*



Figura C4.4. Sitios de manglar en la Región de Golfo de México en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo), o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.
Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

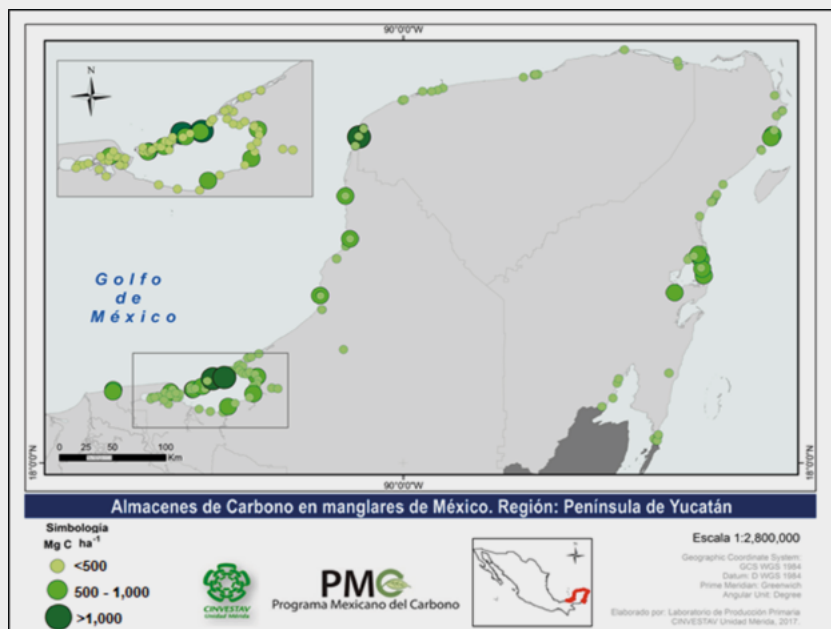


Figura C4.5. Sitios de manglar en la Región de Península de Yucatán en donde se cuenta con datos para estimar el almacén de carbono (aéreo y/o subterráneo), o se realizó un estudio específico para determinar el almacén de carbono.
Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

Almacén de carbono por tipo ecológico

El almacén de carbono total de acuerdo con el tipo ecológico de manglar tiene relación con la altura y otras características estructurales de los manglares, por lo que los manglares más grandes (altos y de mayor diámetro) presentan más carbono aéreo almacenado (Simard et al., 2019). La clasificación por tipo ecológico indica que los manglares de tipo petén poseen el valor promedio de carbono total más alto ($1\ 047 \pm 118 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con respecto a los otros tipos, seguido de los manglares ribereños ($747 \pm 361 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El valor promedio del almacén de carbono total más bajo lo presentan los manglares chaparros ($287 \pm 222 \text{ Mg C ha}^{-1}$), los cuales

cobran gran importancia por las grandes extensiones que cubren, sobre todo en la Península de Yucatán.

Hasta ahora, el almacén aéreo de carbono en manglares de México es mayor en sitios donde se encuentran los manglares de tipo petén y ribereño ($200 \pm 116 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y los menores almacenes aéreos corresponden a manglares de tipo chaparro ($64 \pm 189 \text{ Mg C ha}^{-1}$). En cuanto a los almacenes de carbono subterráneo, los manglares ribereños almacenan más carbono en raíces ($54 \pm 38 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con respecto a los otros tipos. En la actualidad, el carbono almacenado en sedimentos a un metro de profundidad es mayor en manglares de petén ($819 \pm 25 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que los que menos almacenen en este compartimento, nuevamente son los manglares chaparros ($215 \pm 120 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Figura 5).

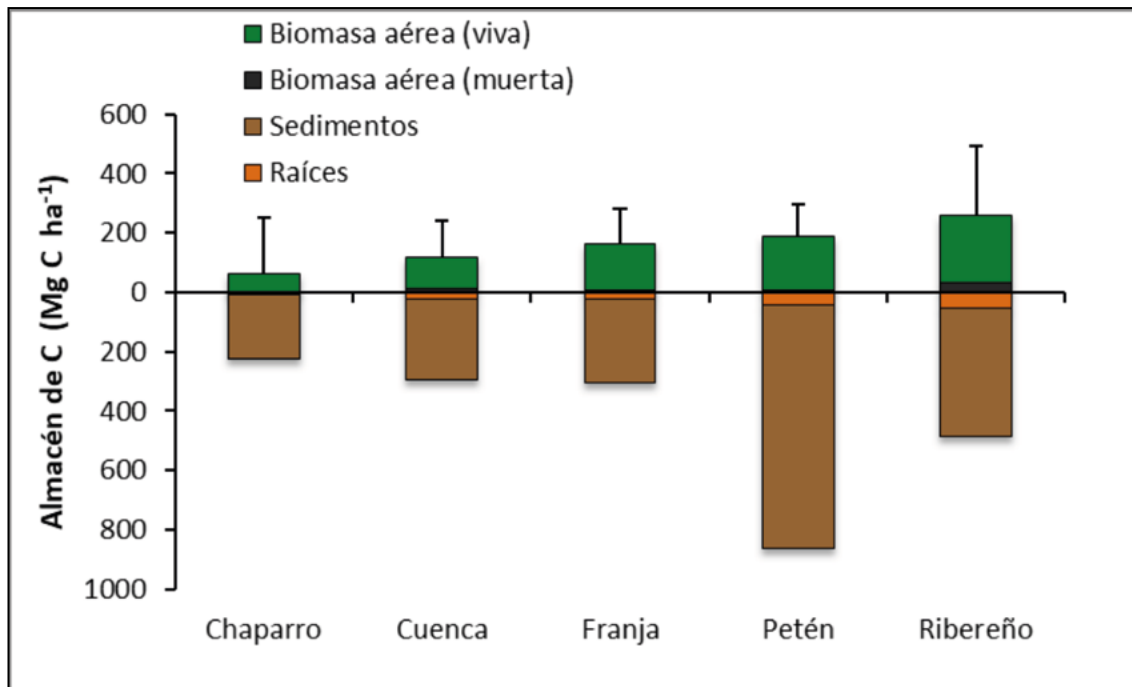


Figura 5. Almacenes de Carbono promedio \pm incertidumbre asociada por tipo ecológico.
Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

La agrupación por tipo ecológico de manglar es una de las que más interés tienen a escala local, debido a que cada tipo ecológico de manglar es el resultado de la interacción de factores clave (hidrología, recursos y estresores) en un sitio en particular (Twilley y Rivera-Monroy, 2005). El análisis con mayor detalle podría identificar las características que más influencia tienen en los almacenes de carbono de estos ecosistemas. Las implicaciones se relacionan con la restauración, ya que se podría influir en las características que llevarían a las trayectorias de recuperación hacia los manglares que más carbono tienen en sus almacenes.

A diferencia de otras clasificaciones del carbono total que poseen mayor cantidad de información relacionada, el tipo ecológico de los manglares de México no puede ser representada de manera espacial, debido a que el número de datos es pequeño y se requiere en principio contar con información de la distribución espacial por ecotipo, lo cual representa una tarea pendiente de los grupos que trabajan en este ecosistema.

Además de estas dos clasificaciones, los almacenes de carbono han sido analizados con otras clasificaciones (Herrera-Silveira *et al.*, 2017) como el tipo de clima y la geomorfología, las cuales se muestran en las Cajas 5 y 6.



Caja 5. Almacenes de carbono en los manglares de acuerdo con el clima

En el Cuadro C5.1 se observa el almacén de carbono aéreo y subterráneo de acuerdo con el tipo de clima donde se desarrollan los manglares de México. El almacén de carbono subterráneo (sedimentos) asociado a un clima Húmedo presentó el valor promedio más alto (441 ± 325 Mg C ha⁻¹). Los manglares que se desarrollan en clima Muy Árido presentaron un valor promedio de 408 ± 329 Mg C ha⁻¹. Los manglares de clima Subhúmedo presentaron un valor promedio de 273 ± 226 Mg C ha⁻¹. Los manglares en clima Árido-Semiárido registraron un valor promedio de 164 ± 84 Mg C ha⁻¹.

Se observa alta variabilidad de los resultados, lo que implica también una alta incertidumbre asociada. Hay que destacar que, si bien en climas húmedos se registraron los mayores almacenes de carbono por condiciones favorables como menor salinidad, y aporte de nutrientes por las fuentes de agua dulce, se observa que en climas áridos los valores no son despreciables. Estas observaciones sugieren que hay otros factores ambientales que pueden estar actuando a escala local para favorecer altos almacenes de carbono. Para las estrategias de mitigación y adaptación, esta información es relevante, ya que implica que las estrategias de política pública deben considerar acciones de escala local de acuerdo con las particularidades de cada manglar.

Cuadro C5.1. Intervalo y valor promedio del almacén de carbono aéreo y subterráneo de manglares de México (Mg de C ha⁻¹) de acuerdo con el tipo de clima, número de sitios (n).

Clima	Almacén aéreo Mg C ha ⁻¹	n	Almacén subterráneo Mg C ha ⁻¹	n
Húmedo	1.5 – 893 (194)	66	24 – 1,230 (441)	24
Sub húmedo	1.5 – 1,079 (148)	230	9.5 – 939 (273)	96
Árido- Semiárido	1 – 253 (78)	28	159- 1,340 (603.2)	20
Muy Árido	3.8 – 123 (59)	5	45 – 905 (408)	15

Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

Caja 6. Almacenes de carbono en los manglares de acuerdo con la geomorfología

En el Cuadro C6.1 se observa el almacén de carbono aéreo y subterráneo de acuerdo con la geomorfología. El almacén de carbono subterráneo (sedimentos) asociado a sistemas fluviales como río-estuarino presenta el valor promedio más alto (455 ± 276 Mg C ha⁻¹). Los manglares que se desarrollan en lagunas costeras presentaron un valor promedio de 311 ± 290 Mg C ha⁻¹. Los manglares de marismas presentaron un valor promedio de 97 ± 43 Mg C ha⁻¹. Los manglares de regiones que crecen en sitios de origen geomorfológico cárstico presentaron un valor promedio de 241 ± 179 Mg C ha⁻¹.

Cuadro C6.1. Intervalo y valor promedio del almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg de CO₂ ha⁻¹) de acuerdo con la geomorfología y número de sitios (n).

Geomorfología	Almacén aéreo Mg C ha ⁻¹	n	Almacén subterráneo Mg C ha ⁻¹	n
Cárstico	1.5 – 579 (85)	66	43 – 872 (241)	58
Laguna costera	1.5 – 1,079 (169)	142	9.5 – 1,230 (311)	48
Marisma	33 – 33 (33)	1	36 – 214 (97)	14
Río- estuarino	6.5 – 997 (165)	120	108 – 1,161 (455)	35

Fuente: Herrera-Silveira *et al.* (2017).

Almacenes de carbono del INFyS de la CONAFOR y perfiles de suelos del INEGI

De acuerdo con la base de datos de la biomasa viva y muerta (de Jong *et al.*, 2018) de los sitios de 400 m² del Inventario Nacional Forestal y de Suelos

(INFyS) de la CONAFOR, periodo 2004-2007, los estadísticos de los contenidos de materia seca (M.S.) de los manglares están mostrados en el Cuadro 1. Los contenidos de carbono pueden ser estimados usando el factor multiplicativo 0.45 (Kauffman y Donato, 2012).

Cuadro 1. Contenido de materia seca en la biomasa de los manglares del INFyS, de acuerdo con el estado de la sucesión de la vegetación.

Biomasa (Mg M.S. ha⁻¹)	Estadístico	Primaria (n = 842)	Secundaria (n = 80)
Biomasa Aérea	Mínimo	0.01	0.07
	Promedio	40.38	42.32
	Desv. Est.	40.06	35.70
	Máximo	426.25	146.31
Biomasa Subterránea	Mínimo	0.00	0.03
	Promedio	8.71	9.16
	Desv. Est.	7.64	6.97
	Máximo	73.08	28.41
Biomasa total (aérea + subterránea)	Mínimo	0.01	0.10
	Promedio	49.09	51.48
	Desv. Est.	47.69	42.66
	Máximo	499.33	174.72

La localización geográfica de los sitios de muestreo del INFyS analizados se muestra en la Caja 7.

Caja 7. Distribución geográfica de los sitios de muestreo del INFyS

En la Figura C7.1 se muestra la localización geográfica de los sitios de muestreo en manglares del INFyS, periodo 2004-2007.



Figura C7.1. Distribución geográfica de los sitios de muestreo en manglares del INFyS.

Para el caso del carbono orgánico de los suelos relacionados espacialmente con los manglares, los estadísticos de los perfiles de suelos a la profundidad de muestreo de 30 y 100 cm del INEGI (Paz y Velázquez, 2018), se muestran en el Cuadro 2. Los resultados del

Cuadro 2 muestran contenidos de carbono inferiores a los estimados previamente, por lo que estos datos deben considerarse con precaución y probablemente sean de sitios cercanos a zonas de manglar, que se etiquetaron como manglares.

Cuadro 2. Contenido de carbono orgánico (Mg C ha⁻¹) en los suelos de manglares.

Estadístico	Profundidad = 30 cm		Profundidad = 100 cm	
	Primaria	Secundaria	Primaria	Secundaria
Número	31	2	21	2
Mínimo	5.38	16.29	6.75	7.48
Promedio	46.15	42.44	49.46	38.04
Desv. Est.	1405.88	1368.17	1747.10	1867.88
Máximo	189.17	68.60	176.68	68.60

La localización geográfica de los sitios de muestreo del INFyS analizados esta mostrada en la Caja 8.

Caja 8. Distribución geográfica de los sitios de muestreo del INEGI

En la Figura C8.1 se muestra la localización geográfica de los sitios de perfiles de suelos, de la base de datos del INEGI.



Figura C8.1. Distribución geográfica de los sitios de perfiles de suelos en manglares del INEGI.

El rango de los datos de biomasa aérea y subterránea de manglares reportados por el INFyS sugiere alta variabilidad. Estos resultados concuerdan con otros reportes en México (Herrera-Silveira *et al.*, 2016) provenientes de estimaciones basadas en la estrategia de evaluación de carbono para humedales del IPCC (2013). La concordancia de los datos de ambas fuentes sugiere que en el caso del INFyS deben ser analizados con mayor detalle en función de criterios como tipo ecológico, clima y geomorfología. En el caso de los datos del INFyS también se observa que el estado de sucesión es una variable para considerar dentro de las evaluaciones. El monitoreo de estas parcelas en sucesión secundaria del INFyS podría contribuir a la estimación de captura de carbono de estos ecosistemas mexicanos.

Por lo que respecta al carbono subterráneo (suelo) de los aparentemente *manglares*, los datos del INEGI

indican que pueden llegar a ser significativamente menores a los reportados para manglares de cualquier tipo (Figura 5), lo que requiere de una revisión de los datos de los perfiles de suelos del INEGI. Sin embargo, se debe impulsar la elaboración de mapas precisos de la extensión de este ecosistema por tipo ecológico, de otra forma no se puede estimar en cuanto la conservación de estos ecosistemas contribuyen a mitigar las emisiones de CO₂ por actividades humanas.

Otros componentes del carbono en manglares de México

Los datos de flujos de carbono en manglares de México son escasos. Algunas estimaciones de flujos laterales (del manglar hacia el cuerpo de agua adyacente) indican que manglares con conectividad hidrológica con



lagunas costeras exportan del manglar a la laguna carbono orgánico disuelto (COD) a tasas de 22 942 Mg COD año⁻¹ por kilómetro lineal de manglar-laguna (Camacho-Rico y Herrera-Silveira, 2015). Otro flujo que representa un “proxy” de captura de CO₂ en el corto plazo es la caída de hojarasca, la cual varía entre 1.5 y 6.7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, siendo mayor en manglares de regiones húmedas de tipo ribereño (Herrera-Silveria *et al.*, 2016). En relación con los flujos de metano, son aún más escasas las mediciones directas, por ejemplo, las evaluaciones en una laguna de región geomorfológica cárstica con influencia de descargas de agua subterránea registraron valores en el intervalo de 0.012 a 31 mmol m⁻² d⁻¹ (Pei-Chuan *et al.*, 2016). En relación con las tasas de secuestro, los únicos estudios en México se han hecho en manglares del Pacífico, reportando en manglares de clima húmedo y tipo geomorfológico ribereño tasas de 1.3 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Adame *et al.*, 2015), mientras que en manglares de clima seco y de tipo geomorfológico de laguna costera las tasas reportadas de carbono secuestrado en el suelo son de 2.56 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Ezcurra *et al.*, 2016).

Por otro lado, hasta ahora solo se ha realizado un estudio riguroso sobre las emisiones de metano a la atmósfera, este se llevó a cabo en tres lagunas costeras tropicales en la región de la Península de Yucatán (Chuang *et al.*, 2017), reportando los flujos difusos de metano en las aguas superficiales de las lagunas a la atmósfera variando entre 0.0023 y 15 mmol de CH₄ m⁻² día⁻¹, sugiriendo que las lagunas costeras rodeadas de manglares pueden ser una importante fuente natural de metano. Otro aspecto para considerar es que las emisiones de CH₄ pueden ser mayores en manglares en condiciones de perturbación (Pendleton *et al.*, 2012), razón adicional de invertir en su conservación y en la restauración ecológica.

Impactos, emisiones y restauración

En México, las principales causas de las pérdidas de cobertura de manglares han sido los cambios de uso del suelo relacionados con las granjas de camarón, la agricultura (arrozales), deforestación y creación de pastizales para ganadería, infraestructura portuaria, turismo, desarrollo urbano, e impactos naturales como huracanes (Valderrama *et al.*, 2014). No obstante que las Leyes y Normas mexicanas protegen a los manglares, siguen estando en riesgo, principalmente aquellos que se encuentran en regiones donde hay actividades de alto valor económico como la costa de Quintana Roo, algunas del Pacífico como Manzanillo o Marismas

Nacionales, o los manglares del Golfo de México que están en riesgo por las actividades relacionadas con la industria petrolera.

Se ha reportado que entre 1980 y 2015 México ha perdido un poco más de 80 000 ha debido a diferentes impactos antrópicos (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017). Los factores de emisión de CO₂ provienen de comparaciones de valores de almacenes de carbono de manglares conservados y de aquellos impactados por deforestación y degradación, estos factores caen en el intervalo del 20 al 88% (Lovelock *et al.*, 2011; Kauffman *et al.*, 2014; Kauffman *et al.*, 2015). De acuerdo con estos factores de la literatura, las emisiones de México por pérdida de manglares varían entre 1.48 a 4.0 Tg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹. Regionalmente las mayores emisiones han ocurrido en la Península de Yucatán y las menores en el Golfo de México. Estas emisiones podrían estar subestimadas debido a que los cálculos están hechos considerando los perfiles del suelo a 1 m, sin embargo, la degradación de manglar puede alcanzar más de esa profundidad.

CONABIO (2009b) ha identificado 81 sitios que son biológicamente relevantes y donde se requieren acciones de restauración ecológica de forma inmediata, destacando 27 sitios en el Golfo de México y 10 de ellos en el Pacífico Norte. Sin embargo, solo un estudio existe que reporta la captura de carbono en manglares restaurados con tasas de 7.5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ de biomasa aérea (Teutli-Hernández *et al.*, 2016). Debido a la gran extensión de manglares en degradación, la restauración de este ecosistema debe representar una prioridad dentro de las políticas de manejo, adicional a los esfuerzos nacionales que se están realizando en la actualidad. La restauración de los manglares no sólo favorece la captura de carbono y contribuye en la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático, sino que ofrece co-beneficios adicionales a través de la recuperación de otros servicios ambientales como la biodiversidad (Arceo-Carranza *et al.*, 2016).

SIGUIENTES PASOS

Dos aspectos destacan en relación con las estimaciones del almacén de carbono total en los manglares de México: a) la cantidad de datos a la fecha es pequeño considerando la extensión de manglares en el país, y mientras existe heterogeneidad de climas, geomorfologías e hidrología, en consecuencia la incertidumbre en los valores obtenidos es alta, sin embargo, son una referencia de línea base; b) hasta el

momento no ha sido posible calcular la concentración de carbono almacenado a nivel nacional con base en las coberturas de los diferentes tipos de manglar, ya que, a diferencia de otros tipos de vegetación de México, no existen mapas de la cobertura de manglar basada en diferentes tipos ya sea por alturas y/o tipo ecológicos por ejemplo. Por lo anterior, es necesario incrementar esfuerzos colaborativos multidisciplinarios que permitan establecer líneas base de las evaluaciones de los almacenes de carbono, así como sus modificaciones a través del tiempo.

Otra consideración es la incorporación de las mediciones del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (CONAFOR, 2012) para tener una base de datos más robusta y representativa a nivel espacial y temporal. Adicionalmente, la información de perfiles de suelos en manglares (Paz *et al.*, 2016; Paz y Etchevers, 2016) debe ser homologada para ser incorporada en los análisis, después de realizar estimaciones de la densidad aparente de los suelos, que es un dato faltante en las bases de datos disponibles.

De las discusiones previas se demuestra que los almacenes de carbono de los manglares mexicanos están subvalorados (alta incertidumbre), pero los flujos carbono lo son aún más. Se debe incentivar la investigación de flujos verticales y horizontales de carbono para identificar las condiciones que los hace funcionar como almacenes, sumideros, exportadores, importadores o transformadores de carbono. Cualquiera de estas funciones juega un papel importante en los servicios ambientales que ofrecen como co-beneficios, los cuales deben evaluarse en paralelo a los almacenes y flujos de carbono como estrategia de adaptación basada en ecosistemas.

Finalmente, con la información integrada a escala nacional es necesario el desarrollo de herramientas de modelación para la generación de escenarios de impactos antropogénicos o asociados al cambio climático. Al respecto, el uso de los modelos de estados y transiciones (Covaleda *et al.*, 2016 y 2017) es un enfoque que debe explorarse, particularmente considerando información restringida. Asimismo, el uso de enfoques de cronosecuencias en los inventarios (PMC, 2011a y b; Paz y de Jong, 2012) permite tener aproximaciones rápidas de la dinámica temporal de los ecosistemas con el objetivo de modelación del carbono en los diferentes almacenes.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Debido a la disponibilidad limitada de literatura publicada sobre carbono asociado con los ecosistemas de manglar mexicanos, los cálculos no pueden realizarse a nivel específico de sitio o localidad, sin embargo, estos fueron realizados de manera general de acuerdo con las clasificaciones de región geográfica y de tipo ecológico. Se debe explorar la evaluación del carbono en manglares basado en criterios locales y regionales relacionados con hidrología, geomorfología, clima, etc. que influyen en la manera en la que el carbono se almacena espacial y temporalmente. En este sentido, se requiere ampliar la investigación relacionada con almacenes, captura y emisiones de carbono en los ecosistemas costeros para contribuir a la exactitud de los cálculos respectivos, incrementar el número de sitios con información disponible bajo una misma estrategia de muestreo y, por lo tanto, reducir la incertidumbre asociada. Sin embargo, este análisis del carbono en manglares contribuye en gran medida a la información de línea de base para el conocimiento del carbono azul en México.

Con base en el origen de la información analizada se destaca que la mayoría de los trabajos relacionados con carbono en manglares no ha sido sometida a la revisión por pares, por lo cual se identifica la necesidad de llevar esa información a revistas con rigor científico nacional e internacional.

En México los almacenes de carbono presentan variabilidad en función de diversas características como el tipo ecológico y la región. Por otro lado, los estudios que se relacionan con flujos de carbono son escasos y deben incrementarse en cuestión de la dinámica de este elemento entre los componentes del ecosistema.

El análisis de la información recopilada de los ecosistemas de carbono azul en México permitió estimar un valor promedio para el almacén de carbono en manglares de 426 Mg C ha⁻¹ con un rango de 4 a 1 461 Mg C ha⁻¹.

El servicio ambiental que implica remover el carbono de la atmósfera que ofrecen los manglares es un factor importante en la mitigación del cambio climático, por lo cual la restauración y conservación de estos ecosistemas son medidas que contribuyen a la gestión del carbono atmosférico.

Las mediciones de flujos de carbono en manglares de México son escasos. Los flujos laterales manglar-laguna de carbono orgánico disuelto (COD) tiene tasas de 22 942 Mg COD año⁻¹ por kilómetro lineal, mientras que los flujos por caída de hojarasca varían entre 1.5 y



6.7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. En relación con los flujos de metano los pocos estudios indican variación de 0.0023 a 15 mmol m⁻² d⁻¹, y las tasas de secuestro varían entre 1.3 y 2.56 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

En 35 años México ha perdido un poco más de 80 000 ha debido a diferentes impactos antrópicos, esto ha significado emisiones de CO₂ que varían entre 1.48 y 4.0 Tg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, esta variabilidad se asocia al tipo de actividad relacionada con la pérdida de cobertura de manglares. Por restauración sólo existe un estudio que reporta tasas de 7.5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ de biomasa aérea capturada. Los programas de mitigación, adaptación, reducción de la vulnerabilidad a los efectos del cambio climático en las costas mexicanas, deben incluir evaluaciones específicas de largo plazo de los procesos relacionados con la magnitud de carbono almacenado y las tasas de captura y emisiones de CO₂ y CH₄ de los manglares. Esta información será requerida en los mecanismos de mercado nacionales e internacionales que se implementen para la venta de bonos carbono.

Los ecosistemas como los manglares que por sus almacenes y flujos de carbono juegan un papel clave en la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático, es paradójico observar que, por su ubicación y extensión, han sido perturbados y eliminados de muchos sitios. Es por ello por lo que, para robustecer los esfuerzos de conservación, restauración y uso sustentable de especies y ecosistemas, recomendamos reconocer el papel que juegan como “infraestructura natural” y “especies fundamentales” (Ellison, 2019). El primero de los conceptos se refiere a la protección de vidas humanas que ofrecen estos ecosistemas a los efectos de eventos climáticos, sean estos de alta o baja frecuencia e intensidad. El segundo se refiere a las especies que determinan la biodiversidad local y regional, controlan la dinámica de los ecosistemas y tienen un valor intrínseco para las personas que viven con o cerca de ellas, pero no necesariamente tienen vinculación trófica directa.

El reconocimiento de las especies de manglar como parte de la infraestructura natural y fundamentales para los ecosistemas, contribuirá a definir prioridades y métodos para la conservación y el manejo de especies individuales y ecosistemas completos. Dicha priorización puede respaldar de manera simultánea y rentable la conservación y protección de otras especies, a menudo raras. A la luz de este capítulo, el carbono de los manglares es esencial para que desempeñen de manera eficiente ambos papeles con la visión de largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Este capítulo es resultado de muchos estudios realizados por un sin número de investigadores, a todos ellos se agradece y reconoce su esfuerzo y dedicación. El trabajo de recopilación, análisis y síntesis ha sido gracias a diferentes apoyos, por lo que se agradece a PNUD e INECC por el apoyo a través del Proyecto CSP-2016-057, a CONABIO por los apoyos a los proyectos FN009, KN003 y GH009, a CONACyT por apoyo a los proyectos PO20CCOR892654, I0017-254175, D112-904672, 4147P-T y 66223.

LITERATURA CITADA

- Adame, M. F., N. S. Santini., C. Tovilla., A. Vazquez-Lule and L. Castro. 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences* 12:3805–3818.
- Alongi, D. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science* 6:195-219.
- Arceo-Carranza, D., E. Gamboa., C. Teutli-Hernández., M. Badillo-Alemán y J. A. Herrera-Silveira. 2016. Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:489–496.
- Ashton, C., P. Hogarth and R. Ormond. 1999. Breakdown of mangrove leaf litter in a managed mangrove forest in Peninsular Malaysia. *In: Diversity and Function in Mangrove Ecosystems*. Springer Netherlands pp. 77-88.
- Barbier, B., S. Hacker., C. Kennedy., E. Koch., A. Stier and R. Siliman. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs* 81:169-193.
- Barrera, A., 1982. Los petenes del noroeste de Campeche. Su exploración ecológica en perspectiva. *Biótica* 7:163-169
- Beck, W., Jr, L. Heck., W. Able., L. Childers., B. Eggleston., M. Gillanders., B. Halpern., G. Hays., K. Hoshino., H. Minello, R. Orth., P. Sheridan and M. Weinstein. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience* 51:633-641.
- Bouillon, S., A. Borges., E. Castañeda-Moya., K. Diele., T. Dittmar., N. Duke and H. Rivera-Monroy. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*. doi:10.1029/2007GB003052
- Camacho-Rico, A. y J. A. Herrera-Silveira. 2015. Dinámica de hojarasca y variación espacio temporal de carbono en un escenario cárstico como laguna de Celestún, Yucatán. *En: Paz, F. y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo*

- del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 350-357.
- Chmura, G., S. Anisfeld., D. Cahoon and J. Lynch. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2002GB001917.
- Chuang, P. C., M. B. Young, A. W. Dale, L. G. Miller, J. A. Herrera-Silveira and A. Paytan. 2017. Methane fluxes from tropical coastal lagoons surrounded by mangroves, Yucatán, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 122:1156–1174.
- CONABIO. 2009a. Manglares de México: Extensión y distribución. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Segunda Edición. D. F., México. 99 p.
- CONABIO. 2009b. Sitios de Manglar con Relevancia Biológica y con Necesidades de Rehabilitación Ecológica. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Segunda Edición. D.F., México.
- CONABIO. 2013. 'Regionalización de los manglares de México', escala: 1:50000. edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto: GQ004, Los manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2da y 3era etapas. México, D.F.
- CONAFOR. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004–2009. http://www.ccmss.org.mx/descargas/Inventario_nacional_forestal_y_de_suelos_informe_2004_-_2009_.pdf (Consulta: septiembre 11, 2017).
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: Planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana* 34:97-112.
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2017. Propuesta de escenarios de intervención para REDD+ y RETUS a nivel regional, en el estado de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:25-40.
- Cullen-Unsworth, L. and R. Unsworth. 2013. Seagrass meadows, ecosystem services, and sustainability. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 55:14-28.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2018. Base de datos de la biomasa de los sitios del Inventario Nacional Forestal y de Suelos del ciclo 2004-2007. *Elementos para Políticas Públicas* 2:69-84.
- Donato, C., J. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience* 4:293-297.
- Duarte, M., J. Middelburg and N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2:1-8.
- Duarte, M., N. Marbà, E. Gacia, J. Fourqurean, J. Beggins, C. Barrón and E. Apostolaki. 2010. Seagrass community metabolism: assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2010GB003793.
- Ellison, A. M. 2019. Foundation Species, Non-trophic Interactions, and the Value of Being Common. *iScience* 13:254–268.
- Ezcurra, P., E. Ezcurra, P. P. Garcillán, M. T. Costa and O. Aburto-Oropeza. 2016. Coastal landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. *Proc. Natl. Acad. Sci.* doi:10.1073/pnas.1519774113.
- Fromard, F., H. Puig., E. Mougin., G. Marty., J. L. Betoulle and L. Cadamuro. 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 115:39-53.
- Gedan, B., R. Silliman and D. Bertness. 2009. Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 1:117-141.
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho-Rico, E. Pech., M. Pech., J. Ramírez. y C. Teutli. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho-Rico, I. Medina G., J. Ramírez-Ramírez, M. López H. y S. M. Morales O. 2017. Síntesis basada en el análisis y diagnóstico documental sobre Carbono Azul en México. PNUD CSP-2016-057. PMC-CINVESTAV-IPN.
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho-Rico, J. Caamal-Sosa, S. Cinco-Castro, S. M. Morales-Ojeda, J. Ramírez-Ramírez, K. Zenteno-Díaz, E. Y. Pech-Poot, M. Pech-Cárdenas, L. B. Carrillo-Baeza, J. E. Erosa-Angulo, O. Pérez-Martínez y C. Teutli-Hernández. 2018. Base de datos de almacenes de carbono en los manglares de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:33-43
- Howard, J., S. Hoyt., K. Isensee., E. Pidgeon and M. Telszewski (eds.). 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.
- IPCC. 2013. Bases físicas. Resumen para responsables de políticas, Resumen técnico y Preguntas frecuentes: Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Kangas, P. and A. Lugo. 1990. The distribution of mangrove and salt marsh in Florida. *Tropical Ecology* 31:32-39.
- Kathiresan, K. and B. Bingham. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology* 40:81-251.
- Kauffman, J. and D. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Center for International Forestry Research, CIFOR Working Paper No. 86. Bogor, Indonesia. 40 p.



- Kauffman, J. B., C. Heider, J. Norfolk, and F. Payton. 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecol. Appl.* 24:518-527.
- Kauffman, J. B., H. Hernández-Trejo, M. del C. Jesús-García, C. Heider and W. Contreras. 2015. Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetl. Ecol. Manag.* doi:10.1007/s11273-015-9453-z.
- Kennedy, H., J. Beggs, C. Duarte, J. Fourqurean, M. Holmer, N. Marbà and J. Middelburg. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2010GB003848.
- Lara-Domínguez, A., Jr. J. Day, G. Zapata, R. Twilley, H. Guillén and A. Yañez-Arancibia. 2005. Structure of a unique inland mangrove forest assemblage in fossil lagoons on the Caribbean Coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management* 13:111-122.
- Lo Iacono, C., M. Mateo, E. Gracia, L. Guasch, R. Carbonell, L. Serrano, O. Serrano and J. Dañobeitia. 2008. Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): implications for carbon sink estimates. *Geophysical Research Letters* doi:10.1029/2008GL034773.
- Lovelock, C. E., R. W. Ruess and I. C. Feller. 2011. CO₂ efflux from cleared mangrove peat. *PLoS One* doi.org/10.1371/journal.pone.0021279.
- Lugo, A. and S. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5(1):39-64.
- McLeod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger and B. R. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Front. Ecol. Environ.* 9:552-560.
- Moreno-Báez, M., A. L. Borges Mis y J. A. Herrera-Silveira. 2017. Análisis Espacial del Potencial de los Ecosistemas de Carbono Azul en México. PNUD CSP-2016-057. PMC-CINVESTAV-IPN.
- Mumby, P. J. 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biological Conservation* 128:215-222.
- Paz, F. y A. Velázquez. 2018. Base de datos de perfiles de suelos en México. Elementos para Políticas Públicas 2:xx-yy.
- Paz, F. y B. de Jong. 2012. Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias. *En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 281-287.*
- Paz, F. y J. Etchevers. 2016. Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 34:339-355.
- Paz, F., J. Argumedo, C. O. Cruz, J. D. Etchevers y B. de Jong. 2016. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas de México. *Terra Latinoamericana* 34:289-310.
- Pei-Chuan, C., M. B. Young, A. W. Dale, L. G. Miller, J. A. Herrera-Silveira and A. Paytan. 2016. Methane and sulfate dynamics in sediments from mangrove-dominated tropical coastal lagoons, Yucatán, Mexico. *Biogeosciences* 13:2981-3001.
- Pendleton L., D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J. W. Fourqurean, J. B. Kauffman, N. Marbà, P. Megonigal, E. Pidgeon, D. Herr, D. Gordon and A. Baldera. 2012. Estimating global "Blue Carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* doi: 10.1371/journal.pone.0043542.
- PMC. 2011a. Manual de criterios para la selección de las parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas. *Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Vegetación Hidrófila. Manual de Referencia (Versión 1.31). Coordinación: Paz, F. Colaboradores: Casiano, M., C. O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 60 p. http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php (Consulta: diciembre 4, 2017).*
- PMC. 2011b. Muestreo semicuantitativo. *Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Vegetación Hidrófila. Manual de Referencia (Versión 2.1). Coordinación: Paz, F. Colaboradores: Casiano, M., C. O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 54 p. http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php (Consulta: diciembre 4, 2017).*
- Robertson, A. and D. Alongi. 1992. *Tropical Mangrove Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies. 41. American Geophysical Union.*
- Saenger, P. 2002. *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation. Springer Science and Business Media. 360 pp.*
- Simard, M., T. Fatoyinbo, C. Smetanka, V.H. Rivera-monroy, E. Castaneda-mova, N. Thomas, and T. Van der stocken. 2019. *Global Mangrove Distribution, Aboveground Biomass, and Canopy Height. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1665*
- Teutli-Hernández C., M. Menéndez, F. A. Comín y J. A. Herrera-Silveira. 2016. Captura de carbono aéreo en una zona de manglar restaurado. *En: Paz, F. y R. Torres (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 258-266.*
- Tomlinson, P. 1986. *The Botany of Mangroves. Cambridge Tropical Biology Series.*

- Troche-Souza C., M. T. Rodríguez-Zúñiga, S. Velázquez-Salazar, L. Valderrama-Landeros, E. Villeda-Chávez, A. Alcántara-Maya, B. Vázquez-Balderas, M. I. Cruz-López y R. Ressler. 2016. Manglares de México: Extensión, distribución y monitoreo (1970/1980-2015). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. D.F., México.
- Twilley, R. 1988. Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters. *In: Coastal-Offshore Ecosystem Interactions*. Springer Berlin Heidelberg pp. 155-180.
- Twilley, R. and C. Hall. 1995. Properties of Mangrove Ecosystems Related to the Energy Signature of Coastal Environments. University Press of Colorado.
- Twilley, R. R. and V. H. Rivera-Monroy. 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *J. Coastal Res.* 40:79-93.
- Valderrama, L., C. Troche, M. T. Rodríguez, D. Márquez, B. Vázquez, S. Velázquez, A. Vázquez, M. I. Cruz and R. Ressler. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 period. *Wetlands* 34:747-758.
- Valderrama-Landeros, L., M. Rodríguez-Zúñiga., C. Troche-Souza., S. Velázquez-Salazar., E. Villeda-Chávez., J. Alcántara-Maya., B. Vázquez-Balderas., M. Cruz-López y R. Ressler. 2017. Manglares de México: Actualización y Exploración de los Datos del Sistema de Monitoreo 1970/1980–2015. CONABIO. México 128 p.

ECOSISTEMAS ACUÁTICOS TERRESTRES



Capítulo 14

FLUJOS LATERALES TIERRA-OCÉANO

Coordinadores

Fernando Paz-Pellat¹ y Víctor Salas-Aguilar²

Colaboradores

Víctor M. Romero-Benitez³, Jorge D. Etchevers-Barra⁴, Claudia I. Hidalgo-Moreno⁴,
Martín Bolaños-González⁵ y Alma S. Velázquez-Rodríguez⁶

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

²Geoinformática, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua, México.

³Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Aguascalientes, México.

⁴Laboratorio de Fertilidad de Suelos, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

⁵Programa en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillos, Estado de México, México.

⁶Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México, México.

INTRODUCCIÓN

Los flujos laterales (sedimentos) de la tierra al océano permiten realizar balances globales de la materia en el sistema tierra-atmósfera-océano y, determinar los flujos de carbono y otros elementos asociados con el transporte de sedimentos. La integración de los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos permite una mejor comprensión de los sistemas acoplados (Hope *et al.*, 1994; Walling, 1999; Aufdenkampe *et al.*, 2011; Ward *et al.*, 2017) y el análisis de los impactos antropogénicos (Walling, 1999 y 2008; Regnier *et al.*, 2013). Las corrientes de agua (ríos, arroyos, etc.) en las cuencas hidrográficas conectadas con el océano, son el medio de transporte de los sedimentos y el carbono hacia los ecosistemas costeros y marinos, los cuales conforman conductos activos que depositan y emiten gases de efecto invernadero (GEI) durante el proceso de erosión del suelo en las cuencas, hasta su transporte al océano (Cole *et al.*, 2007; Chappell *et al.*, 2013). Aun cuando el proceso de erosión (hídrica y eólica) de los suelos es la fuente de los sedimentos transportados, existe todavía una discusión en relación a su importancia como fuente o sumidero de GEI (Lal, 2006; Lal y Pimentel, 2008). Por un lado (visión desde la sedimentología), se argumenta que el proceso de erosión de los suelos reduce el almacén de carbono (C) y crea un sumidero que es ocupado por los procesos de crecimiento de la vegetación y la reintegración de sus restos; el carbono orgánico del suelo (COS) fuera del

área de erosión, es transportado hacia las depresiones topográficas, por lo que se deposita o es sepultado y queda fuera de circulación (Stallard, 1998; Smith *et al.*, 2001). Por otro lado (visión desde la edafología), se considera que la erosión agota y degrada las reservas de nutrientes, demeritando la calidad del suelo, lo que reduce la productividad de la vegetación y el retorno de residuos; fuera del sitio, el COS es transportado en el paisaje y redistribuido selectivamente, lo que da lugar a la producción de emisiones de CO₂, por oxidación y mineralización, durante su desplazamiento (Lal, 1995; Jacinthe y Lal, 2001). La principal diferencia entre ambas visiones de flujos hacia la atmósfera, es la magnitud de las emisiones durante el transporte de sedimentos, las cuales se estiman en tasas promedio de 20% del COS (Lal, 1995 y 2003), aunque también se reportan tasas mayores (Lal, 2003; para una revisión) o nulas (Smith *et al.*, 2001). Tanto los flujos verticales atmosféricos de GEI, como la deposición, están fuera del alcance de este capítulo, en el que el objetivo principal son los flujos laterales (transporte de sedimentos en los cauces) del continente hacia el océano.

La erosión hídrica tiene tasas que van de 20 Pg año⁻¹ hasta 200 Pg año⁻¹ (FAO e ITPS, 2015), lo que las hace inciertas. En relación con los almacenes y flujos del proceso de erosión hídrica, Lal (2003) estimó que entre 4.0 y 6.0 Pg C año⁻¹ son trasladados por erosión y, de éstos, entre 2.8 y 4.2 Pg C año⁻¹ se redistribuyen en las depresiones del paisaje, además de una transferencia hacia el océano de 0.4 a 0.6 Pg C año⁻¹, la cual puede

mineralizarse o quedar sepultada por los sedimentos marinos; finalmente, de 0.8 a 1.2 Pg C año⁻¹ se emiten a la atmósfera.

Las estimaciones de sedimentos que se transportan del continente hacia los océanos son múltiples (Schlesinger y Merlack, 1981; Milliman y Meade, 1983; Lal, 1995 y 2003; Ludwig y Probst, 1996; Syvitski *et al.*, 2003; Beusen *et al.*, 2005) y con altos grados de incertidumbre, que dependen de la fuente de información que se utiliza y de la implementación de la aproximación metodológica. El carbono contenido en los sedimentos transportados al océano, también ha sido sujeto de múltiples estimaciones a escala global (Meybeck, 1982 y 1993; Walling y Webb, 1987 y 1996; Schlünz y Schneider, 2000; Beusen *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2017; Drake *et al.*, 2018) y, a partir de estas estimaciones, en los últimos años se generan cada vez valores mayores, aunque con niveles altos de incertidumbre y algunos vacíos (Ward *et al.*, 2017; Drake *et al.*, 2018); de tal manera que los balances globales de carbono, hechos a partir de estimaciones recientes, ponen este componente en un nivel de alta importancia en el ciclo del carbono y cambio climático (Cole *et al.*, 2007; Tranvik *et al.*, 2018). Además del carbono orgánico total (COT), se han realizado evaluaciones del carbono orgánico disuelto (COD) y particulado (COP) (Meybeck, 1982 y 1993; Hope *et al.*, 1994; Ludwig y Probst, 1996; Hedges *et al.*, 1997; Jacinthe y Lal, 2001; Lal, 2003; Beusen *et al.*, 2005; Huang *et al.*, 2012) y, del carbono inorgánico disuelto y particulado (Meybeck, 1993; Huang *et al.*, 2012). Con los datos usados en las estimaciones se han establecido modelos para evaluar fósforo y nitrógeno (disuelto y particulado) (Meybeck, 1982; Beusen *et al.*, 2005) que, junto con el carbono, son elementos importantes en los balances de lagunas costeras (Gordon *et al.*, 1996; Smith *et al.*, 1997).

En términos estáticos (sedimentos depositados) es difícil realizar balances de flujos laterales continente-océano, ya que el origen de los sedimentos costeros y marinos tiene una componente variable y, generalmente, menor al 50% de la parte continental (Hedges *et al.*, 1997; Schlünz y Schneider, 2000; Burdige, 2005; Smith *et al.*, 2008), lo que hace complejo integrar la acumulación de sedimentos transportados por las corrientes de aguas continentales y los depositados en la interfaz tierra-océano.

En el caso de cuencas reguladas, los aportes de sedimentos quedan atrapados en las presas o vasos de almacenamiento o regulación y se depositan en el lecho, generando emisiones de GEI que pueden ser

importantes en el ciclo del carbono (Mulholland y Elwood, 1982; Tranvik *et al.*, 2009). La eficiencia de atrapamiento de sedimentos o EAS (Brown, 1943), definida como la razón entre el sedimento depositado en el almacenamiento y los sedimentos aportados por la cuenca, caracteriza el comportamiento de los sedimentos bajo el régimen de regulación.

Procesos y relaciones del transporte de sedimentos y carbono tierra-océano

Para poder comprender los flujos laterales tierra-océano es recomendable analizar el problema del origen y transporte de los sedimentos, así como las relaciones existentes entre los diferentes procesos involucrados y las variables que inciden en ellos (topografía, clima, vegetación, suelo, etc.), para poder aproximar estimaciones dependientes de información generalizada disponible a nivel de país, así como para entender las limitaciones de estos enfoques.

La consideración de la redistribución del carbono orgánico de los suelos (COS) por el proceso de erosión, pérdida acelerada de la capa superior del suelo por agua, viento o labranza de la superficie (FAO, 2015), es importante en el ciclo del carbono (Lal, 2003 y 2006; Pimentel y Burgess, 2013; Chappell *et al.*, 2015). La erosión se asocia al proceso de desertificación y cambio climático, además de la generación de problemas de pobreza, migración y reducción de la productividad agrícola y de seguridad alimentaria (Lal, 2004; INEGI, 2014a). El COS ayuda en la estabilización de la estructura del suelo, mejora su capacidad de retención de agua, incrementa la biodiversidad, favorece en la biodegradación de contaminantes, tiene la capacidad de amortiguar cambios en el pH y concentración de elementos del suelo, minimiza las pérdidas por lixiviación de fertilizantes, filtra y purifica el agua, fortalece los mecanismos para el reciclaje de elementos, mejora la calidad y productividad del suelo y, permite el secuestro de carbono, mitigando el cambio climático (Brady y Weil, 2002; Smith y Powlson, 2003; Lal, 2006). Las pérdidas de COS por el proceso de erosión son alarmantes (Lal, 1995; FAO e ITPS, 2015), siendo el principal componente de la degradación de los suelos (Oldeman, 1994); aunque cabe destacar que las estimaciones tienen niveles altos de incertidumbre. La erosión del suelo es causante de emisiones de GEI (CO₂ y CH₄) hacia la atmósfera, producto de la mineralización del suelo durante su transporte (Gregorich *et al.*, 1998; Jacinthe y Lal, 2001). La Figura 1 muestra el proceso de erosión y la huella del carbono.

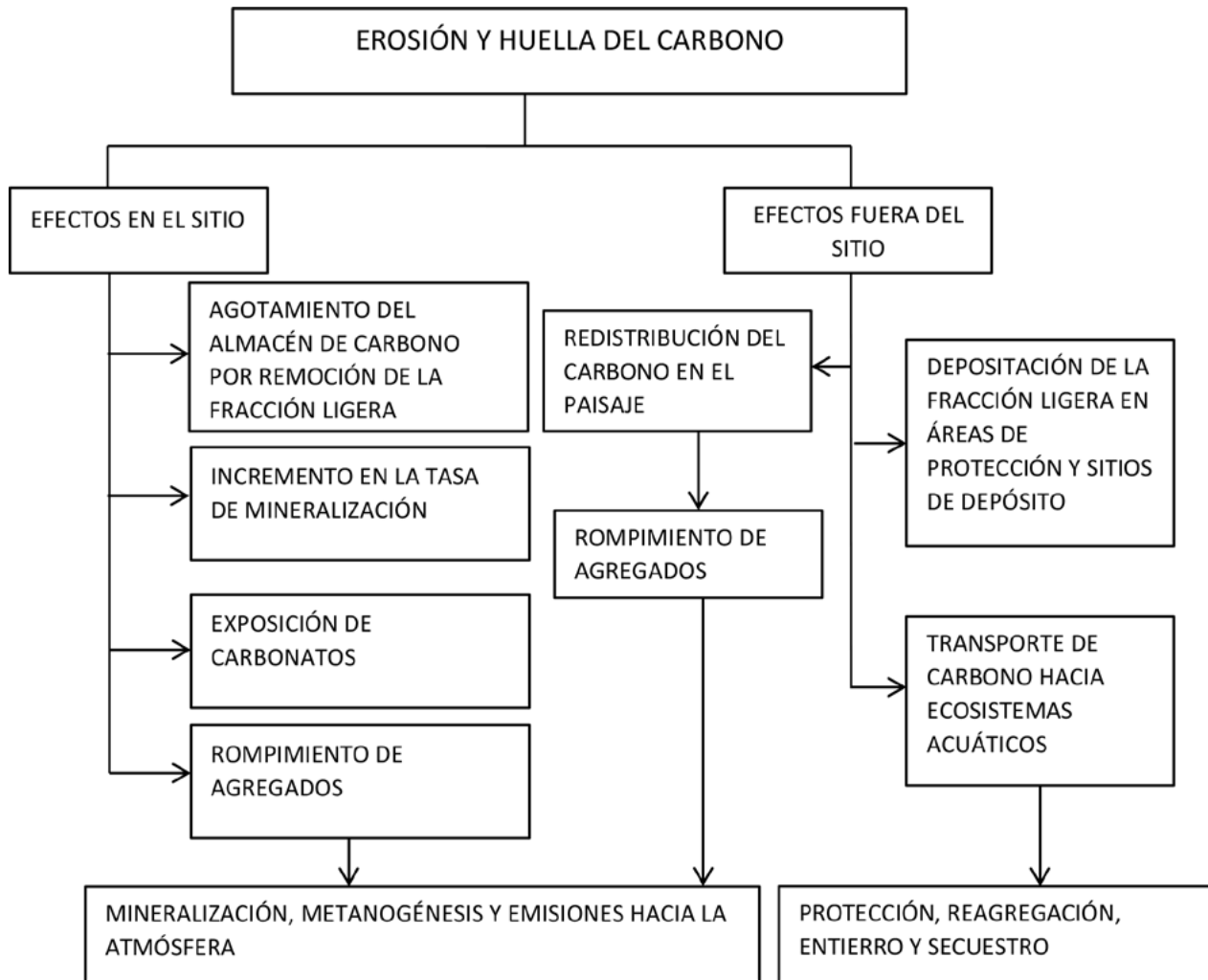


Figura 1. Diagrama esquemático de la erosión del suelo y la huella del carbono.
Fuente: Lal (2006).

La producción de sedimentos a la salida de una cuenca es igual a la erosión bruta menos el sedimento que se deposita en su ruta de transporte (USDA-SCS, 1984). Para estimar esta producción es común utilizar la tasa de entrega de sedimento (TES) (Walling, 1983; USDA-SCS, 1984):

$$TES = \frac{PSed}{Ecuenca}$$

donde PSed es la producción de sedimentos a la salida de la cuenca (masa/área por unidad de tiempo) y Ecuenca es la erosión bruta o pérdida de suelo (masa/área por unidad de tiempo) de la cuenca. La TES es altamente variable (0.1 – 30%, Walling, 1983; aunque es común usar el intervalo de 13-20%; Lal, 2003), pero muestra una correlación fuerte con el área de las

cuenca (Walling, 1983; USDA-SCS, 1984; Martínez-Ménez, 2001); aunque esta relación puede ser producto de otros factores que inciden en el área (Vente *et al.*, 2007). En términos de modelos empíricos, la TES puede estimarse en función del área, topografía, clima, vegetación y suelo de las cuencas (Walling, 1983; USDA-SCS, 1984). Para estimar la producción de sedimentos, conocida la TES, es necesario estimar la erosión (principalmente hídrica) de las cuencas, la que generalmente se aproxima con modelos paramétricos, tales como el USLE (Wischmeier y Smith, 1978), SLEMSA (Elwell, 1978), RUSLE (Renard *et al.*, 1991), entre otros, que están en función de la precipitación, suelo, geometría de las parcelas y vegetación, así como del manejo de ésta, incluyendo los gastos de agua. El uso de modelos para estimar la erosión bruta y la producción de sedimentos es práctica



común (Smith *et al.*, 2001; Martínez-Ménez, 2001; García-Aragón *et al.*, 2007; Polyakov y Lal, 2003; Ramírez-León y Aparicio, 2009). A nivel de presas de almacenamiento, los datos de batimetrías y modelos pueden utilizarse para predicción o calibración de modelos de sedimentos (García-Aragón *et al.*, 2007; Campos-Aranda, 2012; Estrada-Gutiérrez, 2015). Los modelos de erosión/producción de sedimentos, generalmente, solo se aplican a escala de parcelas en un cuenca o microcuenca, por lo que resulta difícil hacer generalizaciones a escala de subcuencas, requiriéndose considerar la interconectividad hidrológica de la parcela (vegetación y práctica de manejo local) con las corrientes de agua (Bracken y Croke, 2007; Mayor *et al.*, 2008; Jencso y McGlynn, 2011).

Al usar estaciones hidrométricas en cuencas, es posible establecer una relación entre el gasto de agua (Q, volumen/tiempo) con el del sedimento (Qs, volumen/tiempo), que generalmente es de tipo potencial: $Q_s = aQ^b$ (Leopold *et al.*, 1964; USDA-SCS, 1984). Las constantes a y b son función del tipo de vegetación en la cuenca (Lal, 1985; Dedkov y Mozzherin, 1996; Zhu *et al.*, 2013) y del desnivel (altura máxima – altura mínima de la cuenca o cauce principal) (Dunne, 1979). La producción de sedimentos (PSed) se ha relacionado con el área y manejo del suelo (Walling y Webb, 1996), precipitación (Langbein y Schumm, 1958; Pou-Alberú y Pozos-Salazar, 1992), área y Q (Schlesinger y Melack, 1981; Milliman y Meade, 1983), área y clima (Jansson, 1988); y, área, Q y temperatura (Syvitski *et al.*, 2003). En modelos empíricos generalizados de PSed se consideran las variables del área y topografía, clima, suelos, litología, vegetación y manejo y, usos del suelo, principalmente (Anderson, 1954; Jansen y Painter, 1974; Ludwig y Probst, 1996; Beusen *et al.*, 2005), incluyendo eventos climáticos periódicos y extremos (Hudson, 2000 y 2003; Muñoz-Salinas y Castillo, 2013 y 2015), así como la erosión previa (Duvert *et al.*, 2010).

En términos de los elementos constitutivos de los sedimentos, la estimación del carbono puede hacerse a partir de la tasa de enriquecimiento de carbono, TEC (Menzel, 1980; Walling, 1983):

$$TEC = \frac{CO_{sed}}{CO_{Scuenca}}$$

donde COsed es el contenido de carbono orgánico en los sedimentos y COScuenca es el carbono orgánico de los suelos de la cuenca. El enriquecimiento de los sedimentos es función del tamaño de las partículas

(arcillas, DOC, POC) (Lal, 1995; Chappell *et al.*, 2013). La producción de carbono en los sedimentos a la salida de las cuencas se estima de (Starr *et al.*, 2000):

$$CO_{sed} = (EB)(CO_{Scuenca})(TEC)$$

donde EB es la erosión bruta en la cuenca.

En términos empíricos, existen relaciones como $CO_{sed} = aEB^b$ (Starr *et al.*, 2000) o $TEC = aEB^b$ (Sharpley, 1985) o $TEC = aPSed^b$ (Schiettercatte *et al.*, 2008), en donde a y b son constantes empíricas, que son función del tipo de suelo y textura. La tasa de enriquecimiento puede estimarse, también, de la distribución de los tamaños de sedimentos (Starr *et al.*, 2000; Chappell *et al.*, 2013).

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Degradación y erosión de los suelos de México

Las estimaciones de la degradación en México, incluyendo la erosión hídrica, muestran una alta variabilidad, que depende del método e insumos que se utilicen (Balbontín *et al.*, 2009). SEMARNAT y CP (2002) presentan datos de la degradación de los suelos: erosión hídrica (37%), erosión eólica (14.9%), degradación química (6.8%), degradación biológica (3.6%) y degradación física (1.8%), con 36% de la superficie nacional sin degradación. En términos de los niveles de la degradación, el 0.9% es extrema, el 12.6% severa, el 30.89% moderada y el 19.6% ligera, con 36% de suelo estable (sin degradación). Con el modelo de erosión RUSLE (Renard *et al.*, 1991), CONAFOR y UACH (2013) estimaron que, alrededor del 20% de la superficie del país presenta cierto grado de erosión hídrica, con el 14.45% con grado ligero y 3.5% con grado moderado, 1.54% alto y 0.46% muy alto. El Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI) estimó que la erosión hídrica está presente en el 52.9% de la superficie del país (INEGI, 2014b), valor que posteriormente cambió al 66% (INEGI, 2015a y b), de la cual, el 6% corresponde a erosión fuerte o extrema, alrededor del 24% a moderada, 36% a leve y, casi el 34%, es suelo estable (sin erosión). Una estimación adicional, también reciente, es la de Bolaños *et al.* (2016), quienes muestran que el 76% de la superficie del país tiene algún grado de erosión hídrica, con predominio del leve (37.06%) y el moderado (26.37%), con 5.79% como erosión fuerte y 6.79% como extrema.

De las evaluaciones relativamente recientes de las superficies nacionales con erosión hídrica y sus grados de

afectación, sobresalen las diferencias entre éstas, además de que no se cuenta con valoraciones de la incertidumbre y se usan categorías subjetivas de erosión, o definidas en términos de modelos. Aunque hay estimaciones nacionales, espacialmente explícitas, de los contenidos de carbono orgánico de los suelos (Segura *et al.*, 2004; Paz *et al.*, 2016; Guevara *et al.*, 2018), la evaluación de las pérdidas de suelo y producción de sedimentos no puede realizarse en forma confiable.

Estaciones hidrométricas y datos de sedimentos

Diversos autores han realizado análisis sobre las corrientes superficiales o cuerpos de agua epicontinentales (Hudson *et al.*, 2005; Alcocer, 2007; Benke y Cushing, 2009; Alcocer y Bernal-Brooks, 2010), pero con enfoques limitados en lo que respecta a los flujos laterales.

La delimitación de cuencas hidrográficas escala 1:250 000 (INEGI, INE y CONAGUA, 2007), puede

considerarse la primera aproximación al estudio de la hidrología de México, pero existe un trabajo a escala 1:50 000, realizado por el INEGI (2010), que es la base de la caracterización nacional de subcuencas y, que es la que se utiliza en lo siguiente. Este trabajo se amplió para considerar las cuencas asociadas a estaciones hidrométricas disponibles en México.

La base de datos de estaciones hidrométricas que se consideró es la de CONAGUA (2013), denominada Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS). Aunque existen datos hidrométricos de la Comisión Federal de Electricidad (de la Peña *et al.*, 1990), no se utilizaron debido a su disponibilidad. Para el análisis de subcuencas reguladas, la información de las presas se obtuvo de la CONAGUA (Arreguín-Cortés *et al.*, 2013).

Las subcuencas escala 1:50 000 de México son 1478, de las cuales, 911 están aforadas y con registros, aunque solo 265 estaciones hidrométricas cuentan con información de sedimentos, Figura 2.

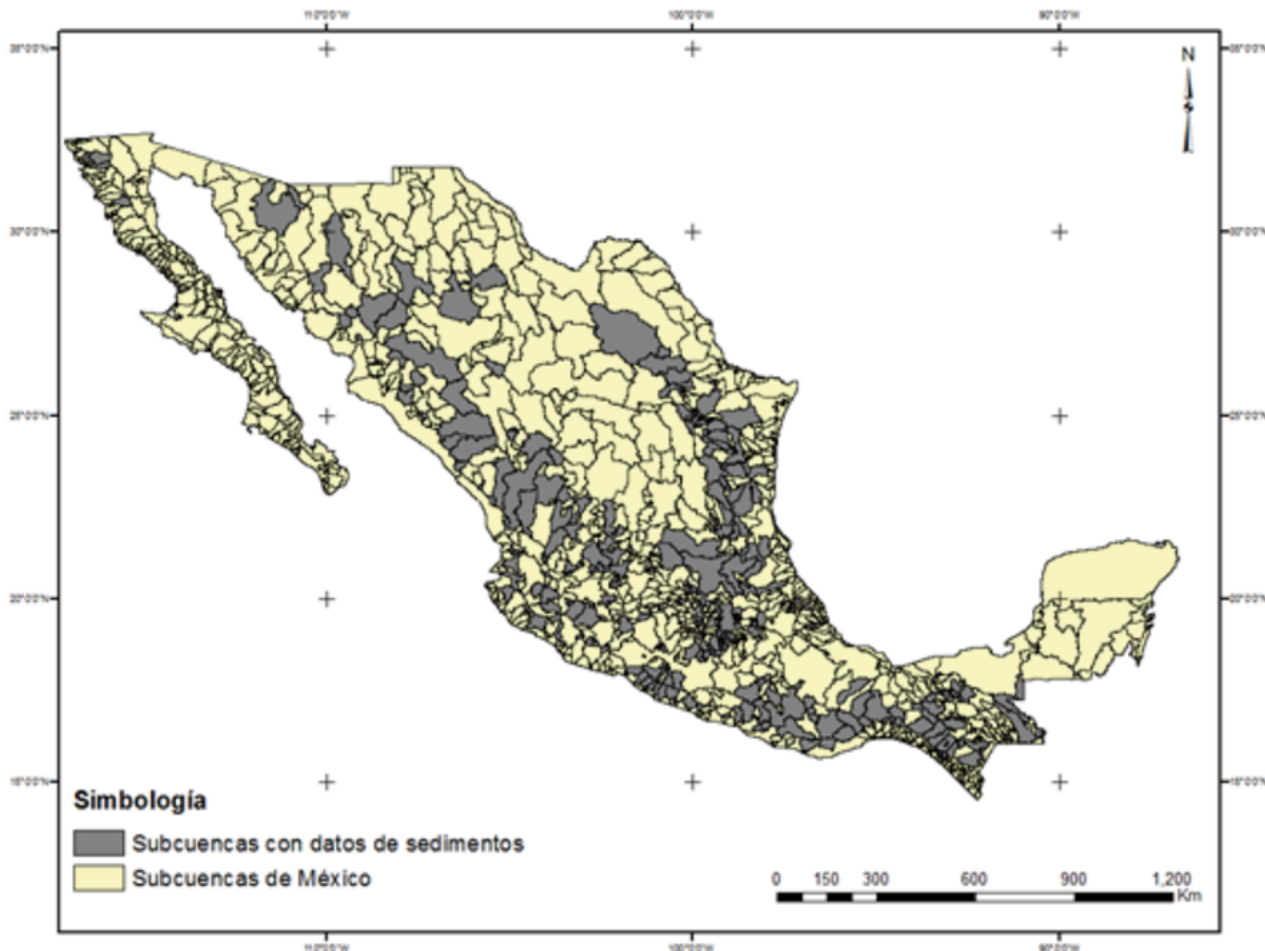


Figura 2. Subcuencas de México y subcuencas con datos de sedimentos.

Las cuencas del litoral de México son 344, Figura 3, pero la gran mayoría de ellas no cuenta con estaciones hidrométricas, por lo que es necesario desarrollar un

modelo para estimar los gastos de agua y sedimentos de estas subcuencas costeras para estimar los flujos laterales de sedimentos hacia el océano.

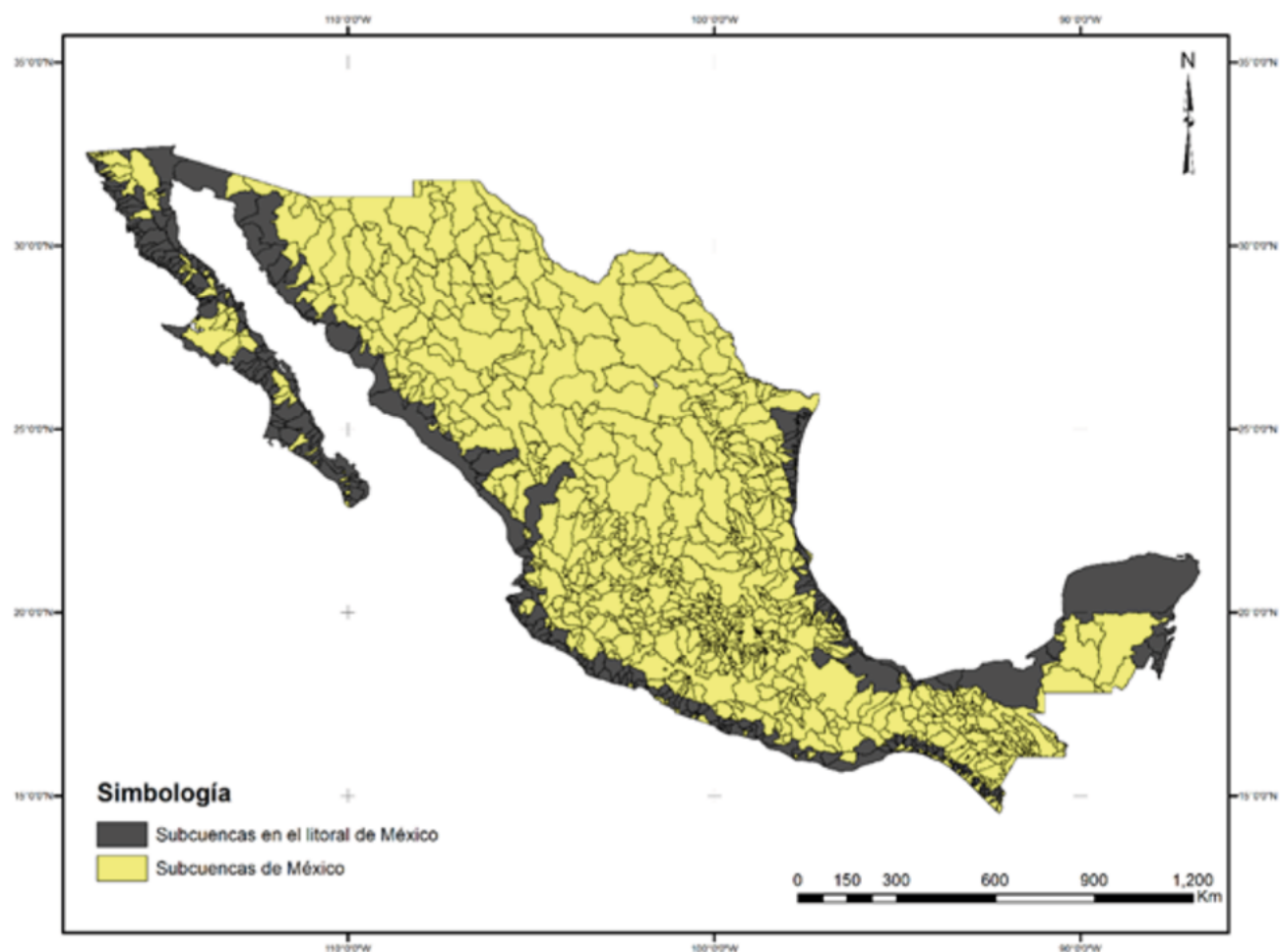


Figura 3. Subcuencas costeras del país.

Promedios de largo plazo y diagramas tipo Budyko

Para estimar la producción de sedimentos de las subcuencas costeras hacia el océano, se utilizó un promedio anual de largo plazo (2003-2012) de los datos hidrométricos, para representar condiciones medias durante el período considerado. Para el caso de los gastos de agua (Q), el uso de datos anuales promedio permite realizar balances energía-materia, que simplifican el problema al considerar condiciones límites tipo Budyko (1974), ver Caja 1.

Las estaciones hidrométricas del BANDAS que cuentan con información de los promedios anuales de precipitación, escurrimiento, sedimentos y evapotranspiración potencial determinada por el método de Hargreaves (Hargreaves y Samani, 1985), para un período mínimo de 10 años, son solo 146. La información de datos de precipitación, evapotranspiración potencial, área de la subcuenca, intervalo de alturas o desnivel, así como los usos del suelo y vegetación (*sensu* INEGI) se obtuvo de las bases de datos de Salas y Paz (2018a), tanto para las estaciones hidrométricas del BANDAS, como para las subcuencas costeras que se analizaron (período 2003-2012).

Caja 1. Promedios de largo plazo y diagramas tipo Budyko

Partiendo de valores anuales promedio de largo plazo del balance de energía-materia, para la precipitación en una cuenca:

$$P = E + Q \tag{C1.1}$$

donde P es la precipitación, E es la evapotranspiración y Q es el escurrimiento. La ecuación (C1.1) supone que el almacenamiento en el suelo es despreciable. La relación (C1.1) puede ser reescrita, dividiendo ambos lados por P, como:

$$1 = \frac{E}{P} + \frac{Q}{P} \tag{C1.2}$$

que permite establecer una relación entre E/P con Q/P cuando se usan razones.

Budyko (1974) planteó dos hipótesis básicas: para condiciones muy húmedas (limitadas por energía) la relación:

$$\frac{E}{E_o} \rightarrow 1, \frac{E_o}{P} \rightarrow 0 \tag{C1.3}$$

y, para condiciones muy secas (limitadas por agua):

$$\frac{E}{P} \rightarrow 1, \frac{E_o}{P} \rightarrow \infty \tag{C1.4}$$

donde Eo es la evapotranspiración potencial o demanda atmosférica.

Las hipótesis de Budyko se muestran en el diagrama de la Figura C1.1a, donde se observa una relación que cumple con los límites impuestos. Budyko hipotetizó que la precipitación es particionada entre el escurrimiento y la evapotranspiración, en primer orden, está determinada por la competencia en el agua disponible (P) y la energía disponible (Eo); esto es:

$$E = f(P, E_o) \tag{C1.5}$$

Aunque existen diferentes diagramas tipo Budyko que pueden resultar más simples de interpretar, en términos hidrológicos el diagrama de la Figura C1.1b resulta claro para analizar la relación P-Q. En este diagrama una relación funcional debe cumplir las restricciones:

$$\frac{Q}{P} \rightarrow 1, \frac{P}{E_o} \rightarrow 0 \tag{C1.6}$$

$$\frac{(P-Q)}{E_o} \rightarrow 1, \frac{P}{E_o} \rightarrow \infty \tag{C1.7}$$

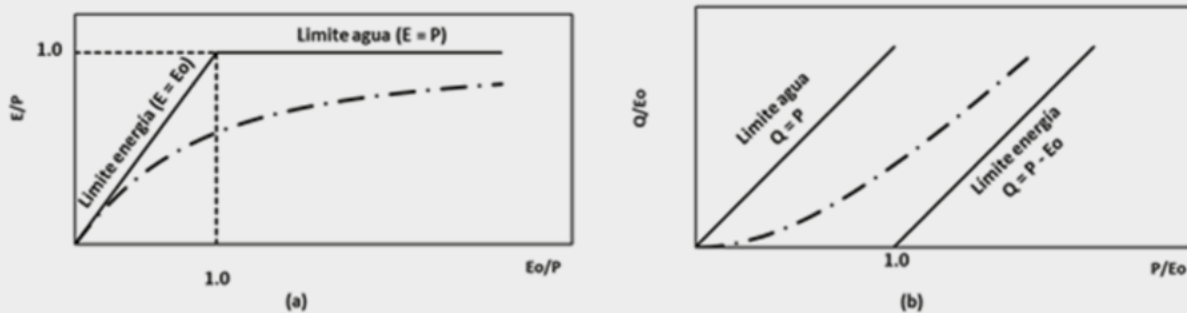


Figura C1.1. Diagramas tipo Budyko: (a) relación Eo/P versus E/P y, (b) relación P/Eo versus Q/Eo.

Modelo predictivo de volúmenes de agua y sedimentos

Para el caso de las 146 subcuencas con datos de largo plazo, la Figura 4 muestra la relación entre las láminas (volúmenes/área subcuenca) de los escurrimientos y sedimentos, en donde se espera una relación potencial. Considerando la gran variabilidad geográfica y de

condiciones de suelos, topografía, usos del suelo y vegetación, etc. de las estaciones hidrométricas analizadas, Figura 2, la Figura 4 no muestra un patrón claro de correlación entre las láminas de escurrimiento y sedimentos. La Figura 5 muestra la relación entre los volúmenes de escurrimiento y los de sedimento y, como se observa, la relación mejora.

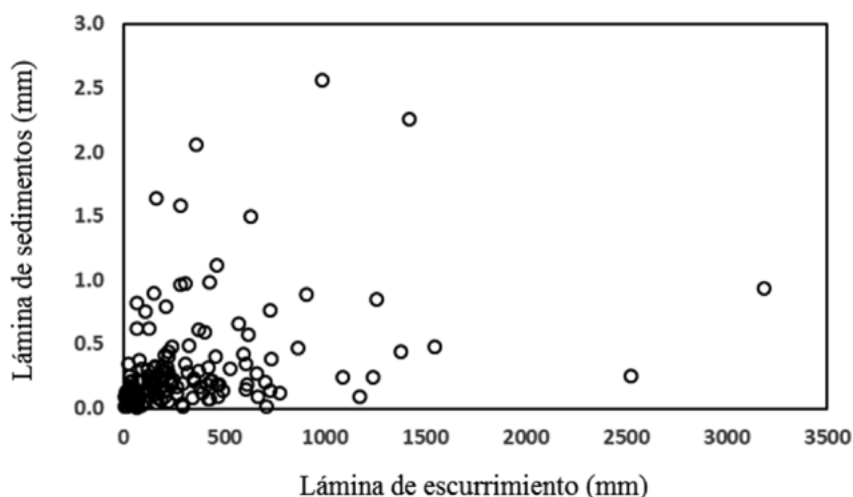


Figura 4. Relación entre las láminas de escurrimiento y sedimento, promedios anuales de largo plazo.

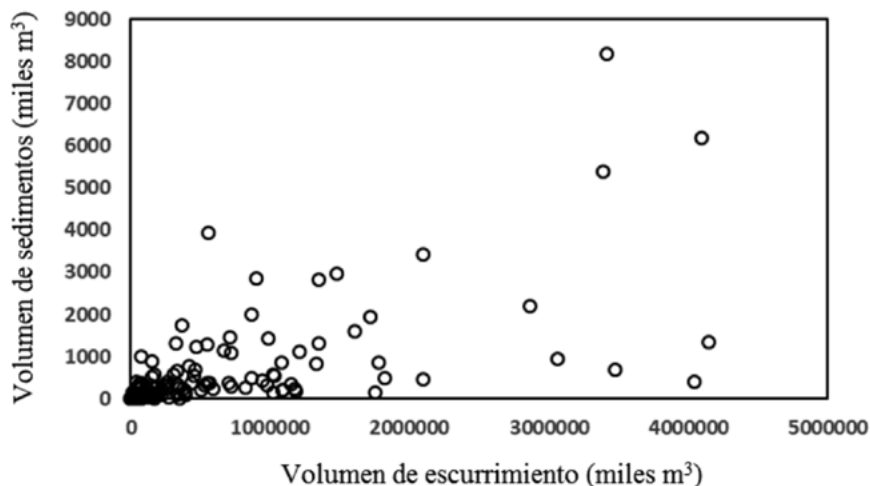


Figura 5. Relación entre los volúmenes de escurrimiento y sedimento, promedios anuales de largo plazo.

Considerando la información disponible en México, Paz-Pellat y Salas-Aguilar (2019), desarrollaron un modelo para estimar los volúmenes de agua y sedimentos en las subcuencas costeras. El modelo empírico que se generó fue del tipo:

$$\text{Vol} = a(A)^b(Eo/P)^c(\text{Hrango})^d(w)^e$$

donde a , b , c , d , y e , son constantes empíricas y w es un parámetro de un modelo tipo Budyko (Fu, 1981; Zhang *et al.*, 2004), ver Caja 2.

Caja 2. Modelo de Fu y parámetro w

Las coberturas de los tipos de suelo y vegetación en las subcuencas instrumentadas fueron planteadas en función del modelo (Fu, 1981; Zhang *et al.*, 2004):

$$\frac{Q}{P} = \left[1 + \left(\frac{E_0}{P} \right)^w \right]^{\frac{1}{w}} - \frac{E_0}{P} \tag{C2.1}$$

donde E es la evapotranspiración actual y w (2 a 4) es un parámetro relacionados con las características de la cuenca.

Para estimar el valor del parámetro w en función de las clases de uso del suelo y vegetación (*sensu* INEGI), se analizaron las bases de datos de cuencas hidrográficas mundiales de Zhang *et al.* (1999 y 2001) y se ajustó w a las relaciones P-Q, Figura C2.1.

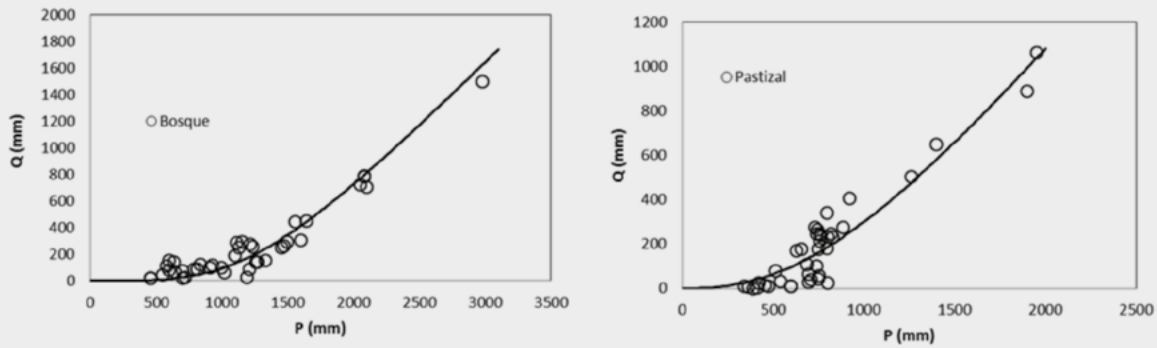


Figura C2.1. Ajuste del modelo de Fu a cuencas con vegetación dominada por bosque y pastizal.

En el Cuadro C2.1 se muestran los ajustes obtenidos en los ajustes del modelo de Fu, junto con su error (RECM = Raíz del Error Cuadrático Medio).

Cuadro C2.1. Parámetro w para diferentes usos del suelo en cuencas.

Uso del suelo	w	RECM
Bosque	3.76	77.3
Vegetación mixta (pastizal y bosque)	2.46	70.8
Pastizal y cultivo	2.93	59.7
Pastizal	2.42	77.4
Vegetación mixta (otros)	2.89	60.9

Para las clases de uso del suelo y vegetación de los mapas del INEGI se estimó un valor ponderado de w:

$$w = \frac{\sum_{i=1}^n w_i p_i}{\sum_{i=1}^n p_i} \tag{C2.2}$$

donde p_i es el porcentaje de cobertura aérea de la subcuenca por la clase de uso del suelo y vegetación i. Los valores utilizados de w_i para las clases de uso del suelo y vegetación i definidas en las subcuencas (Salas y Paz, 2018b) están dados en el Cuadro C2.1.

Cuadro C2.2. Valor de w para las clases de uso del suelo y vegetación.

Uso del Suelo y Vegetación	Parámetro w
Cuerpos de agua	2.1
Área agrícola	2.3
Sin vegetación	2.0
Bosque	4.0
Matorral	2.5
Pastizal	2.4
Selva húmeda	4.0
Selva seca	3.5
Vegetación hidrófila	3.5
Zona urbana	2.2



Subcuencas reguladas por vasos de almacenamiento

El análisis de los flujos de agua de la tierra al océano en algunos lugares geográficos muestra una fuerte efecto por la construcción de presas de almacenamiento o derivación. La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) a través de la base de datos denominada Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS), almacena los datos

hidrológicos de operación de las presas en México. El Cuadro 1 presenta los datos de las presas que se procesaron; cada presa tiene una clave interna asignada por CONAGUA y el nombre común con el que se identifica, también presenta una eficiencia promedio; esto es, la razón entre las entradas y salidas del caudal a la presa, dentro del período en el que contiene datos. Cuando el valor de la eficiencia supera la unidad, indica que la presa almacena más agua que la que sale de ella.

Cuadro 1. Identificación de las principales presas con salida al océano.

Clave	Nombre	NAMO* (Mm ³)	Área Subcuenca (km ²)	Inicio Operación	Subcuenca	Eficiencia
005ALR	Abelardo R. Rodríguez	220	386	1947	La Manga	2.3
016ABN	Ing. Aurelio Benassini	415	19515	1995	Santa María	1.6
020ALM	Adolfo López Mateos	3086	19519	1963	Santa María	1.1
025ARC	Adolfo Ruiz Cortínez	650	3860	1955	Mayo-Navajoa	1.1
035AOB	Álvaro Obregón	2989	6288	1961	Yaqui-Vicam	1.1
050BJU	Benito Juárez	964	563	1961	Tehuantepec	1.1
320MRG	Marte R. Gómez	782	6554	1944	Río Bravo	1.2
325MHD	Miguel Hidalgo	2921	4034	1955	Bacorehuis	1.2
359REP	República Española	55	337	1973	Carrizal	1.1
395SAN	Presa Sanalona	673	19519	1947	Santa María	2.1
475VIG	Vicente Guerrero	3910	751	1971	Soto La Marina	1.3
585TRO	Solidaridad	5510	1012	2000	San Blas	1

*Nivel de aguas máximas ordinarias.

La mayoría de las presas se encuentran ubicadas en el Océano Pacífico (nueve presas) y las tres restantes descargan al Océano Atlántico. La Figura 6 muestra la clave de la presa con la que se puede relacionar su ubicación geográfica. Los datos de las presas, así como

el almacenamiento promedio, puede consultarse en el portal del Sistema Nacional de Información del Agua (SINA):

<http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=presasPrincipales&ver=mapa#&ui-state=dialog>

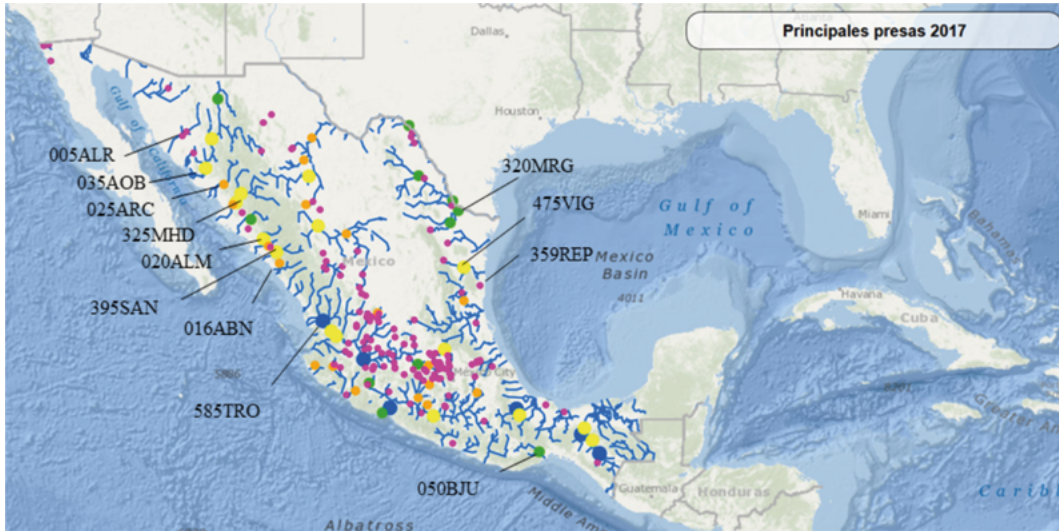


Figura 6. Ubicación e identificación de las presas que desembocan al océano.

Fuente: SINA

ANÁLISIS DE RESULTADOS

Subcuencas costeras no reguladas

Las estimaciones de volúmenes de escurrimientos de agua y sedimentos en las subcuencas costeras se hicieron con el modelo desarrollado por Paz-Pellat y Salas-Aguilar (2019), ver Caja 3 y 4. Los resultados de

este modelo, para los volúmenes escurridos de agua, muestran una buena correlación con las mediciones en estaciones hidrométricas del país. En el caso de los volúmenes de sedimentos, el modelo ajustado no resultó tan bueno, pero es comparable con los resultados obtenidos con otros modelos usados a escala global para la estimación de sedimentos.

Caja 3. Resultados del modelo para estimación de volúmenes de agua

Para el caso del uso de la base de datos nacional de subcuencas con sedimentos (n = 146), el modelo para la predicción de volúmenes de agua (VEsc) es (Paz-Pellat y Salas-Aguilar, 2019):

$$\ln(\text{VEsc}) = -20.78 + 1.033 \ln(A) + 3.438 \ln(P) + 1.172 (ETo/P) + 0.22 \ln(\text{Hrango}) + 0.3209 \ln(w) \quad (\text{C3.1})$$

con $R^2 = 0.872$ y error cuadrático e.e. = 0.682, donde VEsc está en miles de m^3 , A en km^2 , P en mm, ETo en mm, Hrango en m y w es adimensional.

La Figura C3.1 muestra la relación entre VEsc medido y estimado por el modelo de regresión.

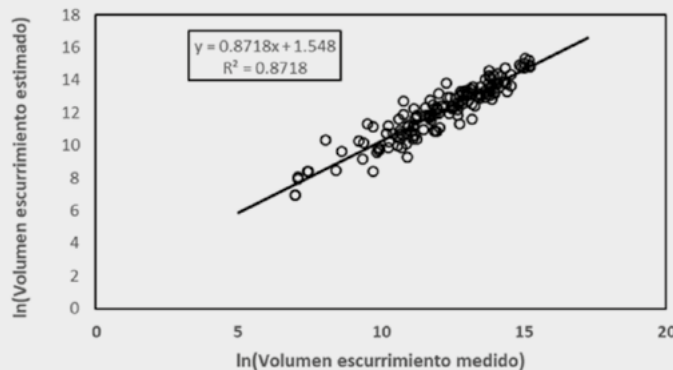


Figura C3.1. Relación entre el volumen de escurrimiento de agua medido y estimado con el modelo.

Caja 4. Resultados del modelo para estimación de volúmenes de sedimento

Para el caso del uso de la base de datos nacional de subcuencas con sedimentos ($n = 146$), el modelo para la predicción de volúmenes de sedimento (VSed) es (Paz-Pellat y Salas-Aguilar, 2019):

$$\ln(\text{VSed}) = -26.91 + 0.776\ln(A) + 2.968\ln(P) + 2.422(\text{ETo}/P) + 0.717\ln(\text{Hrango}) - 0.218\ln(w) \quad (\text{C4.1})$$

con $R^2 = 0.642$ y error cuadrático e.e. = 1.008., donde VSed está en miles de m^3 , A en km^2 , P en mm, ETo en mm, Hrango en m y w es adimensional.

La Figura C4.1 muestra la relación entre VSed medido y estimado por el modelo de regresión.

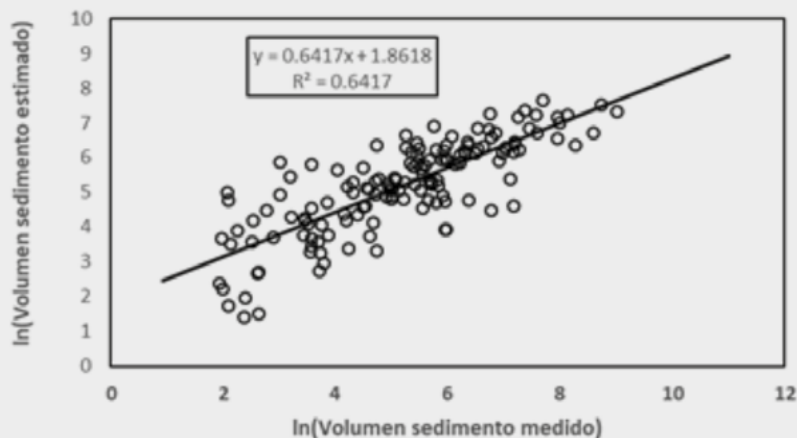


Figura C4.1. Relación entre el volumen de sedimento medido y estimado con el modelo.

El Cuadro 2 muestra las estimaciones realizadas para las subcuencas costeras de México, promedios 2003-2012 por estado costero, para la consideración de no regulación de las corrientes de agua. La información de las estaciones hidrométricas solo es de gastos (volúmenes), por lo que no se cuenta con información de las densidades de los sedimentos. Para la evaluación de las masas del Cuadro 1 se utilizó una densidad de 1.3 Mg m^{-3} , que representa un sedimento con un 10% de material grueso y 90% de material fino (Gracia-Sánchez, 1993), lo cual está dentro de los intervalos de medición que se realizan en estos casos. González-Villareal *et al.* (2014), por ejemplo, midió las densidades de sedimento en ocho ríos de Tabasco y obtuvo un promedio de 1.41 Mg m^{-3} , con una desviación estándar de 0.22 Mg m^{-3} .

Para determinar los contenidos de carbono de los sedimentos, es necesario contar con este tipo de información, la cual no está disponible en las estaciones hidrométricas analizadas. Meybeck (1982) determinó que el intervalo del CO en los sedimentos es de 1.6 a 6%, con un promedio alrededor del 2%. Stallard (1998) y Lal (2003 y 2006) utilizaron el valor del 2% para

evaluar los flujos laterales tierra-océano, por lo que dicho valor se usó en las estimaciones del Cuadro 2. El carbono orgánico total (COT) puede desagregarse, primera aproximación, en sus componentes disuelto (COD) y particulado (COP). En el Cuadro 2 se utilizó el factor de 0.6 para el COD y 0.4 para el COP, cuyos valores están dentro de los intervalos estimados por diferentes autores (Meybeck, 1982; Hedges *et al.*, 1997; Ludwig y Probst, 1996; Stallard, 1998; Huang *et al.*, 2012).

Los datos que se muestran en el Cuadro 2 se refieren solo a estimación de los sedimentos en suspensión y no considera los sedimentos de la cama o lecho de las corrientes de agua. La proporción de los sedimentos en la cama, en relación a los totales, varía generalmente de 0.02 a 0.23 (Walling y Webb, 1987; Turowski *et al.*, 2010), pero en el caso de camas arenosas, los valores pueden representar entre 0.3 y 0.5 de los sedimentos totales (Turowski *et al.*, 2010). En general, como primera aproximación, se puede considerar que los sedimentos transportados en la cama de los lechos de las corrientes de agua tienen una proporción de 0.20, con relación al total (Pelletier, 2012).

Cuadro 2. Estimaciones de los sedimentos transportados hacia el océano en las subcuencas costeras de los estados.

Estado	No. Subcuencas	Volumen Esgurrimiento Agua (Gm ³)	Volumen de Sedimento (Mm ³)	Masa de Sedimentos (Tg)	COT Sedimentos (Gg C)	COD Sedimentos (Gg C)	COP Sedimentos (Gg C)
Baja California	86	5.24	3.19	4.15	82.97	49.78	33.19
Baja California Sur	52	0.45	3.19	4.15	83.05	49.83	33.22
Chiapas	35	3.49	2.21	2.87	57.35	34.41	22.94
Colima	3	0.31	0.29	0.38	7.51	4.51	3.00
Guerrero	24	6.88	3.35	4.35	87.07	52.24	34.83
Jalisco	22	3.65	2.03	2.64	52.86	31.72	21.15
Michoacán	12	2.68	1.46	1.90	38.07	22.84	15.23
Nayarit	8	5.31	1.76	2.28	45.63	27.38	18.25
Oaxaca	17	7.68	3.95	5.14	102.73	61.64	41.09
Sinaloa	9	7.33	2.35	3.05	61.05	36.63	24.42
Sonora	15	0.51	3.41	4.43	88.68	53.21	35.47
Tabasco	1	10.95	2.59	3.36	67.23	40.34	26.89
Tamaulipas	17	36.61	5.60	7.28	145.54	87.33	58.22
Veracruz	35	28.13	5.54	7.20	143.96	86.38	57.59
Yucatán	8	8.68	1.73	2.25	45.08	27.05	18.03
Totales	344	127.89	42.65	55.44	1108.79	665.27	443.52

Subcuencas costeras reguladas

Se analizaron los datos de entradas y salidas totales de los vasos de almacenamiento y se obtuvo un promedio

anual de cada presa. En las Figuras 7 a 9 están los gráficos de las entradas y salidas promedio anuales.

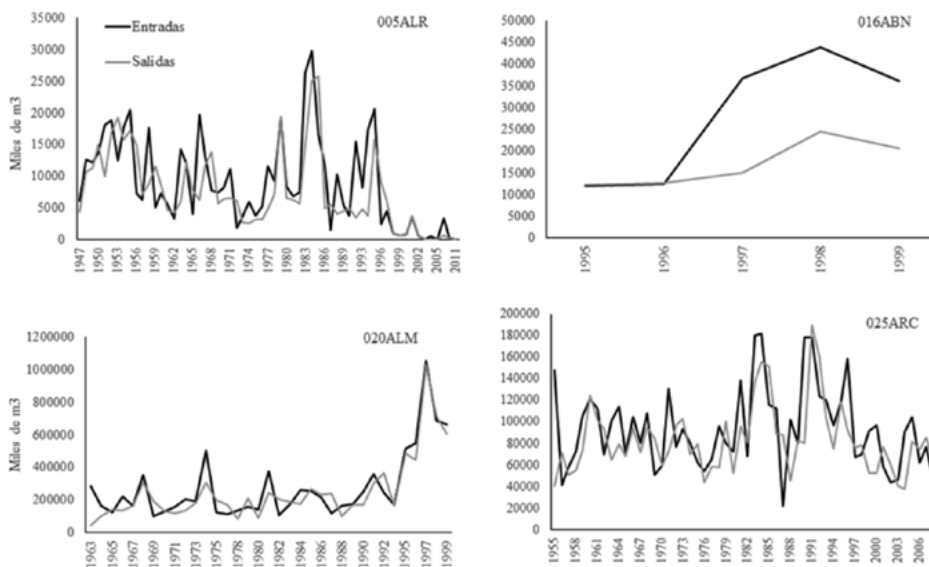


Figura 7. Entradas y salidas de agua en las presas Abelardo R. Rodríguez (005ALR), Ing. Aurelio Benassini (016ABN), Adolfo López Mateos (020ALM) y Adolfo Ruiz Cortines (025ARC).

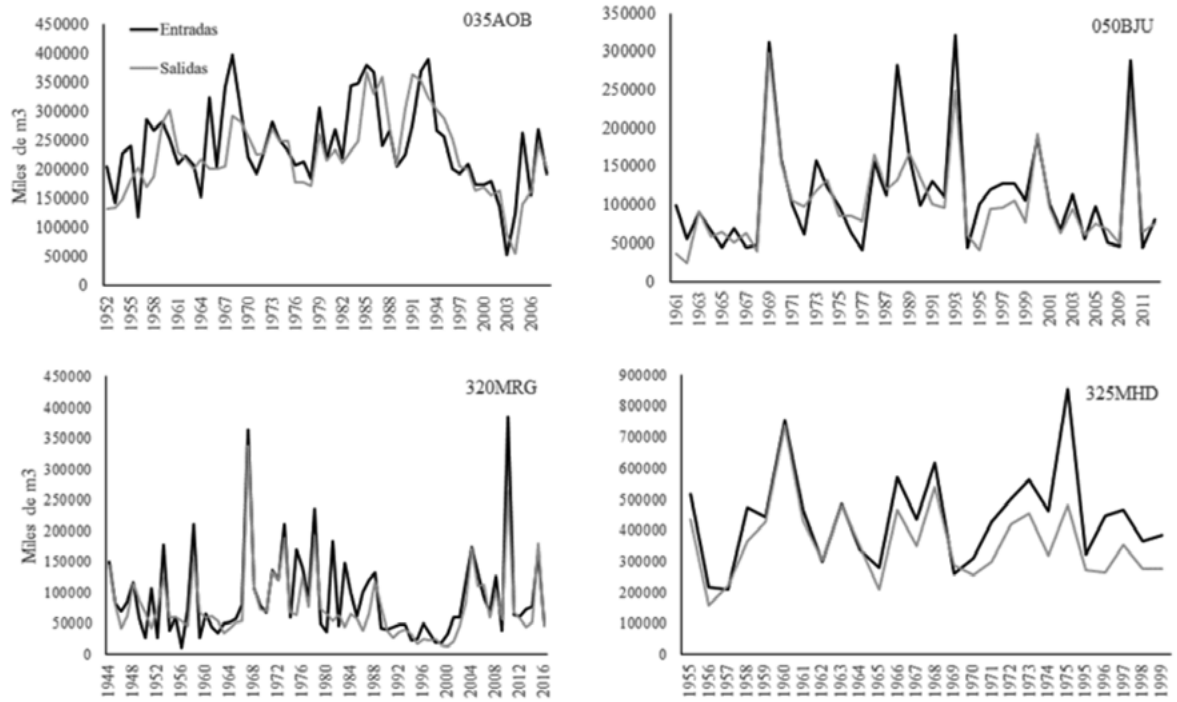


Figura 8. Entradas y salidas de agua en las presas Álvaro Obregón (035AOB), Benito Juárez (050BJU), Marte R. Gómez (320MRG) y Miguel Hidalgo (325MHD).

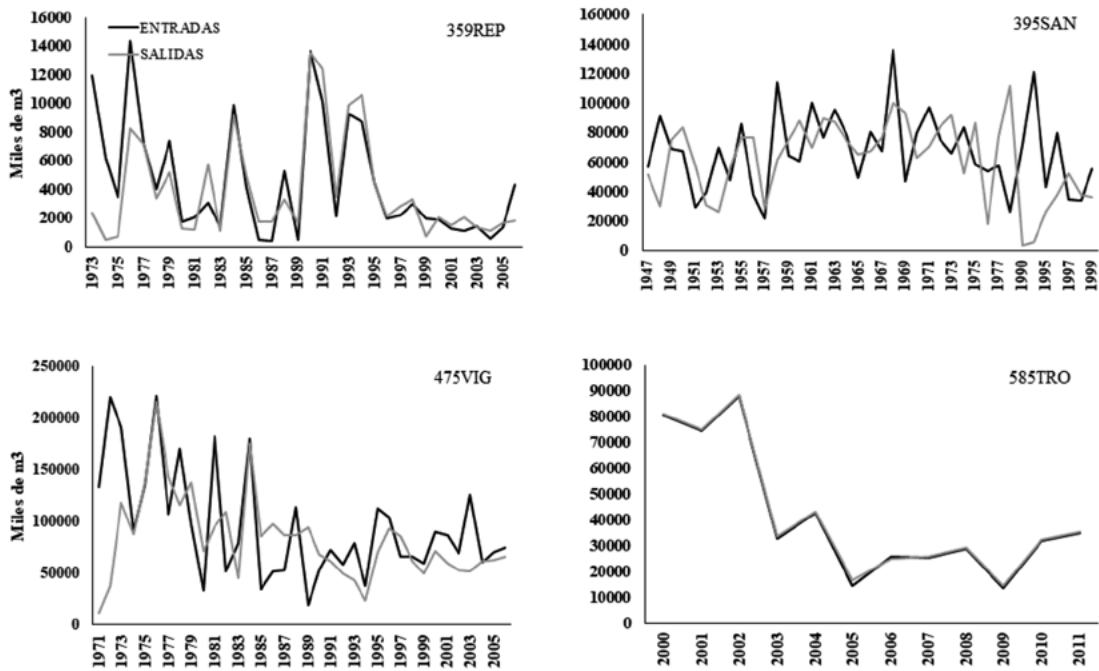


Figura 9. Entradas y salidas de agua en las presas República Española (359REP), Presa Sanalona (395SAN), Vicente Guerrero (475VIG) y Solidaridad (585TRO).

Para analizar el período que se utilizó para las estimaciones de sedimentos y carbono orgánico de las subcuencas no reguladas (2003-2012), se encontró que de las 12 presas, solo ocho contienen datos para

dicho período y, de éstas, solo la presa Marte R. Gómez contiene todos los años. El Cuadro 3 muestra las entradas y salidas de las presas analizadas.

Cuadro 3. Promedio del gasto de entradas y salidas de agua de las presas.

Clave	Nombre	Entradas (miles de m ³)	Salidas (miles de m ³)	Años con datos	Periodo
005ALR	Abelardo R. Rodríguez	660	153	6	2003-2011
016ABN	Ing. Aurelio Benassini	28 293	16 973	5	1995-1999*
020ALM	Adolfo López Mateos	275 264	252 123	35	1963-1999*
025ARC	Adolfo Ruiz Cortines	71 033	64 157	6	2003-2011
035AOB	Álvaro Obregón	176 930	149 930	6	2003-2011
050BJU	Benito Juárez	96 930	91 759	8	2003-2012
320MRG	Marte R. Gómez	126 389	108 943	10	2003-2012
325MHD	Miguel Hidalgo	441 212	362 705	26	1955-1999*
359REP	República Española	1938	1506	4	2003-2006
395SAN	Presa Sanalona	67 516	61 726	39	1947-1999*
475VIG	Vicente Guerrero	82 960	60 906	4	2003-2006
585TRO	Solidaridad	28 815	28 366	9	2003-2011

*Presas que están fuera del período establecido.

La evaluación de la eficiencia de atrapamiento de sedimentos (EAS) por el método de Brune (1953), adaptado por el USDA-SCS (1983), genera valores cercanos al 100%. La estimación de sedimentos de las entradas a las presas se hizo con el método DUSE (Campos-Aranda, 2012). La razón entre el volumen de agua de las entradas y los volúmenes de sedimentos estimados se usó para calcular los sedimentos a las salidas de las presas, en función de los volúmenes de agua de las salidas. En el Cuadro 4 se presentan los resultados de volúmenes, masas y carbono orgánico total de los sedimentos de las

salidas de las presas, además de los volúmenes hacia el océano, considerando una eficiencia global (conducción, distribución y aplicación) de uso del agua en la agricultura de 0.5 (García-Villanueva y Collado, 2015). Para la estimación de las masas de los sedimentos se consideró una densidad de 1.0 Mg m⁻³ (intervalo de 0.7 a 1.3 Mg m⁻³; Dendy y Champion, 1978). El contenido de carbono orgánico total (COT) de los sedimentos se calculó en 1.75%, considerando que el intervalo del COT es relativamente estable en los vasos de almacenamiento y va de 1.5 a 2.0% (Mulholland y Elwood, 1982).

Cuadro 4. Estimaciones de volúmenes de sedimentos y carbono orgánico total descargado de las presas y hacia el océano.

Clave	Nombre	Salidas Agua Presa	Salidas Sedimento Presa		Descarga al Océano	
		(miles de m ³)	(miles de m ³)	(Tg)	(Gg C)	(miles de m ³)
005ALR	Abelardo R. Rodríguez	153	0.4	0.0004	0.007	77

**Cuadro 4. Estimaciones de volúmenes de sedimentos y carbono orgánico total descargado de las presas y hacia el océano. (Continuación).**

Clave	Nombre	Salidas Agua Presa	Salidas Sedimento Presa		Descarga al Océano	
		(miles de m ³)	(miles de m ³)	(Tg)	(Gg C)	(miles de m ³)
016ABN	Ing. Aurelio Benassini	16 973	50.9	0.0509	0.892	8487
020ALM	Adolfo López Mateos	252 123	761.6	0.7616	13.328	126 062
025ARC	Adolfo Ruiz Cortínez	64 157	194.7	0.1947	3.408	32 079
035AOB	Álvaro Obregón	149 930	448.5	0.4485	7.849	74 965
050BJU	Benito Juárez	91 759	278.0	0.2780	4.864	45 880
320MRG	Marte R. Gómez	108 943	333.8	0.3338	5.841	54 472
325MHD	Miguel Hidalgo	362 705	1109.4	1.1094	19.414	181 353
359REP	República Española	1506	4.5	0.0045	0.078	753
395SAN	Presa Sanalona	61 726	187.0	0.1870	3.272	30 863
475VIG	Vicente Guerrero	60 906	177.8	0.1778	3.112	30 453
585TRO	Solidaridad	28 366	80.1	0.0801	1.402	14 183
Totales		1 199 247	3626.7	3.6267	63.467	599 623.5

SIGUIENTES PASOS

La información disponible para estimar los flujos laterales tierra-océano está incompleta y desactualizada, por lo que resulta difícil realizar estimaciones confiables en las subcuencas costeras de México y, solo primeras aproximaciones para balances generales.

De acuerdo con los análisis y resultados obtenidos, es necesario trabajar en varias rutas para generar información y conocimiento que mejore el entendimiento del sistema:

- Actualizar los datos hidrométricos de la CONAGUA e incorporar la información de la Comisión Federal de Electricidad en el desarrollo de nuevas bases de datos a escala nacional.
- Analizar y revisar la información de los vasos de almacenamiento en las subcuencas hidrográficas, para analizar el impacto de las obras de infraestructura hidráulica en el comportamiento hidrológico de las subcuencas.
- Realizar revisiones de trabajos hechos en México sobre mediciones de densidad de los sedimentos, para poder incorporarlos en modelos y bases de datos.
- Generar bases de datos de mediciones de carbono, nitrógeno y fósforo, en los sedimentos,

para poder generar estimaciones de la tasa de enriquecimiento por estos elementos.

- Generar información detallada de la caracterización de las subcuencas instrumentadas, para el desarrollo de modelos predictivos de los gastos de agua y medición, a través de diferentes variables que consideren, al menos, área, topografía, vegetación, usos del suelo y su manejo, suelos, litología y clima. Es importante considerar los pequeños almacenamientos en las subcuencas, ya que éstos pueden representar contribuciones importantes en los valores de los almacenes y flujos de carbono (Downing, 2010), ver Caja 5.
- Desarrollar esquemas de balances entre los sedimentos depositados a la salida de las subcuencas y los flujos de sedimentos asociados a los gastos de agua, considerando sus diferentes orígenes.
- En lo general, es necesario el desarrollo de esquemas de modelación espacialmente explícitos, que tomen en cuenta las características de las subcuencas y las actividades humanas, para estimar la erosión, transporte de sedimentos y deposición de los mismos, considerando la interconectividad hidrológica de las acciones locales a nivel de predios y parcelas, así como la respuesta a la salida de la subcuenca.

Caja 5. Pequeñas obras de almacenamiento de agua en las cuencas

En la Figura C5.1 se muestra un ejemplo de cuencas hidrográficas supuestas como no reguladas, pero que cuentan con un gran número de pequeños almacenamientos, que reducen los escurrimientos y sedimentos esperados a la salida de la cuenca.

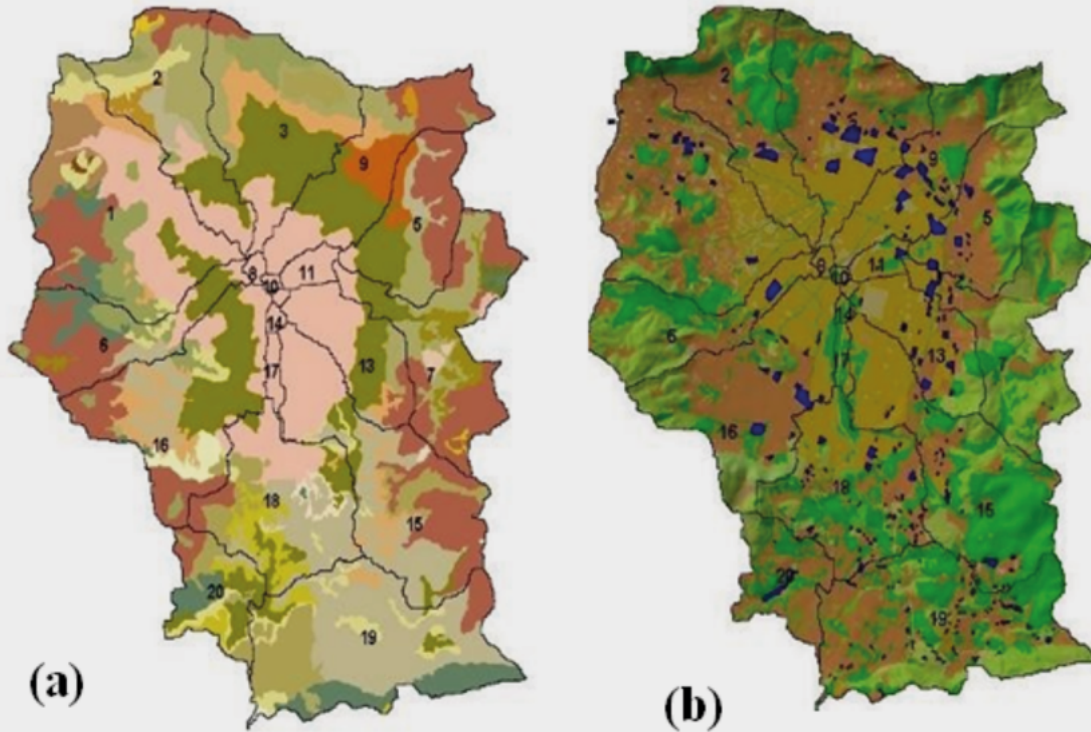


Figura C5.1. Usos del suelo en una cuenca hidrológica en México. (a) Uso del suelo derivado de información temática disponible (no actualizada) y (b) reservorios de agua en la cuenca y otros cambios del uso del suelo, valorados usando sensores remotos.

Fuente: Primer foro del Medio Ambiente Atmosférico en el Estado de Veracruz, Xalapa, Veracruz, 9 y 10 de febrero de 2006. Proyecto del Programa Hidráulico Estatal. p. 4.

Es importante continuar con los ejercicios de desarrollo de bases de datos espacialmente explícitas que permitan iniciar ejercicios nacionales de calibración de los modelos actuales y generación de nuevos modelos, tales como las bases de datos de geomorfometría (Salas y Paz, 2017), clima (Salas-Aguilar y Paz-Pellat, 2018b), clases de uso del suelo y vegetación (Paz *et al.*, 2018b), índices espectrales de vegetación (Paz *et al.*, 2018a), entre otros. Las bases de datos con información de las subcuencas instrumentadas y sin mediciones (Salas y Paz, 2018a) son un paso en la dirección de integrar datos con fines de modelación. La información de mediciones de erosión y sedimentos en parcelas (Marin-Sosa *et al.*, 2017), también permite calibrar y revisar modelos.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las estimaciones realizadas de los flujos laterales tierra-océano, deben considerarse como una primera aproximación a los balances del ciclo del carbono en México, ya que tienen niveles de incertidumbre altos, aún no cuantificados. No obstante las limitaciones de la información en México, las discusiones de este capítulo plantean la necesidad de colaboraciones entre la parte marina, costera y terrestre, particularmente bajo una visión de ciclos biogeoquímicos e hidrológicos acoplados.

Los vacíos de información definidos en los análisis, permiten trazar una agenda de trabajo hacia la generación de información que subsane las deficiencias, así como



para el desarrollo de nuevos enfoques de síntesis y modelación, que tengan en cuenta las limitaciones de la información disponible. En lo particular, la integración de los almacenes y flujos de los ecosistemas terrestres (bosques y selvas, matorrales y pastizales, agricultura, etc.) y acuáticos terrestres (ambientes ribereños, humedales de agua dulce, etc.), con los procesos hidrológicos de erosión y transporte de sedimentos, permitirán una visión integral de ciclos. Asimismo, la integración de almacenes y flujos de los ecosistemas costeros (manglares, pastos marinos, arrecifes, lagunas costeras, etc.) facultarán una visión holística de los balances generales del ciclo del carbono y otros ciclos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la CONAGUA la disponibilidad de las bases de datos de las estaciones hidrométricas y presas usadas en este capítulo. Asimismo, se agradece al Programa Mexicano del Carbono por las bases de datos generadas para su uso en las tareas de modelar los volúmenes de agua y sedimentos.

LITERATURA CITADA

- Alcocer, J. 2007. El agua epicontinental de México. *Ciencia Julio-Septiembre* 26-35.
- Alcocer, J. and F. Bernal-Brooks. 2010. *Limnology in Mexico*. *Hydrobiologia* 644:15-68.
- Anderson, H. W. 1954. Suspended sediment discharge as related to streamflow, topography, soil and land use. *Trans. AGU* 35:268-281.
- Arreguín-Cortés, F., R. Murillo F. y H. Marengo M. 2013. Inventario nacional de presas. *Tecnología y Ciencias del Agua* 4:179-185.
- Aufdenkampe, A. K., E. Mayorga, P. A. Raymond, J. M. Melack, S. C. Doney, S. R. Alin, R. E. Aalto and K. Yoo. 2011. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Coupled Biogeochemical Cycles* 9:53-60.
- Balbontín, C., C. Cruz, F. Paz and J. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. *In: R. Lal y R. Follet (eds.)*. *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect* 2nd edition. *SSSA Special Publication 57*. Madison, WI USA. pp 71-96.
- Benke, A. C. and C. E. Cushing. 2009. Streams and rivers of North America: western, northern and Mexican basins. *In: Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier pp. 425-437.
- Beusen, A. H. W., A. L. M. Dekkers, A. F. Bouwman, W. Ludwig and J. Harrison. 2005. Estimating of global river transport of sediments and associated particulate C, N, and P. *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2005GB002453.
- Bolaños, M. A., F. Paz, C. O. Cruz, J. A. Argumedo, V. M. Romero y J. C. de la Cruz. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34:271-288
- Bracken, L and J. Croke. 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Process*. 21:1749-1763.
- Brady, N. C. and R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall. USA.
- Brown, C. B. 1943. Discussion of Sedimentation in Reservoirs, by J. Wirzig. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers* 69:1493-1500.
- Brune, G. M. 1953. Trap efficiency of reservoirs. *Transactions of the American Geophysical Union* 34:407-418.
- Budyko, M. I. 1974. *Climate and Life*. Academic Press. Orlando, Florida. 508 p.
- Burdige, D. J. 2005. Burial of terrestrial organic matter in marine sediments: a re-assessment. *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2004GB002368.
- Campos-Aranda, D. F. 2012. Resultados de 35 batimetrías de la región centro-noreste de México, según el diagrama universal de sedimentación en embalses de Zhidong Zhou. *Tecnología y Ciencia del Agua* 3:163-173.
- Chappell, A., J. Baldock and J. Sanderman. 2015. The global significance of omitting soil erosion from soil organic cycling schemes. *Nature Climate Change* doi:10.1038/NCLIMATE2829.
- Chappell, A., N. P. Webb, H. Butler, C. Strong, G. H. McTainch, J. F. Leys and R. Viscarra R. 2013. Soil organic carbon dust emission: an omitted global source of atmospheric CO₂. *Global Change Biol.* 19:3238-3244.
- Cole, J. J., Y. Prairie, N. Caraco, W. McDowell, L. Tranvik, R. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg and J. Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:171-184.
- CONAFOR y UACH. 2013. Línea Base Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma Chapingo Informe Final. Jalisco, México.
- CONAGUA. 2013. Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales. Consulta de datos hidrométricos, de presas y sedimentos. Comisión Nacional del Agua, México. www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/contenido/documentos/portada%20bandas.htm (Consulta: 15 de septiembre de 2015).
- de la Peña, R., H. Hernández, G. J. Hernández, V. R. Islas y R. Terrés. 1990. La hidrometeorología en la Comisión Federal de Electricidad. *Ingeniería Hidráulica en México* Sep-Dic:31-42.
- Dedkov, A. P. and V. I. Mozzherin. 1996. Erosion and sediment yield on the Earth. *In: Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives*. IAHS Publ. No. 236. pp. 29-33.

- Dendy, F. E. and W. A. Champion. 1978. Sediment deposition in United States reservoirs. U.S. Dept. Agric. Misc. Publ. No. 1362. Washington, D.C.
- Downing, J. A. 2010. Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica* 29:9-24.
- Drake, T. W., P. A. Raymond and R. G. M. Spencer. 2018. Terrestrial carbon inputs to inland waters: a current synthesis of estimates and uncertainty. *Limnology and Oceanography Letters* 3:132-142.
- Dunne, T. 1979. Sediment yield and land use in tropical catchments. *Journal of Hydrology* 42:281-300.
- Duvert, C., N. Gratiot, O. evrard, O. Navratil, J. Némery, C. Prat and M. Steves. 2010. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands. *Geomorphology* 123:243-256.
- Elwell, H. A. 1978. Modelling soil losses in Southern Africa. *Journal of Agricultural Engineering Research* 23:111-127.
- Estrada-Gutiérrez, G., H. Silva-Hidalgo, M. L. Villalba, F. Astorga-Bustillos y B. Franco-Estrada. 2015. Tasa de acumulación de sedimentos en embalses del río Conchos, Chihuahua, México. 1er Congreso Iberoamericano sobre Sedimentos y Ecología. Querétaro, México 21-24 julio 2015. 8 p.
- FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. Rome, Italy.
- FAO. 2015. Chapter 6: Global soil status, processes and trends. *In*: FAO. Status of the World's Soil Resources. Rome, Italy.
- Fu, B. P. 1981. On the calculation of the evaporation from land Surface. *Sci. Atmos. Sin.* 51:23–31.
- García-Aragón, J. A., E. Quentin, C. Díaz-Delgado and J. R. Hunt. 2007. Watershed level análisis of sediment filling in a Mexican highland reservoir. *Limnetica* 26:209-218.
- García-Villanueva, N. H. y J. Collado. 2015. Problemas, retos y oportunidades para el desarrollo sustentable del sector hidroagrícola en México: Investigación e innovación tecnológica para el mejor aprovechamiento del agua. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. D.F., México. 242 p.
- González-Villareal, F. J., J. J. Carrillo-Sosa y J. G. F. Rivera T. 2014. Estudio para el Proyecto hidrológico para proteger la población de inundaciones y aprovechar mayor el agua (PRO-HTAB). Informe final preparado para Comisión Nacional del Agua. D.F., México.
- Gordon, D. C., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J. E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, G. Wattayakorn, F. Wulff and T. Yanagi. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. LOICZ Reports and Studies No. 5. Second Edition. LOICZ: Texel, Netherlands.
- Gracia-Sánchez, J. 1993. Sedimentación en embalses. Capítulo 18 del Manual de Ingeniería de Ríos. Comisión Nacional del Agua. D. F., México 57 p.
- Gregorich E. G., K. J. Greerb, D. W. Anderson and B. C. Liang. 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil and Tillage Research* 47 291-302.
- Guevara, M., G. Federico-Olmedo, E. Stell, Y. Yigini, Y. Aguilar D., C. Arellano H., G. E. Arévalo, C. E. Arroyo C., A. F. Fontes, J. A. Hernández H., A. R. Ibelle N., V. Loayza, A. M. Manueles, F. Mendoza J., C. Olivera, R. Osorio-Hermosilla, J. Rodríguez R., R. Roopnarine, A. Rosales I., K. A. Rosales R., G. A. Schulz, A. Spence, G. M. Vasques, R. and R. Vargas. 2018. No silver bullet for digital soil mapping: country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. *Soil* 4:173-193.
- Hargreaves, G. H and Z. A. Samani. 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied engineering in agriculture* 1: 96-99.
- Hedges, J. I., R. G. Keil and R. Benner. 1997. What happens to terrestrial organic matter in the ocean? *Org. Geochem.* 27:195-212.
- Hope, D., M. Billett and M. Cresser. 1994. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution* 84: 301-324.
- Huang, T. H., Y. Fu and P. Pan. 2012. Fluvial carbon fluxes in tropical rivers. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4:162-169.
- Hudson, P. 2000. Discharge, sediment, and channel characteristics of the Río Pánuco, México. *Yearbook (Conference of Latin Americanist Geographers)* 26:61-70.
- Hudson, P. 2003. The influence of the El Niño Southern Oscillation on suspended load variability in a seasonally humid tropical setting: Pánuco Basin, México. *Geogr. Ann.* 85A:263-275.
- Hudson, P., D. A. Hendrickson, A. C. Benke, A. Varela R., R. Rodiles H. and W. L. Minckley. 2005. Rivers of Mexico. *In*: Benke, A. C. and C.E. Cushing (eds.). *Rivers of North America*. Elsevier Academic Press, San Diego, CA. pp. 171-182.
- INEGI, INE y CONAGUA. 2007. Documento técnico del mapa Cuencas hidrográficas de México (escala 1:250 000). D.F. México 34 p.
- INEGI. 2010. Documento técnico descriptivo de la red hidrográfica escala 1:50 000. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2014a. Guía para la interpretación de la cartografía de erosión del suelo escala 1: 250 000 Serie I. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2014b. Erosión de suelos en México, escala 1: 250 000. Boletín de prensa Núm. 295/14 2014. INEGI, Aguascalientes, México. <http://www.noodles.com/view/C9D9709EF4E996E2A-BE13354CAE8408CDFD7077D?5703xxx1405376086> (consulta abril 13 de 2016).



- INEGI. 2015a. Estadísticas a propósito del día mundial del suelo (5 de diciembre): datos nacionales. Aguascalientes, México, 2 de diciembre de 2015. <http://www.inegi.org.mx/saladeprensa/aproposito/2015/suelo0.pdf> (consulta abril 13 de 2016).
- INEGI. 2015b. Conjunto de datos de erosión hídrica del suelo. Escala 1:250 000. INEGI. Aguascalientes, México. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825004223> (consulta abril 13 de 2016).
- Jacinthe, P. and R. Lal. 2001. A mass balance approach to assess carbon dioxide evolution during erosional events. *Land Degrad. Dev.* 12:329-339.
- Jansen, I. M. L. and R. B. Painter. 1974. Predicting sediment yield from climate and topography. *Journal of Hydrology* 21:371-380.
- Jansson, M. B. 1988. A global survey of sediment yield. *Geografiska Annaler* 70:81-98.
- Jencso, K and B. L. McGlynn. 2011. Hierarchical controls on runoff generation: Topographically driven hydrologic connectivity, geology and vegetation. *Water Resource Research*. 47:1-16.
- Lal, R. 1985. Soil erosion and sediment transport research to tropical Africa. *Hydrological Sciences Journal* 30:239-256.
- Lal, R. 1995. Global soil erosion by water and carbon dynamics. *In: R. Lal, J. Kimble, E. Levine and B.A. Stewart (eds.). Soil Management and Greenhouse Effect.* CRC/Lewis. Boca Raton, FL, USA. pp. 131-142.
- Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environ. Int.* 29:437-450.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627
- Lal, R. 2006. Influence of soil erosion on carbon dynamics in the world. *In: Soil Erosion and Carbon Dynamics.* Taylor and Francis Group. London pp. 23-35.
- Lal, R. and D. Pimentel. 2008. Soil erosion: a carbon sink or source? *Science* 319:1040-1042.
- Langbein, W. B. and S. A. Schumm. 1958. Yield of sediment in relation to mean annual precipitation. *Trans. AGU* 39:1076-1084
- Leopold, L. B., M. G. Wolman and J. P. Miller. 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology.* Freeman, San Francisco, CA.
- Li, M., C. Peng, M. Wang, W. Xue, K. Zhang, K. Wang, G. Shiy and Q. Zhu. 2017. The carbon flux of global rivers: A re-evaluation of amount and spatial patterns. *Ecological Indicators* 80: 40-51.
- Ludwig, W. and J. L. Probst. 1996. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochemical Cycles* 10:23-41.
- Marin-Sosa, M. I., F. Pascual-Ramírez, y F. Paz-Pellat. 2017. Bases de datos de mediciones de precipitación-escorrentía-erosión-sedimentación con énfasis en el centro de México. *Elementos para Políticas Públicas* 1: 51-74.
- Martínez-Méñez, R. López M. y E. Hernández F. 2001. Relación sedimentos – erosión en la cuenca alta del Papoalapan. XI Congreso nacional de Irrigación. Guanajuato, México 19-21/09/2001 7 p.
- Mayor, A., S. Bautista, E. Small, M. Dixon and J. Bellot. 2008. Measurement of the connectivity of runoff source areas as determined by vegetation patterns and topography: A tool for assessing potential water and soil losses in drylands. *Water Resource Research*. 44:1-13.
- Menzel, R. G. 1980. Enrichment ratios for water quality modelling. *In: W.G. Kniser (ed.). CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems.* U.S. Dept. Agric. Conserv. Res. Rep. No. 26.
- Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282:401-450.
- Meybeck, M. 1993. Riverine transport of atmospheric carbon: sources, global typology and budget. *Water, Air, and Soil Pollution* 70:443-463. pp. 486-492.
- Milliman, J. D. and R. H. Meade. 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans. *The Journal of Geology* 91:1-21.
- Mulholland, P. J. and J. W. Elwood. 1982. The role of lakes and reservoir sediments as sinks in the perturbed global carbon cycle. *Tellus* 34:490-499.
- Muñoz-Salinas, E. and M. Castillo. 2013. Sediment and water discharge assessment on Santiago and Pánuco rivers (central Mexico): the importance of topographic and climate factors. *Geografiska Annaler. Series A, Physical geography.* doi:10.1111/geoa.12007.
- Muñoz-Salinas, E. and M. Castillo. 2015. Streamflow and sediment load assessment from 1950 to 2006 in the Usumacinta and Grijalva Rivers (Southern Mexico) and the influence of ENSO. *Catena* 127:270-278.
- Oldeman, L. R. 1994. The global extent of soil degradation. *In: D.J. Greenland and I. Szabolcs (eds.). Soil Resilience and Sustainable Land Use.* CAB International. Wallingford. pp. 99-118.
- Paz, F., E. Castillo, J. C. Cabrera y E. Medrano. 2018a. Base de datos nacional de índices de vegetación: resolución espacial de 250 m y resolución temporal de 10 días. *Elementos para Políticas Públicas* 2:68-80.
- Paz, F., J. Argumedo, C. O. Cruz, J. D. Etchevers y B. de Jong. 2016. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana* 34:289-310.
- Paz, F., V. M. Romero, J. Argumedo y J. C. Cabrera. 2018b. Base de datos vectoriales multi-temporales de mapas de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000 de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:45-67.
- Paz-Pellat, F. y V. Salas-Aguilar. 2019. Base de datos de volúmenes de agua y sedimentos en subcuencas costeras de México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:41-50.
- Pelletier, J. D. 2012. A spatially distributed model for the long-term suspended sediment discharge and delivery ratio of drain-

- age basins. *Journal of Geophysical Research* doi:10.1029/2011jf002129.
- Pimentel, D. and M. Burgess. Soil erosion threatens food security. *Agriculture* 3:443-463.
- Polyakov, V. and R. Lal. 2003. Modeling soil organic matter dynamics as affected by soil water erosion. *Environment International* doi:10.1016/j.envint.2003.10.011.
- Pou-Alberú, S. y G. Pozos-Salazar. 1992. Cantidad de sedimento drenado hacia la costa del Pacífico en el Noroeste de Baja California, México. *Ciencias Marinas* 18:125-141.
- Ramírez-León, J. M. y J. Aparicio. 2009. Estimación de producción de sedimentos en cuencas. Aplicación al río Apulco, México. *Ingeniería Hidráulica en México* 24:145-157.
- Regnier, P., P. Friedlingstein, P. Ciais, F. Mackenzie, N. Gruber, I. Janssens, G. Laurelle, R. Lauerwald, S. Luyssaert, A. Andersson, S. Arndt, C. Arnosti, A. Borges, A. Dale, A. Gallego S., Y. Goddérís, N. Goossens, J. Hartmann, C. Heinze, T. Ilyina, F. Joss, D. Larowe, J. Leifeld, F. Meysman, G. Munhoven, P. Raymond, R. Spahni, P. Suntharalingam and M. Thullner. 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience* doi: 10.1038/ngeo1830.
- Renard, K. G., G. R. Foster, G. A. Weesies and J. A. Porter. 1991. RUSLE: revised universal soil loss equation. *J. Soil Water Conserv.* 46:30-33.
- Salas, V. M., y F. Paz. 2017. Desarrollo de una base de datos geomorfológica nacional. *Elementos para Políticas Públicas* 1:15-24.
- Salas, V. M., y F. Paz. 2018a. Base de datos para la estimación de sedimentos en subcuencas de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:85-92.
- Salas-Aguilar, V. M. y F. Paz-Pellat. 2018b. Desarrollo de una base de datos climática nacional anual, 1989-2012: resolución 250 m. *Elementos para Políticas Públicas* 2:19-32.
- Schiettecatte, W., D. Gabriels, W. M. Cornelis and G. Hofman. 2008. Enrichment of organic carbon in sediment transport by interrill and rill erosion processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:50-55.
- Schlesinger, W. H. and J. M. Melack. 1981. Transport of organic carbon in the world's rivers. *Tellus* 33:172-187.
- Schlünz, B. and R. Schneider. 2000. Transport of terrestrial organic carbon to the oceans by rivers: re-estimating flux- and burial rates. *International Journal of Earth Sciences* 88:599-606.
- Segura, M. A., P. Sánchez, C. A. Ortiz y M. C. Gutiérrez. 2004. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.
- SEMARNAT y CP. 2002. Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana, a escala 1:250 000. Memoria Nacional. D.F., México.
- Sharpley, A. N. 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1527-1534.
- SINA. Sistema Nacional de Información del Agua. <http://sina.coganua.gob.mx/sina/tema.php?tema=presasPrincipales&ver=-mapa#&ui-state=dialog>
- Smith, P. and D. S. Powlson. 2003. Sustainability of soil management practices - a global perspective. In: L.K. Abbott and D.V. Murphy (eds.). *Soil Biological Fertility – A Key to Sustainable Land Use in Agriculture*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands. pp. 241-254.
- Smith, S. V., S. E. Ibarra O., V. Díaz C., F. J. Aranda M., J. D. Carriquiry, B. N. Popp and O. Gonzalez Y. 2008. Sediment organic carbon in Todos Santos Bay, Baja California, Mexico. *Estuaries and Coasts* 31:719-727.
- Smith, S. V., S. Ibarra O., P. R. Boudreau and V. F. Camacho I. 1997. Comparison of Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes in Mexican Coastal Lagoons. *LOICZ Reports and Studies* 10. LOICZ, Texel, The Netherlands 89 p.
- Smith, S. V., W. H. Renwick, R. B. Buddemeier and C. J. Crossland. 2001. Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochemical Cycles* 15:697-707.
- Stallard, R. F. 1998. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles* 12:231-257.
- Starr, G. C., R. Lal, R. Malone, D. Hothrm, L. Owens and J. Kimble. 2000. Modeling soil carbon transport by water erosion processes. *Land Degradation and Development* 11:83-91.
- Syvitski, J. P. M., S. D. Peckham, R. Hilberman and T. Mulder. 2003. Predicting the terrestrial flux of sediment to the global ocean: a planetary perspective. *Sedimentary Geology* 162:5-24.
- Tranvik, L. J., J. A. Downing, J. B. Cotner, S. A. Loiselle, R. G. Striegl, T. J. Ballatore, P. Dillon, K. Finlay, K. Fortino, L. B. Knoll, P. L. Kortelainen, T. Kutser, S. Larsen, I. Laurion, D. M. Leece, S. L. McCallister, D. M. McKnight, J.M. Melack, E. Overholt, J. A. Porter, Y. Prairie, W. H. Renwick, F. Roland, B. S. Sherman, D. W. Schindler, S. Sobek, A. Tremblay, M. J. Vanni, A. M. Verschoor, E. von Wachenfledt and G. A. weyhenmeyer. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.* 54:2298-2314.
- Tranvik, L. J., J. J. Cole and Y. T. Prairie. 2018. The study of carbon in inland waters - from isolated ecosystems to players in the global carbon cycle. *Limnology and Oceanography Letters* 3:41-48.
- Turowski, J. M., D. Rickenmann and S. J. Dadson. 2010. The partitioning of the total sediment load of a river into suspended load and bedload: a review of empirical data. *Sedimentology* 57:1126-1146.
- USDA-SCS. 1983. *National Engineering Handbook*. Section 3: Sedimentation. Chapter 8: Sediment storage design criteria. Soil Conservation Service. U.S. Dept. Agric. Washington, D.C.
- USDA-SCS. 1984. *National Engineering Handbook*. Section 3: Sedimentation. Chapter 6: Sediment sources, yields, and delivery



- ratios. Soil Conservation Service. U.S. Dept. Agric., Washington, D.C.
- Vente, J., J. Poesen, M. Arabkheori and G. Verstraeten. 2007. The sediment delivery problem revisited. *Progress in Physical Geography* 31:155-178.
- Walling, D. E. 1983. The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology* 65:209-237.
- Walling, D. E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia* 410:223-240.
- Walling, D. E. 2008. The changing sediment loads of the world's rivers. *Land Reclamation* 39:3-20.
- Walling, D. E. and B. W. Webb. 1987. Material transport by the world's rivers: evolving perspectives. *Water for the Future: Hydrology in Perspective*. IAHS Publ. No. 164. pp. 313-329.
- Walling, D. E. and B. W. Webb. 1996. Erosion and sediment yield: a global overview. *In: Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives*. IAHS Publ. No. 236. pp. 3-19.
- Ward, N. D., T. Bianchi, P. Medeiros, M. Seidel, J. Richey, R. Keil and H. Sawakuchi. 2017. Where carbon goes when water flows: carbon cycling across the aquatic continuum. *Frontiers in Marine Science* 4:1-27.
- Wischmeier, W. H. and D. D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. *USDA Handbook 537*. U.S. Gov. Print. Off. Washington, D.C. 57 p.
- Zhang, L., K. Hickel, W. R. Dawes, F. H. S. Chiew, A. W. Western and P. R. Briggs. 2004. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resour. Res.* doi:10.1029/2003WR002710.
- Zhang, L., W. R. Dawes, and G. R. Walker. 1999. Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance. Technical Report 99/12. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. CSIRO Land and Water. Australia 35 p.
- Zhang, L., W. R. Dawes, and G. R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale, *Water Resour. Res.* 37:701-708.
- Zhu, A. X., P. Wang, T. Zhu, L. Chen, Q. Cai and H. Liu. 2013. Modeling runoff and soil erosion in the Three-Gorge Reservoir drainage area of China using limited plot data. *Journal of Hydrology* 492:163-175.

Capítulo 15

ECOSISTEMAS ACUÁTICOS EPICONTINENTALES

Coordinador

Javier Alcocer¹

Colaboradores

**Margarita Caballero², Ana Carolina Ruiz-Fernández³, Luis A. Oseguera-Pérez¹,
Joan Albert Sánchez-Cabeza⁴, José Daniel Cuevas-Lara⁵ e Ismael Fabián Soria-Reinoso⁵**

¹FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Estado de México, México.

²Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

³ICMyL, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, Sinaloa, México.

⁴ICMyL, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

⁵Programa de Posgrado en CMYL, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

INTRODUCCIÓN

La concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera ha aumentado sin precedentes desde el comienzo de la era industrial (1750) de 277 partes por millón (ppm) a 402.8 ± 0.1 ppm en 2016 (Le Quéré *et al.*, 2018) y no hay duda que el protagonista principal del cambio del clima actual es la especie humana a través de la generación de gases de efecto invernadero (GEI) (*i.e.* CO₂, metano CH₄, óxido nitroso N₂O, halocarbonos) producto de la combustión de combustibles fósiles y del cambio de uso del suelo (Hernández y Gaxiola, 2007).

El calentamiento en el sistema climático es inequívoco (IPCC, 2013), lo que produce consecuencias y amenazas sobre la vida, tan importantes como para generar la necesidad de una evaluación precisa de las emisiones antrópicas de CO₂ y su distribución entre la atmósfera, océano y biósfera terrestre (presupuesto o balance global) y considerar el estudio del ciclo del carbono (C) en sus diferentes reservorios como uno de los desafíos más urgentes en la investigación mundial actual (Le Quéré *et al.*, 2018). En efecto, el presupuesto global de C cuantifica el ingreso de CO₂ a la atmósfera por emisiones antrópicas (~10.7 ± 1.2 Pg C año⁻¹; 1 Pg = 10⁹ t C), pero requiere la inclusión de las variaciones en el almacenamiento de C en los ecosistemas terrestres y oceánicos a lo largo del tiempo, para poder estimar las tendencias futuras (Le Quéré *et al.*, 2018).

Sistemas acuáticos epicontinentales y ciclo global del carbono

Los sistemas acuáticos epicontinentales tenían una representación limitada en los balances y estimaciones de C a nivel global, ya que no se les consideraba como un compartimento o almacén importante en la dinámica del C (Cramer *et al.*, 2001) y se creía que sólo eran medios inactivos de transporte entre los sistemas terrestre y oceánico (Aufdenkampe *et al.*, 2011). Sin embargo, aunque las aguas epicontinentales representan una pequeña fracción de la superficie terrestre (alrededor del 1%) y del volumen de agua planetario, el desarrollo de investigaciones durante las últimas dos décadas ha demostrado que los sistemas acuáticos epicontinentales desempeñan un papel fundamental en la articulación del ciclo global del C (Hope *et al.*, 1994; Tranvik *et al.*, 2018).

A partir de 2007 (Cole *et al.*, 2007; IPCC, 2013) se aceptó ampliamente la idea de que los ecosistemas acuáticos epicontinentales no son conductos pasivos de C hacia el océano, sino que también funcionan simultáneamente como una interfaz para el intercambio de C entre los ecosistemas terrestres (sumidero en los sedimentos) y la atmósfera (fuentes de CO₂ y CH₄) (Figura 1). Asimismo, se consideran ecosistemas dinámicos que sostienen la producción primaria y secundaria y, por ende, el metabolismo y las complejas redes tróficas acuáticas (Battin *et al.*, 2009; Tranvik *et al.*, 2018). Por lo anterior, su contribución colectiva en

el ciclo de C global es considerable en comparación con los sistemas terrestres y marinos, pues pueden almacenar, procesar y liberar más de la mitad del C que reciben (Cole *et al.*, 2007; Tranvik *et al.*, 2009).

En los ecosistemas acuáticos se llevan a cabo diversas reacciones biogeoquímicas de los compuestos de C que dan por resultado un intercambio entre sus formas particuladas y disueltas (Butman y Raymond, 2011; Raymond *et al.*, 2013). Por ejemplo, por un lado, el C atmosférico es asimilado a través de la fotosíntesis con la generación de biomasa y, por otro, el carbono orgánico disuelto por intemperismo químico de las rocas, es transportado hacia el océano

a través del continuo acuático (Hope *et al.*, 1994; Le Quéré *et al.*, 2018). En este sentido, aunque gran parte del C fluvial proviene del CO₂ atmosférico, un porcentaje considerable de la fracción inorgánica es suministrado por la erosión y meteorización física y química de los carbonatos (Amiotte-Suchet *et al.*, 2003). A pesar de su importancia en los procesos biogeoquímicos, la información existente sobre los aportes de C fluvial al océano es aún insuficiente y su papel ha sido minimizado, en comparación con el de los sistemas terrestres y marinos, como sumideros de C atmosférico (IPCC, 2013; Le Quéré *et al.*, 2018; McKee *et al.*, 2004).

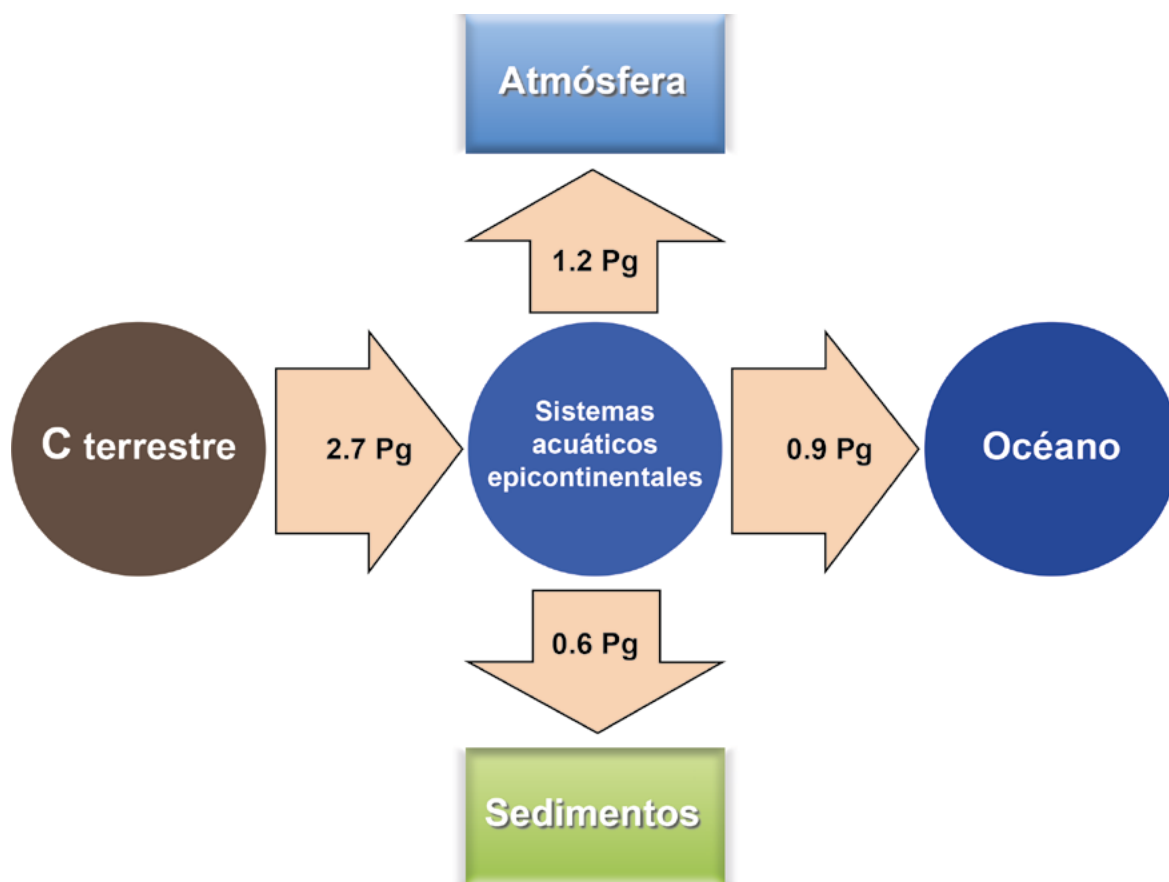


Figura 1. Efecto acumulativo de las aguas epicontinentales en el ciclo global del carbono.

Fuente: modificado de: Schlesinger y Bernhardt (2013).

La cuantificación y análisis del C en sus diferentes fracciones ayuda a comprender la importancia de la producción autóctona y del aporte alóctono y, permite calcular la eficiencia en el procesamiento de materiales y su transporte entre depósitos; por tal razón, se han realizado estimaciones en ambientes lóticos a nivel mundial (ver Caja 1), en función de la descarga de agua y la concentración de C fluvial (Degens *et al.*, 1991;

Houghton, 2007). Dichos estudios aportan información a los balances mundiales de C, por ejemplo, en el ámbito terrestre, como la pérdida de materiales por escorrentía y como aportación de carbono orgánico (CO) y carbono inorgánico (CI) desde una perspectiva marina, dado que más del 95% de los sedimentos fluviales descargados son procesados en los márgenes costeros (Geeraert *et al.*, 2018; McKee *et al.*, 2004).

Caja 1. Ambientes lénticos y lóticos

La Limnología es la ciencia que se encarga del estudio de las aguas epicontinentales. Para su análisis se dividen en dos grandes grupos: ambientes o aguas lénticas y ambientes o aguas lóticas, Figura C1.1. Las lénticas son aquellos cuerpos acuáticos *aparentemente estancados*, tales como los lagos, lagunas, estanques y presas, entre otros. En este tipo de cuerpos acuáticos, el agua se mueve principalmente en la vertical por movimientos de convección inducidos por las diferencias de temperatura (el agua caliente es más ligera y el agua fría es más pesada) asociadas con la insolación. Sin embargo, también se mueven en la horizontal a través de corrientes generadas por el viento. Las lóticas son las aguas fluyentes, tales como ríos, arroyos y corrientes, las cuales se mueven principalmente de forma horizontal, impulsadas por la gravedad (conversión de energía potencial a cinética). En el curso del río, erosionan, transportan y depositan materiales, lo que los convierte en sistemas dinámicos.



Ambiente léntico: Lago de Pátzcuaro, Michoacán.

Créditos de la fotografía: Jesús Morales Ventura.



Ambiente lótico: Arroyo de montaña.

Créditos de la fotografía: Edgar Miguel Caro Borrero



Ambiente léntico: Cinco Lagos, Montebello, Chiapas.

Créditos de la fotografía: Circe Guadalupe González Contreras.



Ambientes lóticos: Izquierda: Boca del Cerro, Cañon del Usumacinta, Derecha: confluencia de los ríos Tzendales (al frente) y Lacantún (al fondo), Río Usumacinta, Tabasco.

Créditos de las fotografías: Ismael Fabián Soria Reinoso.



Figura C1.1. Ejemplos de ambientes lénticos y lóticos.



Las aguas epicontinentales, a nivel global, reciben un aporte de C alóctono terrestre de aproximadamente $2.7 \text{ Pg C año}^{-1}$; cerca del 45% de éste se libera y es emitido como CO_2 a la atmósfera, el 22% es almacenado en los sedimentos (sumidero a largo plazo) y el 33% restante es transportado hacia el océano (Figura 1) (Cole *et al.*, 2007; Schlesinger y Bernhardt, 2013). En este sentido, en el ciclo del C, los ambientes lóticos y lénticos movilizan el C de manera distinta, pues los primeros ayudan principalmente en la exportación horizontal de los compuestos de C en los márgenes continentales, que eventualmente llegarán al océano; en comparación, los ambientes lénticos suelen tener una función de depósito y almacenamiento de C (Schlesinger y Melack, 1981; Cole *et al.*, 2007). No obstante, ambos tienen un papel importante en la emisión o captación del carbono atmosférico (Tranvik *et al.*, 2018).

Si bien, los flujos globales de C fluvial son mínimos (~ 0.8 y $1.33 \text{ Pg de C año}^{-1}$) (Huang *et al.*, 2012) y han sido poco estudiados, en comparación con los flujos en la atmósfera-biosfera ($120 \text{ Pg C año}^{-1}$) y atmósfera-océano (90 Pg C año^{-1}) (Sarin *et al.*, 2002), los sistemas fluviales actúan como el mayor conducto para la transferencia lateral de C en la interfaz continente-océano. Li *et al.* (2017a) realizaron una reestimación del flujo de C en ríos alrededor del mundo y revelaron que estos ecosistemas exportan aproximadamente 1.06 Pg de C a los océanos cada año, de los cuales 0.24 Pg como carbono orgánico disuelto (COD), 0.24 Pg como carbono orgánico particulado (COP), 0.41 Pg como carbono inorgánico disuelto (CID) y 0.17 Pg como carbono inorgánico particulado (CIP), aunque anteriormente ya se había propuesto una proporción similar, con alrededor de 40% de carbono orgánico (CO) y 60% de carbono inorgánico (CI) (Probst *et al.*, 1994). Regnier *et al.* (2013) proponen que si bien las perturbaciones antropogénicas incrementan la exportación lateral de C hacia los cuerpos de agua (1 Pg C año^{-1}), la mayor parte de este aporte es respirado y retorna a la atmósfera ($\sim 0.4 \text{ Pg C año}^{-1}$) o es secuestrado al depositarse ($\sim 0.5 \text{ Pg C año}^{-1}$) a lo largo del continuo acuático, lo que deja un impacto menor de C antropogénico que ingresa al océano.

La acumulación de C en ambientes acuáticos epicontinentales ha recibido más atención desde que se evidenció su gran capacidad de depósito. Por ejemplo, los lagos se han visto como recipientes de materia y energía que guardan información de eventos procedentes de la cuenca y la atmósfera; por tal motivo,

actualmente se han propuesto como sitios centinelas del cambio climático (Williamson *et al.*, 2009; Adrian *et al.*, 2009). Los lagos, embalses y humedales en conjunto pueden capturar C a una tasa tres veces mayor que la de los océanos, debido principalmente a su alta capacidad de productividad (Dean y Gorham, 1998). En este sentido, en los lagos el almacenamiento de CO es mucho más importante que el depósito de CI, exceptuando posiblemente ambientes salinos. Por otro lado, existe poca información de las tasas de depósito en los ambientes lóticos, aunque se cree que éstos pueden tener materiales acumulados en periodos cortos de aproximadamente décadas (Cole *et al.*, 2007).

En la década de 1990 se realizaron las primeras estimaciones de las emisiones de C en ambientes acuáticos epicontinentales, las cuales resultaron considerables teniendo en cuenta los balances regionales de C (Kling *et al.*, 1991). La investigación de las emisiones globales de CO_2 en estos ambientes ha aumentado sustancialmente en la última década, principalmente en ríos y arroyos, y en estos trabajos se ha destacado la falta de datos lo que provoca una mayor incertidumbre en los cálculos globales, pues cada estimación nueva es considerablemente mayor a la anterior (Raymond *et al.*, 2013; Wehrli, 2013; Ward *et al.*, 2017). A pesar de su importancia, los efectos de desgasificación han permanecido minimizados en las estimaciones del transporte global. Por ejemplo, dentro del *ciclo convencional del C* se ha considerado la evasión de las aguas continentales entre los flujos de la respiración por parte de los ecosistemas terrestres, a pesar de que la biota de las aguas epicontinentales, por sí sola, respira una parte importante del carbono orgánico (CO) terrestre ($1.2 \text{ Pg C año}^{-1}$) que será emitido eventualmente a la atmósfera (Cole *et al.*, 2007; Battin *et al.*, 2009).

Las emisiones de CO_2 hacia la atmósfera por parte de los ambientes lénticos también son de interés, pues de acuerdo con algunas estimaciones el 87% de las aguas superficiales de estos ambientes están sobresaturados de CO_2 (Cole *et al.*, 2007). Además, se deben considerar las diversas condiciones que pueden presentar estos sitios y que en ocasiones aceleran las tasas de emisiones, tal como ocurre en los ambientes con elevada salinidad (Duarte *et al.*, 2008) o en zonas de humedales (Abril *et al.*, 2014), sitios que aún se encuentran poco caracterizados. No obstante, su contribución a las emisiones atmosféricas es considerablemente menor si se compara con los sistemas lóticos, pues se ha estimado que en conjunto

su aporte ($\sim 0.3 \text{ Pg C año}^{-1}$) es cinco veces menor que el de los ríos y arroyos (Raymond *et al.*, 2013). Incluso, lagos y represas eutróficas, con altas tasas de producción primaria, inducen concentraciones de CO_2 por debajo del equilibrio atmosférico, lo cual permite que actúen como depósitos (Balmer y Downing, 2011).

Conocer las cantidades y los patrones espacio-temporales del flujo de C es esencial para evaluar el presupuesto mundial, pero aún no se conocen bien los efectos del cambio climático global y la intensificación de los efectos antropogénicos sobre las estimaciones (Raymond *et al.*, 2008). Es decir, debido a los cambios en la frecuencia e intensidad de precipitaciones, en los patrones de evaporación y por la construcción de presas, los flujos de C y diversos materiales hacia el océano se han modificado drásticamente (Maavara *et al.*, 2017; Regnier *et al.*, 2013; Wohl *et al.*, 2017). Además, si los impactos antrópicos continúan (*i.e.* cambio en el uso del suelo, actividades agropecuarias, deforestación, minería, generación de gases de efecto invernadero (GEI), dragado, construcciones urbanas, extracción de agua para consumo o aporte de aguas residuales, entre otros), se producirán efectos negativos sobre los presupuestos (secuestro en sedimentos y desgasificación) y el comportamiento del C y otros

nutrientes en los entornos del margen continental (Liu *et al.*, 2010; Wohl *et al.*, 2017).

A pesar de su importancia, actualmente los flujos netos de C a lo largo del continuo acuático terrestre-oceánico no están incluidos en los presupuestos globales de CO_2 como actores de importancia (Le Quéré *et al.*, 2018), pero estos aportes afectan los balances regionales de C y deben considerarse en estrategias para mitigar el cambio climático porque proporcionan información del almacenamiento, la oxidación y el transporte terrestre de C procedente de la cuenca (Battin *et al.*, 2009).

En este sentido, existe una gran necesidad de generar datos nuevos de la dinámica del C en ambientes acuáticos a nivel regional, para mejorar la precisión de las modelaciones y los balances a nivel global (Aufdenkampe *et al.*, 2011). En particular, una región de gran interés es la zona tropical, pues se conoce que el aporte de materiales a los océanos es considerablemente mayor y desproporcional en comparación con el de otras latitudes (Huang *et al.*, 2012; Ward *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2017a) (ver Caja 2). Más aún, se espera que en esta zona existan procesos metabólicos de mayor intensidad que conlleven mayores tasas de emisiones de CO_2 (Amado y Roland, 2017; Raymond *et al.*, 2013).

Caja 2. Lagos y ríos tropicales

A pesar de que se podría pensar que los lagos y ríos son iguales alrededor del mundo, esto es erróneo. Los lagos y ríos tropicales se diferencian de los templados, en muchas características por lo cual funcionan de manera muy diferente. El territorio mexicano se ubica entre las zonas tropical y subtropical (Figura C2.1)."

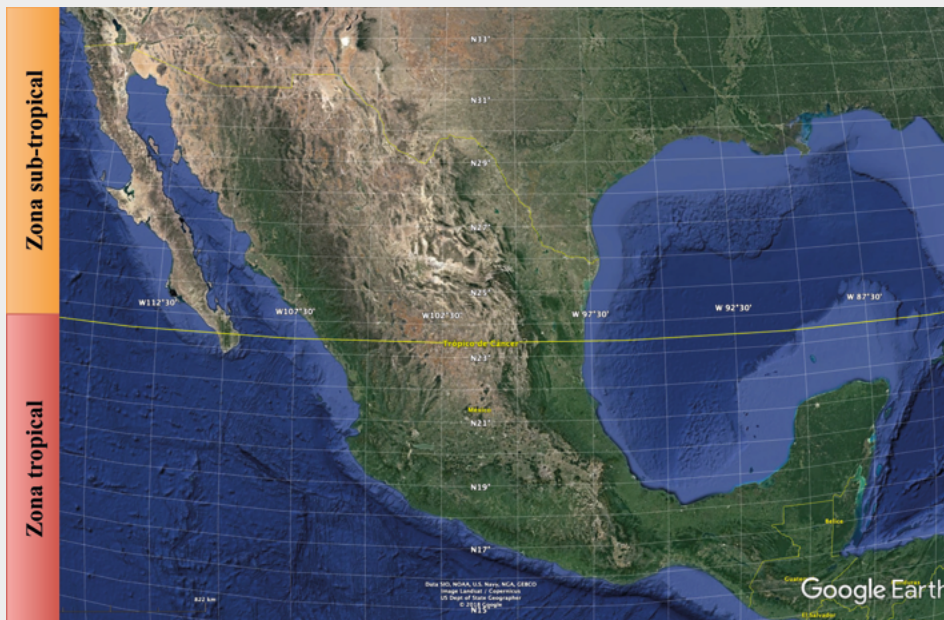


Figura C2.1. Distribución de las zonas tropical y sub-tropical en México



Caja 2. Lagos y ríos tropicales (Continuación).

Las diferencias principales son:

- La radiación solar mínima que reciben los lagos tropicales es superior a la de los lagos templados.
- La temperatura mínima del agua en los lagos tropicales es superior a la de los lagos templados.
- La temperatura promedio de los lagos tropicales es mayor que en los lagos templados.
- La diferencia de temperatura entre la capa superior e inferior de la columna de agua es menor en los lagos tropicales que en los lagos templados.
- El reciclamiento de nutrientes es mayor en los lagos tropicales que en los lagos templados.
- La producción primaria en los lagos tropicales es aproximadamente el doble que en los lagos templados.
- El nitrógeno es frecuentemente el elemento limitante de la producción primaria en los lagos tropicales mientras que en los lagos templados es el fósforo.
- La estacionalidad (lluvias-secas) en los ríos tropicales está bien definida en profundidad, velocidad de flujo, química del agua y tasas metabólicas, en comparación con los ríos templados.
- La estacionalidad de los ríos tropicales está basada primordialmente en la hidrología, a diferencia de los ríos templados, donde se asocian a la hidrología otros factores tales como la temperatura.
- La temperatura en los ríos tropicales es más alta y el porcentaje de saturación más bajo, en comparación con los templados.
- La temperatura más elevada y el metabolismo más activo, conllevan a que de los ríos tropicales presenten una menor reserva de oxígeno y más alta demanda potencial de oxígeno ante una carga orgánica dada, en comparación con los ríos templados.

Carbono en sistemas acuáticos epicontinentales de la zona tropical

La zona tropical abarca el 42.7% del área global del planeta y contribuye con el mayor porcentaje de descargas de sedimentos (~70%), agua dulce (~66%) y C (~50%) hacia los océanos a nivel mundial, debido a factores como su gran área de distribución, condiciones climáticas variables y diversos tipos de uso de suelo (Meybeck, 1982; Ludwig *et al.*, 1998; Schlünz y Schneider, 2000; Sarin *et al.*, 2002; Huang *et al.*, 2012; Tamooh *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2017a). A manera de ejemplo, con base en modelaciones de los flujos de sedimento fluvial, se ha estimado que un río de la zona tropical puede transportar 100 veces más sedimento a los océanos que un río del ártico (Syvitski y Kettner, 2011).

El C transportado por ríos tropicales presenta flujos de 0.53 Pg C año⁻¹ a los océanos, de los cuales el 39.8% es CID, el 25.7% es COD, el 9.7% es CIP y el 24.8% es COP (Huang *et al.*, 2012). Generalmente, los ríos de gran tamaño exportan grandes cantidades de COD, COP y CID a la zona tropical, debido a su amplia cuenca de drenaje y elevada descarga; más aún, los ríos que atraviesan bosques tropicales húmedos registran los valores más altos (Schlesinger y Melack, 1981; Li *et al.*, 2017a). No obstante, la magnitud y procesamiento de las fracciones de C fluvial en los sistemas tropicales ha sido escasamente caracterizado (Ward *et al.*, 2017).

En particular, los datos disponibles de las descargas de CIP son extremadamente limitados en la zona tropical (Li *et al.*, 2017a).

En la última década, se ha dado un fuerte impulso a la investigación sobre flujos de sedimentos y C fluvial dentro de las zonas tropicales (Geeraert *et al.*, 2018). En este sentido, a pesar de que el río Amazonas ha funcionado tradicionalmente como el modelo de ríos en latitudes bajas (*i.e.* Albéric *et al.*, 2017; Bouchez *et al.*, 2014; Sawakuchi *et al.*, 2017; Seidel *et al.*, 2016), la investigación del flujo de C se ha incrementado y generado datos de otros ríos grandes de la zona tropical tales como el Congo, África (*i.e.* Bouillon *et al.*, 2012; Coynel *et al.*, 2005; Probst *et al.*, 1994), Orinoco, Venezuela (Mora *et al.*, 2014), pero también de ríos pequeños de África (*i.e.* Bird *et al.*, 2008; Borges *et al.*, 2015; Brunet *et al.*, 2009; Geeraert *et al.*, 2018; Geeraert *et al.*, 2015; Tamooh *et al.*, 2014), Asia (*i.e.* Aldrian *et al.*, 2008; Hu *et al.*, 2015; Sarin *et al.*, 2002; Song *et al.*, 2016) y América (*i.e.* Abril *et al.*, 2005; Depetris y Kempe, 1993; Gallay *et al.*, 2018; Mora *et al.*, 2014).

No obstante lo anterior, aún hay muchas zonas tropicales desconocidas desde este punto de vista. En Centroamérica existen pocos trabajos realizados en ríos pequeños y sólo en zonas montañosas en Puerto Rico, Panamá y Haití (McDowell-William y Asbury, 1994; Goldsmith *et al.*, 2015; McGillis *et al.*, 2015). Por lo anterior, aún existe una gran incertidumbre, tanto en las

cifras de los flujos a nivel global, como en la variación de las regiones geográficas y su gradiente latitudinal (Ward *et al.*, 2017).

La información de los flujos de C en los lagos tropicales es incierta como para determinar si estos ambientes emiten o fijan el C atmosférico (Cole *et al.*, 1994). Se ha propuesto que los lagos tropicales pueden ser más eficientes en la producción de biomasa fitoplanctónica en comparación con los templados, bajo condiciones nutricionales dadas, debido a las altas temperaturas y a ciclos de nutrientes más eficaces (Lewis, 1996). Incluso, estos ambientes pueden ser más sensibles a los incrementos en el aporte de nutrientes, que muestran rápidamente cambios en indicadores de eutrofización en el ambiente (Lewis, 2000), lo cual tiene implicaciones en la disminución de la concentración de CO₂ (Balmer y Downing, 2011) y en el aumento tanto de la producción bioquímica de COP, como en sus posteriores tasas de depósito (Heathcote y Downing, 2012). No obstante, estudios recientes indican que este efecto de fijación de CO₂ y depósito de CO debido a la eutrofización, puede presentarse más en ambientes templados que en tropicales, pues las altas

temperaturas en sistemas tropicales pueden generar mayores tasas de respiración, por lo que la mayor parte de C se mineraliza como CO₂ y CH₄ que será emitido hacia la atmósfera (Almeida *et al.*, 2016).

Por otro lado, se ha demostrado que el reciclamiento de C y de nutrientes en los lagos tropicales grandes y profundos puede ser muy efectivo, en particular los sedimentos tienen mayor importancia en los procesos de mineralización de C, amonio y fósforo (Li *et al.*, 2017a). Las tasas de sedimentación del CO en la columna de agua indican la eficiencia de exportación de C hacia los sedimentos y puede dar idea de qué porcentaje del C introducido por la productividad primaria (PP) es removido por esta vía (Thomsen *et al.*, 2004), ver Caja 3. En los lagos tropicales grandes esta eficiencia puede ser parecida a la de sistemas marinos de igual profundidad o lagos templados grandes (Li *et al.*, 2017b). No obstante, poco se sabe de la magnitud de los flujos de COP en ambientes tropicales y cómo actúan los procesos biogeoquímicos en esta fracción, pues la mayoría de los estudios se han realizado para ambientes templados (Alcocer *et al.*, 2014a; Maxon y Harvey, 2017).

Caja 3. Metabolismo lacustre

El balance de las actividades metabólicas de los organismos en un lago se puede representar como la diferencia entre la productividad primaria bruta (PPB: la cantidad de CO₂ que es fijado en materia orgánica por fotosíntesis) y la respiración (R: la cantidad de CO₂ que es emitido hacia la atmósfera por respiración) y a esto se le denomina productividad primaria neta (PPN). La PPN de un lago puede ser negativa (R>PPN) o positiva (PPN>R), Figura C3.1, distinguiéndose dos situaciones totalmente contrastantes en cuanto al papel que los cuerpos lacustres pueden tener dentro del ciclo del carbono.

- El primer caso se trata de un sistema autotrófico (PP positiva, PPB>R) donde el lago representa un sumidero de C, que está efectivamente absorbiendo CO₂ de la atmósfera y trasladándolo como materia orgánica hacia los sedimentos.
- El segundo caso (PP negativa, PPB<R) se trata de un sistema heterotrófico donde el lago será un emisor de CO₂ hacia la atmósfera.

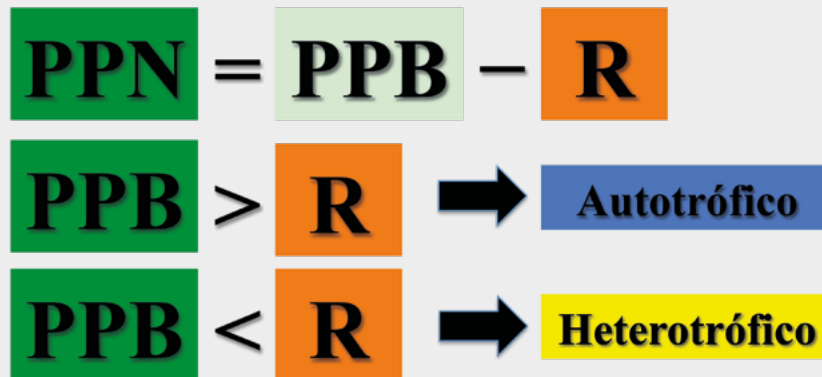


Figura C3.1. El balance entre la PPB y la R determinan el tipo de metabolismo lacustre.

Estos conceptos son teóricamente sencillos; sin embargo, en la práctica involucran variables difíciles de cuantificar, por lo que ha sido difícil establecer cuál de estos dos casos generales es el que domina en los ecosistemas acuáticos epicontinentales. Algunos trabajos sugieren que, por lo menos para latitudes templadas, la mayoría de los lagos se comportan como sistemas neutros o heterotróficos, pero en lagos tropicales, donde la PP es generalmente más elevada, se podría esperar un comportamiento autotrófico.

AGUA EPICONTINENTAL EN MÉXICO

La Caja 4 muestra algunos datos de la relevancia del agua epicontinental en México, donde se muestra la disponibilidad temporal de la precipitación, además de otros datos relevantes.

Caja 4. Datos relevantes sobre el agua epicontinental en México

- La lluvia constituye la fuente principal de abastecimiento de agua en México ($1\,449\,471 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$).
- La precipitación pluvial promedio es de 740 mm año^{-1} (1981-2010), Figura C4.1.
 - 72.2% se pierde por evapotranspiración.
 - 6.3% se infiltra.
 - 21.5% fluye por los ríos y arroyos.
- México cuenta con $450\,828 \times 10^6 \text{ m}^3$ de recursos acuáticos renovables cada año.
- La disponibilidad de agua en México presenta grandes disparidades.
 - La precipitación disminuye del SE ($3\,500 \text{ mm año}^{-1}$) al NW ($<50 \text{ mm año}^{-1}$).
 - 68% de la lluvia precipita de junio a septiembre, en la época de lluvias, Figura C4.1.
 - 80% del agua epicontinental en México se ubican por debajo de los 500 m s.n.m. , mientras que 76% de la población y 2/3 de la industria de manufactura y tierras agrícolas se encuentran en el altiplano.

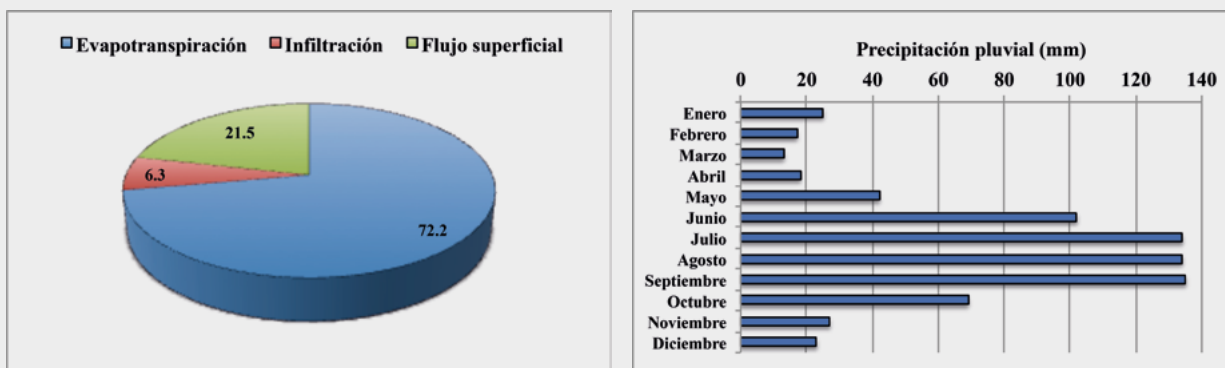


Figura C4.1. Distribución de la precipitación por componentes y en forma temporal.

- Los ríos y arroyos constituyen $633\,000 \text{ km}$ de longitud.
- 51 ríos principales poseen el 87% de escurrimiento superficial del país.
- Los lagos cubren $2\,100 \text{ km}^2$ y las presas $4\,810 \text{ km}^2$.
- Los lagos albergan un volumen de $14\,000 \times 10^6 \text{ m}^3$ y las presas $107\,000 \times 10^6 \text{ m}^3$.

Los sistemas lóticos de México se encuentran distribuidos en 37 regiones hidrográficas asociadas a la vertiente occidental del Océano Pacífico (cauces con bajo volumen de agua y pendientes rápidas y cortas), a la vertiente Oriental del Golfo de México (pendientes largas y suaves, de flujo lento y gran volumen) y a cuencas interiores o endorreicas (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010). Dos tercios del escurrimiento superficial del país corresponden a los cauces de siete ríos: Grijalva-Usumacinta, Papaloapan, Coatzacoalcos,

Balsas, Pánuco, Santiago y Tonalá; de los cuales el Grijalva-Usumacinta es la cuenca más importante por su longitud y caudal (Benke y Cushing, 2009).

De acuerdo con estimaciones realizadas con datos meteorológicos, topográficos, de descarga y de flujos de C fluvial de los continentes, se espera que en los ríos de México el flujo de COD sea bajo ($< 0.25 \text{ Tg C año}^{-1}$), el de COP sea medio en los ríos del norte del país ($0.25\text{--}1 \text{ Tg C año}^{-1}$) y bajo en los del centro y sur ($0.25\text{--}0.5 \text{ Tg C año}^{-1}$); finalmente se espera que el flujo de CID sea

medio en todos los ríos del país (0.5–1 Tg C año⁻¹), excepto en la cuenca Grijalva-Usumacinta que contaría con valores más altos incluso a nivel regional (> 2 Tg C año⁻¹) (Li *et al.*, 2017a). La cuenca exorreica del sistema Grijalva-Usumacinta está conformada principalmente por rocas sedimentarias del Cenozoico (Muñoz-Salinas y Castillo, 2015), por lo cual, la disolución o hidrólisis de minerales primarios (carbonatos y silicatos) será mayor que en otros ríos del país.

Con base en mapas mundiales de las emisiones de CO₂ de los cuerpos acuáticos generados con datos de presión parcial y velocidades de transferencia de gases, se espera que México tenga altas tasas de evasión de CO₂ en los ríos y arroyos de la parte sur (> 100 g C m⁻² año⁻¹), debido a extensiones de agua relativamente grandes y a presiones parciales y velocidades de transferencia de gases altos en estas regiones; por otro lado, se espera que la evasión de lagos y embalses sea intermedia en la parte sur (~ 15 g C m⁻² año⁻¹), y baja en la parte central y norte del país (< 6 g C m⁻² año⁻¹) (Raymond *et al.*, 2013).

Actualmente, los estudios de C en los ambientes acuáticos de México aún son escasos, y la mayoría se han realizado en cuerpos lénticos (*i.e.* Guzmán-Arias *et al.*, 2015a y b; Hernández y Gaxiola, 2007; Oseguera-Pérez *et al.*, 2014; Oseguera y Alcocer, 2015) o manglares (Herrera *et al.*, 2016), lo cual señala la necesidad de generar nueva información de lo que sucede con el C en los sistemas acuáticos de México y cómo está siendo procesado y distribuido entre los diferentes ambientes de depósito.

BASES DE LOS ANÁLISIS

Alcocer *et al.* (2018a) describen la estrategia de generación y análisis de la base de datos empleada para realizar la síntesis de la información disponible sobre los almacenes y flujos de carbono en sistemas acuáticos epicontinentales de México. En total existe información de 77 cuerpos acuáticos (Figura 2; para conocer la ubicación completa de los cuerpos acuáticos consultar a Alcocer *et al.* (2018a)).

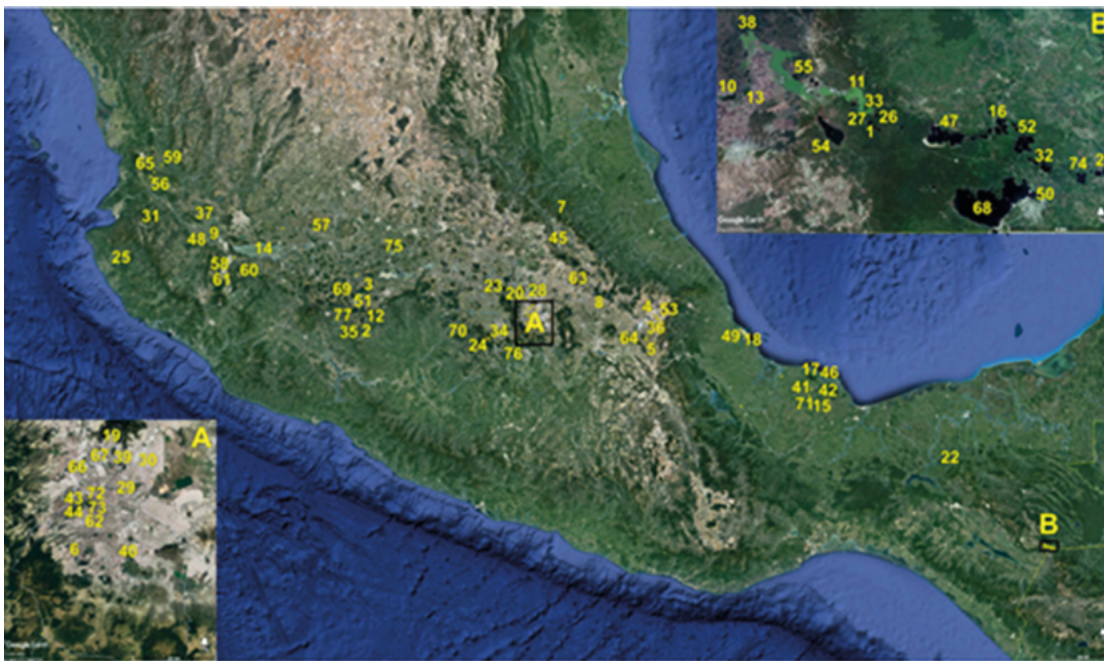


Figura 2. Ubicación de los 77 cuerpos acuáticos de los que existe información sobre carbono. (Mapa base tomado de Google Earth).
 1 = Agua Tinta, 2 = Alberca de Tacámbaro, 3 = Alberca de Teremendo, 4 = Alchichica, 5 = Aljojuca, 6 = Anzaldo, 7 = Atezca, 8 = Atlangatepec, 9 = Atotonilco, 10 = Balantetic, 11 = Bosque Azul, 12 = Burro, 13 = Chajchaj, 14 = Chapala, 15 = Chlachoapan, 16 = Cinco Lagos, 17 = Colorada, 18 = Coyol, 19 = Cuauhtepac, 20 = De Guadalupe, 21 = Dos Lagos, 22 = El Chichón, 23 = El Llano, 24 = El Sol, 25 = El Tule, 26 = Ensueño, 27 = Esmeralda, 28 = Espejo de los Lirios, 29 = Fernando Celada, 30 = Gran Canal, 31 = Juanacatlán, 32 = Kichail, 33 = La Encantada, 34 = La Luna, 35 = La Magdalena, 36 = La Preciosa, 37 = La Vega, 38 = Liquidambar, 39 = Los Remedios, 40 = Magdalena, 41 = Majahual, 42 = Manantiales, 43 = Mayor, 44 = Menor, 45 = Metztlán, 46 = Mogo, 47 = Montebello, 48 = Ojo de Agua, 49 = Olmecca, 50 = Patianu, 51 = Pátzcuaro, 52 = Pojoj, 53 = Quechulac, 54 = San José, 55 = San Lorenzo, 56 = San Pedro Lagunillas, 57 = Santa Elena, 58 = Santa Gertrudis, 59 = Santa María del Oro, 60 = Santa Rosa, 61 = Sayula, 62 = Tacubaya, 63 = Tecocomulco, 64 = Tecuítlapa, 65 = Tepetitlic, 66 = Tezozómoc, 67 = Tlalnepantla, 68 = Tzisco, 69 = Umécuaro, 70 = Valle de Bravo, 71 = Verde, 72 = Viejo, 73 = Virgilio Uribe, 74 = Yalalush, 75 = Yuriria, 76 = Zempoala, 77 = Zirahuén.



La mayoría (94.8%) de los cuerpos acuáticos aquí considerados son sistemas lénticos (lagos, presas, reservorios, estanques) y un porcentaje menor (5.2%)

son sistemas lóticos (corrientes y canales). Por su origen, se agruparon en 8 categorías (Figura 3).

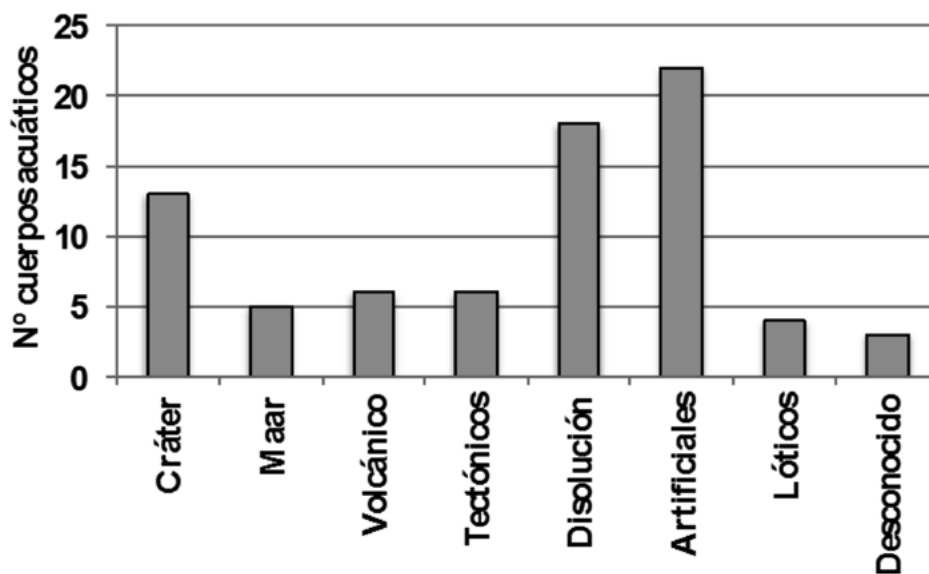


Figura 3. Origen de los cuerpos acuáticos epicontinentales de México con información sobre carbono.

La información sobre carbono en sistemas acuáticos epicontinentales procede de once estados de la República Mexicana (Figura 4), la mayor parte de ellos –salvo Chiapas– están localizados a lo largo del Eje Neovolcánico Transversal lo cual es producto, en

gran medida, a que existen cuencas con lagos en esta zona, asociadas con el tectonismo y vulcanismo de la faja volcánica, así como de una mayor presencia de instituciones de investigación en el área.

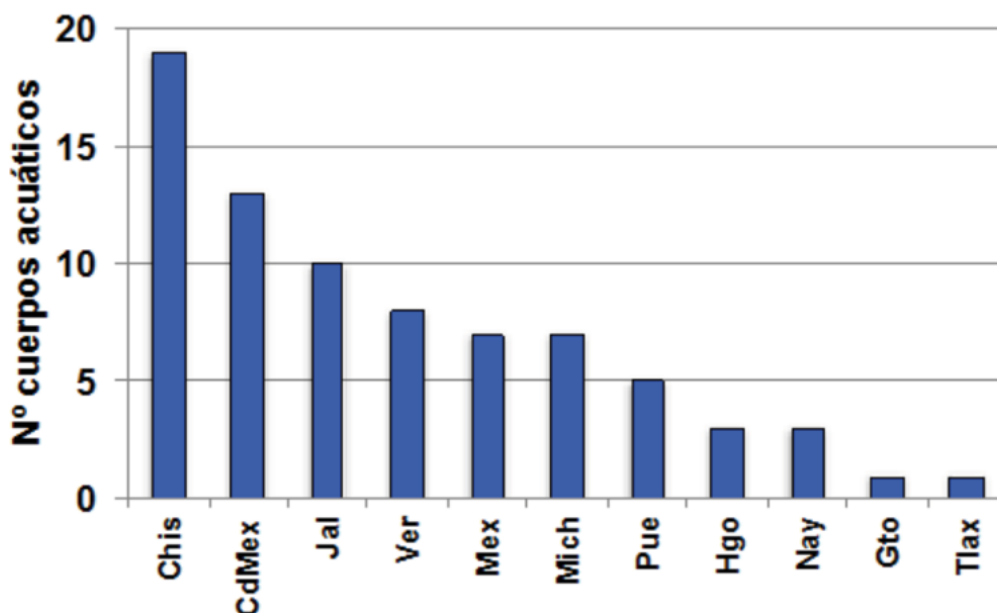


Figura 4. Número de cuerpos acuáticos epicontinentales por estado de la República Mexicana con información sobre carbono.

De acuerdo con su estado trófico (Figura 5), los cuerpos de agua son preponderantemente hipertróficos y eutróficos (37.7%), seguidos de los oligotróficos e ultraoligotróficos (23.4%) y finalmente, mesotróficos (19.5%). Un porcentaje menor (5.2%), los lóxicos, están contaminados con materia orgánica y del

restante 14.3% se desconoce su estado trófico. Dada su ubicación a lo largo del centro de México (la franja más desarrollada urbana e industrialmente y, por ende, más contaminada) no es de extrañar que el mayor número de los cuerpos acuáticos aquí mencionados sean eutróficos o hipertróficos.

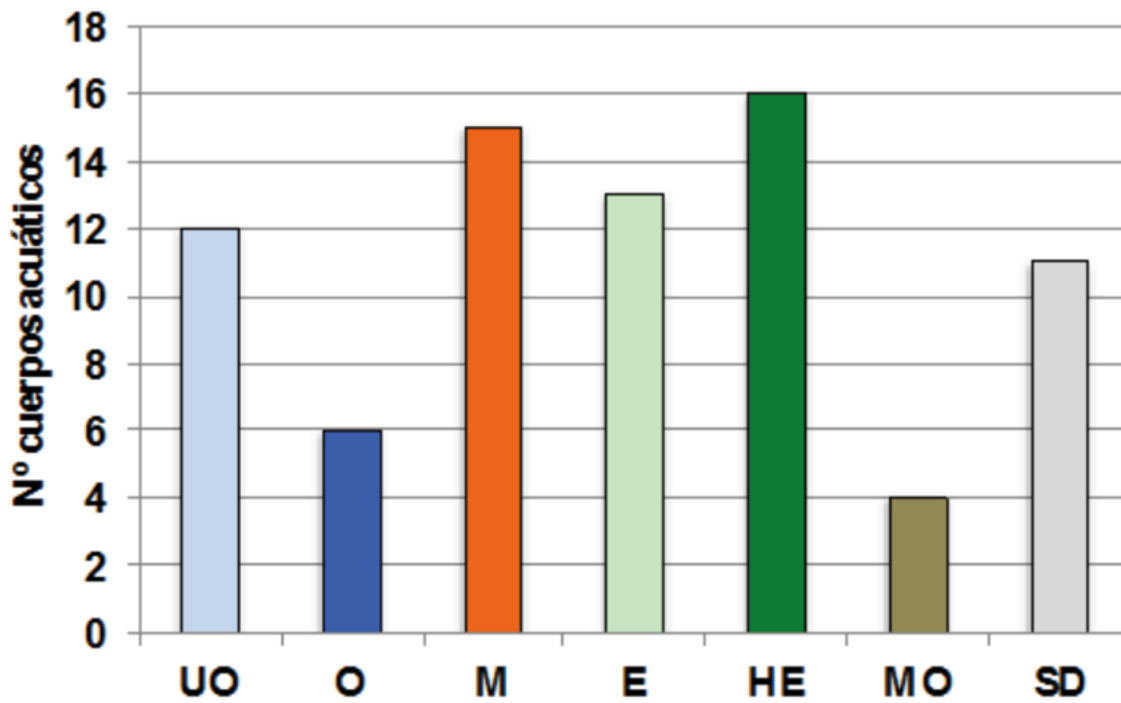


Figura 5. Estado trófico de los cuerpos acuáticos epicontinentales de México con información sobre carbono.
 UO = ultraoligotrófico, O = oligotrófico, M = mesotrófico, E = eutrófico, HE = hipertrófico, MO = con contaminación orgánica, SD = se desconoce el estado trófico.

En el extremo opuesto, los cuerpos acuáticos ultraoligotróficos se ubican en regiones remotas, relativamente alejadas de la influencia humana directa, por ejemplo, dos de ellos están en el cráter del volcán Nevado de Toluca a una altura de más de 4000 m s.n.m. (Alcocer *et al.*, 2004) y otro grupo importante se ubica en Chiapas, en el Parque Nacional Lagunas de Montebello. Sin embargo, esta última zona ya ha empezado a ser impactada por las actividades antrópicas, de manera que los ubicados en la zona NW ya han sido eutrofizados (Vera-Franco *et al.*, 2015). Los restantes lagos, Alchichica en Puebla y Zirahuén en Michoacán, son lagos profundos que no tienen afluentes directos y son turísticos lo que, de alguna manera, les ha permitido mantener su estado oligotrófico.

De los 30 trabajos publicados recopilados, 17 incluyen información sobre almacenes de carbono (agua, sedimento superficial y núcleos sedimentarios), 11 sobre flujos de carbono (verticales al sedimento, verticales a la atmósfera) y tan solo dos sobre almacenes y flujos de carbono (Alcocer *et al.*, 2018a). Con relación a los almacenes de carbono, se han evaluado en agua de 53 cuerpos acuáticos, en sedimentos superficiales de 28 y, de siete a lo largo de núcleos sedimentarios (Figura 6).

El número de cuerpos acuáticos de los que se conoce algún tipo de información sobre C (almacenes y flujos) se presenta en forma resumida en la Figura 3. La descripción a detalle del número y tipo de estudios disponibles se menciona en Alcocer *et al.* (2018a).

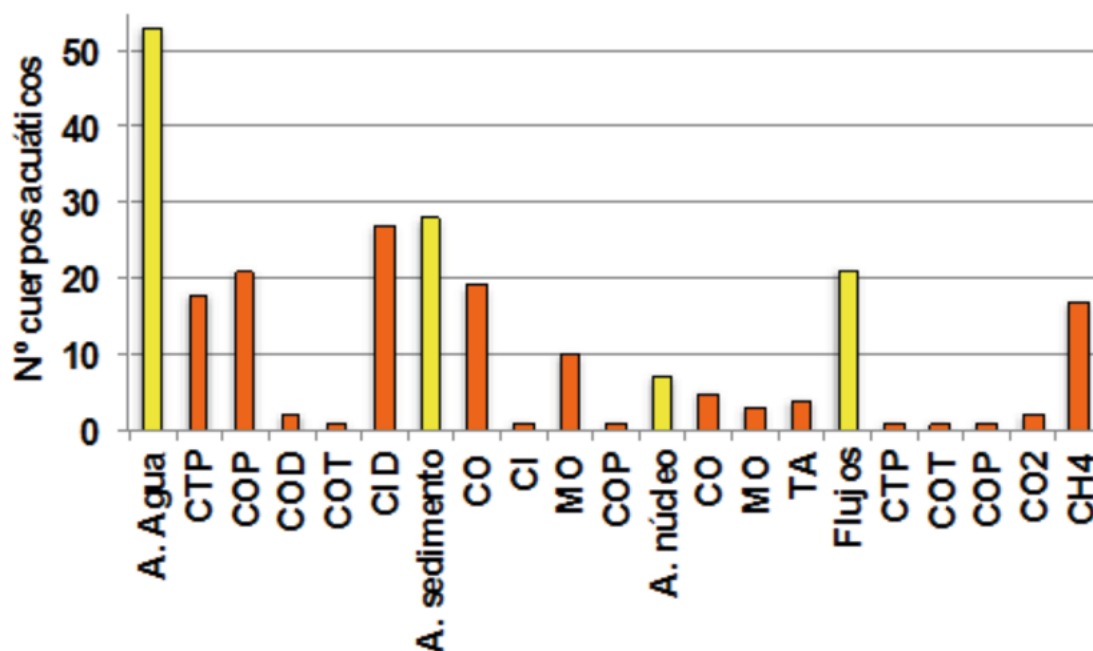


Figura 6. Número de cuerpos acuáticos epicontinentales de México con información sobre carbono. A = almacenes, TA = tasas de acumulación, Flujos = flujos verticales: agua-sedimento y agua-atmósfera.

Almacenes en agua

Los almacenes de carbono total particulado (CTP) fluctúan entre 306 y 8271 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Cuadro 1). Este caso en particular, que integra estudios procedentes del Parque Nacional Laguna de Montebello en donde se encuentran

lagos tanto oligotróficos como eutróficos, evidencia el incremento en la concentración de CTP que conlleva la eutrofización antropogénica de los lagos (Alcocer *et al.*, 2018b) con valores superiores a 1500 $\mu\text{g L}^{-1}$ y hasta más de 8000 $\mu\text{g L}^{-1}$ en los eutróficos, mientras que los oligotróficos presentan concentraciones inferiores a 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Cuadro 1. Concentraciones de carbono total particulado (CTP) medidos en cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	Estado	CTP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Ref.
Agua Tinta	CHIS	338 a 862	a, b
Balantetic	CHIS	2338	a, b
Bosque Azul	CHIS	1 684 a 4 354	a, b
Chajchaj	CHIS	3 181	a, b
Cinco Lagos	CHIS	306 a 549	a, b
Dos Lagos	CHIS	338 a 854	a, b
Ensueño	CHIS	445 a 540	a, b
Esmeralda	CHIS	664	a, b
Kichail	CHIS	1 044 a 2 396	a, b
La Encantada	CHIS	1 251 a 6 019	a, b
Liquidambar	CHIS	2 222 a 7 690	a, b

Cuadro 1. Concentraciones de carbono total particulado (CTP) medidos en cuerpos acuáticos epicontinentales de México. (Continuación).

Nombre	Estado	CTP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Ref.
Montebello	CHIS	488 a 1 156	a, b
Patianu	CHIS	1 467 a 2 719	a, b
Pojoj	CHIS	349 a 809	a, b
San José	CHIS	669 a 852	a, b
San Lorenzo	CHIS	3 166 a 8 271	a, b
Tzisco	CHIS	589 a 816	a, b
Yalalush	CHIS	334 a 617	a, b

^aOseguera y Alcocer, 2015; ^bVargas-Sánchez *et al.*, 2017.

Las concentraciones de carbono orgánico particulado (COP) en los cuerpos de agua estudiados fluctúan entre 193 y 8719 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Cuadro 2). Al igual que para el CTP, las concentraciones de COP en los cuerpos acuáticos eutróficos son superiores (> 700 y hasta $> 8000 \mu\text{g L}^{-1}$), mientras que en los oligotróficos son menores ($< 800 \mu\text{g L}^{-1}$).

Cuadro 2. Concentraciones de carbono orgánico particulado (COP) medidos en cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	Estado	COP	Unidades	Ref.
Agua Tinta	CHIS	311 a 854	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Alberca de Tacámbaro	MICH	1 510	$\mu\text{g L}^{-1}$	np
Alchichica	PUE	110 a 800	$\mu\text{g L}^{-1}$	c
Alchichica	PUE	32.46 ± 14.81	$\mu\text{mol L}^{-1}$	d
Alchichica	PUE	6.70 a 86.43	$\mu\text{mol L}^{-1}$	d
Alchichica	PUE	3.3 ± 1.4	g m^{-2}	e
Balantetic	CHIS	796 a 8 719	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Bosque Azul	CHIS	875 a 4 235	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Chajchaj	CHIS	2 200 a 5 227	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Chapala	JAL	$3 453 \pm 607$	$\mu\text{g L}^{-1}$	f
Chapala	JAL	2 620 a 4 760	$\mu\text{g L}^{-1}$	f
Cinco Lagos	CHIS	715 a 253	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Dos Lagos	CHIS	237 a 544	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Ensueño	CHIS	249 a 638	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Esmeralda	CHIS	286 a 651	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Kichail	CHIS	249 a 1 754	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
La Encantada	CHIS	724 a 5 791	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Liquidambar	CHIS	1 541 a 6 744	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b

Cuadro 2. Concentraciones de carbono total particulado (CTP) medidos en cuerpos acuáticos epicontinentales de México. (Continuación).

Nombre	Estado	COP	Unidades	Ref.
Montebello	CHIS	339 a 820	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Patianu	CHIS	276 a 1 139	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Pojoj	CHIS	239 a 565	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
San José	CHIS	384 a 1 815	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
San Lorenzo	CHIS	1 000 a 6 628	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Tzisco	CHIS	252 a 659	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b
Yalalush	CHIS	193 a 437	$\mu\text{g L}^{-1}$	a, b

^aOseguera y Alcocer, 2015; ^bVargas-Sánchez *et al.*, 2017; ^cAlcocer *et al.*, 2014b; ^dAlcocer *et al.*, 2014a; ^eGonzález-Contreras *et al.*, 2013; ^fOseguera *et al.*, 2016^a; (np = no publicado).

De carbono orgánico disuelto (COD) existe muy poca información; no obstante, de la información disponible, las concentraciones de COD en los ecosistemas estudiados van de 1.8 a 12.0 mg L^{-1} , mientras que solo hay un registro de concentración de

carbono orgánico total (COT) de 2.9% (Cuadro 3). La Alberca de Tacámbaro es eutrófica y la concentración de COD es superior ($> 10 \text{ mg L}^{-1}$) a la de los otros cuerpos acuáticos que son oligotróficos ($< 8 \text{ mg L}^{-1}$).

Cuadro 3. Concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD) medidos en cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	Estado	COD (mg L^{-1})	COT (%)	Ref.
Alberca de Tacámbaro	MICH	12.0	-	np
El Sol	MEX	7.6 a 8.0	-	np
La Luna	MEX	1.8 a 1.9	-	np
Alchichica	PUE	3.7 a 4.9	-	a
Santa María del Oro	NAY	-	2.9	b

^aAlcocer *et al.*, 2014b; ^bCaballero *et al.*, 2013; (np = no publicado).

Con respecto a la concentración de carbono inorgánico disuelto (CID) se registran concentraciones de 0 a 426.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Cuadro 4). En este caso, la concentración de CID no está relacionada con la

condición trófica, ni su origen, sino seguramente más bien a las características geológicas –herencia geológica- y/o el clima de la cuenca de drenaje.

Cuadro 4. Concentraciones de carbono inorgánico disuelto (CID) medidos en cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	Estado	CID ($\mu\text{g C g}^{-1}$)	Ref.
Alberca de Tacámbaro	MICH	23.4	a
Alberca de Tacámbaro	MICH	0.3 mg L^{-1}	np
Alberca de Teremendo	MICH	53.8	a

Cuadro 4. Concentraciones de carbono inorgánico disuelto (CID) medidos en cuerpos acuáticos epicontinentales de México. (Continuación).

Nombre	Estado	CID ($\mu\text{g C g}^{-1}$)	Ref.
Alchichica	PUE	426.8	a
Aljojuca	PUE	140.4	a
Atezca	HGO	13.3	a
Atlangatepec	TLAX	34.2	a
Atotonilco	JAL	390.4	a
Burro	MICH	6.7	a
Colorada	VER	54.8	a
Juanacatlán	JAL	13.2	a
La Magdalena	MICH	15.2	a
La Preciosa	PUR	154.8	a
La Vega	JAL	36.1	a
Metztitlán	HGO	56.3	a
Ojo de Agua	JAL	31.1	a
Pátzcuaro	MICH	122.7	a
Quechulac	PUE	73.5	a
San Pedro Lagunillas	NAY	27.3	a
Santa Gertrudis	JAL	19.3	a
Santa María del Oro	NAY	95.9	a
Santa Rosa	JAL	0.0	a
Sayula	JAL	264.4	a
Tecocomulco	HGO	44.6	a
Tecuitlapa	PUE	391.9	a
Tepetiltic	NAY	14.6	a
Yuriria	GTO	69.2	a
Zempoala	MEX	11.4	a
Zirahuén	MICH	20.0	a

^aSigala *et al.*, 2017; (np = no publicado).

Almacenes en sedimento superficial

El CO (carbono orgánico) en los sedimentos superficiales de los cuerpos acuáticos epicontinentales

de México presenta concentraciones entre $2.1 \pm 0.0 \%$ y $19.8 \pm 0.4 \%$. Por otro lado, existe información CI (carbono inorgánico) en los sedimentos superficiales de tan solo un lago con 5.4% (Cuadro 5).

Cuadro 5. Concentraciones de carbono orgánico (CO) y carbono inorgánico (CI) medidos en sedimentos superficiales de cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	Estado	CO Sed. Sup. (%)	CI Sed. Sup. (%)	Ref.
Agua Tinta	CHIS	7.8 ± 0.2	-	a
Alchichica	PUE	21.73 ± 13.90 gC m ⁻²	-	b
Alchichica	PUE	13.11 ± 15.04 a 28.72 ± 11.16 gC m ⁻²	-	b
Balantetic	CHIS	9.3 ± 0.0	-	a
Bosque Azul	CHIS	7.0 ± 0.2	-	a
Chajchaj	CHIS	2.1 ± 0.0	-	a
Chalchoapan	VER	8.0	-	c
Cinco Lagos	CHIS	19.8 ± 0.4	-	a
Dos Lagos	CHIS	15.5 ± 0.4	-	a
Esmeralda	CHIS	12.0 ± 0.1	-	a
La Encantada	CHIS	14.0 ± 0.0	-	a
Liquidambar	CHIS	3.3 ± 0.1	-	a
Montebello	CHIS	11.3 ± 0.2	-	a
Patianu	CHIS	5.3 ± 0.1	-	a
Pojoj	CHIS	15.0 ± 0.1	-	a
San José	CHIS	4.1 ± 0.0	-	a
San Lorenzo	CHIS	3.8 ± 0.1	-	a
Santa María Oro	NAY	7.4	5.4	d
Tzisco	CHIS	9.4 ± 0.2	-	a
Yalalush	CHIS	10.8 ± 0.8	-	a

^aAlcocer *et al.*, 2016; ^bPérez-Rodríguez *et al.*, 2013; ^cVázquez y Caballero, 2013; ^dRodríguez-Ramírez *et al.*, 2015.

Con respecto a la concentración de CO en la superficie del sedimento, no se encontró una relación entre el estado trófico y la concentración de CO. Sin embargo, esto no es de sorprenderse en virtud de que la cantidad de CO que llega a los sedimentos, no solo depende de la magnitud de la productividad primaria, considerando que el C autóctono es la fuente más importante, sino de la profundidad, la concentración de oxígeno disuelto, si existe un fondo anóxico y otros muchos factores más. Baste poner de ejemplo el caso Alchichica, un lago oligotrófico, que registró las concentraciones más altas de CO sedimentario. En este caso, el fitoplancton está dominado por una especie de diatomea, *Cyclotella alchichicana*, que es de gran tamaño (35-65 µm) y debido a su cubierta de ópalo (frústulo) pesada, así es que el zooplancton no

la puede consumir y se sedimenta rápidamente. Ambas características hacen que, a pesar de que se genera poco fitoplancton, la mayor parte de éste es exportado al fondo del lago (Ardiles *et al.*, 2012). Adicionalmente, Alchichica permanece estratificado térmicamente alrededor de 9 meses del año y el fondo se torna anóxico alrededor de seis meses. Esta combinación de características explica los valores elevados de CO en los sedimentos (Alcocer *et al.*, 2014b).

La concentración de materia orgánica (MO), en este caso calculada como pérdida por ignición (LOI por las siglas en inglés, Loss On Ignition), en los sedimentos superficiales de los cuerpos acuáticos epicontinentales de México fluctúa entre 5.0 y 25.3% (Cuadro 6). De forma similar al CO sedimentario, no existe una clara relación entre el estado trófico y el porcentaje de MO.

Sin embargo, existe una cierta tendencia a que ésta sea mayor en los cuerpos acuáticos eutróficos (19% promedio) que en los oligotróficos (16% promedio), aunque es claro que la diferencia es pequeña.

Cuadro 6. Concentraciones de materia orgánica (MO) medidos en sedimentos superficiales de cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	Estado	MO Sed. Sup. (%)	Ref.
Alberca de Tacámbaro	MICH	5.0	a
Alberca de Teremendo	MICH	8.8	np
Chlachoapan	VER	22.6	b
Colorada	VER	19.9	b
El Sol	MEX	13.9 ± 4.4	c
El Sol	MEX	8.4 a 22.0	c
La Luna	MEX	17.9 ± 4.18	c
La Luna	MEX	11.8 a 24.1	c
Majahual	VER	25.3	b
Manantiales	VER	24.3	b
Mogo	VER	19.9	b
Verde	VER	23.8	b
Verde (VRUI)	VER	20.0	a

^aCaballero *et al.*, 2006; ^bVázquez y Caballero, 2013; ^cOseguera *et al.*, 2016b; (np = no publicado).

Con respecto al COP en los sedimentos superficiales de los cuerpos acuáticos epicontinentales de México, solo se ha medido para el lago Alchichica y éste varía de 12 a 60 mg g⁻¹. Finalmente, las tasas de sedimentación superficial varían de 2.8 a 24.0 mm año⁻¹ (Cuadro 7).

Cuadro 7. Concentraciones de carbono orgánico particulado (COP) y tasas de sedimentación (TS) medidos en sedimentos superficiales de cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	COP Sed. Sup.	TS (mm año ⁻¹)	Ref.
Alchichica	36.3 ± 18.0 gC m ⁻²	-	a
Alchichica	17.1 a 86.5 gC m ⁻²	-	a
Alchichica	25 ± 12 mg g ⁻¹	-	b
Alchichica	12 a 60 mg g ⁻¹	-	b
Alberca de Tacámbaro	-	11.0	c
Alberca de Teremendo	-	24.0	np
Verde (VRUI)	-	2.8	c
Verde (VRUII)	-	7.9	c

^aAlcocer *et al.*, 2012a; ^bAlcocer *et al.*, 2014b; ^cCaballero *et al.*, 2006; (np = no publicado).

Almacenes a lo largo de núcleos sedimentarios

La concentración de CO a lo largo de los núcleos sedimentarios varía de 1 a 5.86%, mientras que la materia orgánica a lo largo de los núcleos sedimentarios,

en este caso calculada como pérdida por ignición (LOI), fluctúa entre 1.4 y 13%. Finalmente, las tasas de sedimentación evaluadas en núcleos sedimentarios oscilan entre 14.9 y 4000 g cm⁻² año⁻¹ (Cuadro 8).

Cuadro 8. Concentraciones de carbono orgánico (CO), materia orgánica (MO) y tasas de sedimentación (TS) medidos a lo largo de núcleos sedimentarios de cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	Estado	CO núcleo (%)	MO núcleo (%)	TS núcleo (g m ⁻² año ⁻¹)	Ref.
Alchichica	PUE	16.6 a 31.6 mg g ⁻¹	-	14.9 a 35.3	a
El Tule	JAL	1 a 4	-	-	b
Espejo de los Lirios	MEX	1.2 a 5.0	-	400 a 4 000	b
Santa Elena	JAL	1 a 3	-	-	b
Valle de Bravo	MEX	1.2 a 5.86	-	122.3 a 379.5	np
Chapala	JAL	-	1.4 a 13	-	c
El Tule	JAL	-	< 13	-	c
Santa Elena	JAL	-	6.2 a 10.2	-	c
Santa María Oro	NAY	-	-	949	d

^aAlcocer *et al.*, 2014b; ^bRuiz-Fernández *et al.*, 2004; ^cOntiveros-Cuadras *et al.*, 2014; ^dRodríguez-Ramírez *et al.*, 2015; (np = no publicado).

Flujos de carbono

Los flujos verticales de carbono total particulado (CTP) y carbono orgánico particulado (COP) solo se han evaluado para el lago Alchichica y varían de 140 a

772 mg m⁻² d⁻¹ para el primero y entre 116 y 621 mg m⁻² d⁻¹ para el segundo (Cuadro 9). Con relación al carbono orgánico total (COT) solo se ha evaluado en el embalse Valle de Bravo y éste alcanza de 122 a 380 mg m⁻² d⁻¹.

Cuadro 9. Flujos verticales de carbono total particulado (CTP), carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico particulado (COP) de cuerpos acuáticos epicontinentales de México.

Nombre	Estado	CTP (mg m ⁻² d ⁻¹)	COT (mg m ⁻² d ⁻¹)	COP (mg m ⁻² d ⁻¹)	Ref.
Alchichica	PUE	278 ± 113	-	-	a
Alchichica	PUE	181 a 772	-	-	a
Alchichica	PUE	279 ± 113	-	-	a
Alchichica	PUE	140 a 772	-	-	a
Valle de Bravo	MEX	-	122 a 380	-	b
Alchichica	PUE	-	-	260 ± 125	c
Alchichica	PUE	-	-	116 a 621	d

^aPascoe-Orrala *et al.*, 2013; ^bCarnero-Bravo *et al.*, 2015; ^cValdespino-Castillo *et al.*, 2014; ^dOseguera-Pérez *et al.*, 2013.

Con respecto a las emisiones de CO₂, la mayor fuente proviene, como era de esperarse, del lago volcánico activo El Chichón, Chiapas. Por otro lado, Alchichica, Puebla, funciona el 75% del año como fuente de CO₂ a la atmósfera con un promedio anual de $f(\text{CO}_2)$ de 224.3 ± 310.5 ppm (Guzmán-Arias *et al.*, 2015a y b). Las emisiones de CH₄ varían ampliamente entre 5 y más de 5000 mg CH₄ m⁻² d⁻¹. Más que una

correlación entre el estado trófico y las emisiones de CH₄, es el índice de estado trófico (TSI, por sus siglas en inglés), calculado con base en tres variables (profundidad del disco de Secchi y la concentración de ortofosfatos y clorofilas), como una aproximación de las entradas de nutrientes y materia orgánica, el que más se relaciona con las emisiones de CH₄ (Gonzales-Valencia *et al.*, 2014).

Cuadro 10. Emisión de dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄) de cuerpos acuáticos epicontinentales de México (* todo el lago).

Nombre	Estado	Flujos CO ₂	Unidades	Flujos CH ₄ (mg CH ₄ m ⁻² d ⁻¹)	Refs.
Alchichica	PUE	945.3 a 1 039.6	ppm CO ₂	-	a, b
Anzaldo		-	-	45 400 ± 69 700	c
Chapultepec	CDMX	-	-	500 ± 900	c
Coyol	VER	-	-	390.0 ± 89.0	d
Cuautepec	CDMX	-	-	20 ± 100	c
De Guadalupe	MEX	-	-	932.8 ± 673.5	d
El Chichón	CHIS	59.0 ± 2.5 a 164.0 ± 9.5	t CO ₂ d ⁻¹	-	e
El Chichón	CHIS	724.82 a 1 484.54	t CO ₂ km ⁻² d ⁻¹	-	e
El Chichón	CHIS	164 ± 9.5	t CO ₂ d ⁻¹	-	f
El Chichón	CHIS	320	t CO ₂ d ⁻¹ *	-	f
El Chichón	CHIS	260 a 800	t CO ₂ d ⁻¹	-	g
El Llano	MEX	-	-	114.1 ± 188.5	d
Fernando Celada	CDMX	-	-	1 200 ± 3700	c
Gran Canal	CDMX	-	-	800 ± 1 000	c
Los Remedios	MEX	-	-	2 400 ± 5 700	c
Magdalena	CDMX	-	-	2 400 ± 5 700	c
Olmeca	VER	-	-	5 247.3 ± 4 825.4	d
Tacubaya	CDMX	-	-	45 400 ± 69 700	c
Tezozómoc	CDMX	-	-	500 ± 900	c
Tlalnepantla	MEX	-	-	2 400 ± 5 700	c
Umécuaro	MICH	-	-	57.8 ± 12.2	d
Valle de Bravo	MEX	3.4	mg CO ₂ m ⁻² d ⁻¹	-	h
Virgilio Uribe	CDMX	-	-	1 200 ± 3 700	c
Zirahuén	MICH	-	-	4.9 ± 0.8	d

^aGuzmán-Arias *et al.*, 2015a; ^bGuzmán-Arias *et al.*, 2015b; ^cMartínez-Cruz *et al.*, 2017; ^dGonzalez-Valencia *et al.*, 2014; ^ePérez *et al.*, 2011; ^fMazot y Taran, 2009; ^gJácome-Paz *et al.*, 2016; ^hValdespino-Castillo *et al.*, 2014.

ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE GEI

No existe información amplia y completa sobre almacenes y flujos de carbono para las aguas epicontinentales mexicanas, tan solo estudios puntuales y, como se mencionó con antelación, geográficamente concentrados en el centro de México, a lo largo del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano, por lo cual se puede decir que dos terceras partes del territorio de la República Mexicana carece de estudios.

Por esta razón resulta aventurado el hacer una estimación confiable sobre las emisiones de GEI de los cuerpos acuáticos epicontinentales, más aún de los sistemas lóticos de los cuales para efectos prácticos, no existe información. Es de esperarse que los flujos de GEI sean altamente variables, entre tipos de ecosistemas (lénticos, lóticos, someros, profundos, extensos, pequeños, oligotróficos, eutróficos, herencia geológica, impacto antropogénico y muchas otras variables), dentro del mismo cuerpo acuático incluso y a lo largo del tiempo (intra e interanualmente).

Con el objetivo de hacer una aproximación con la mejor resolución posible al momento, en los cálculos que se presentan a continuación se consideran, por un lado, las evaluaciones realizadas con base en la información disponible para los cuerpos acuáticos epicontinentales (3 para emisiones de CO₂ y 17 para emisiones de CH₄) y compiladas en el Cuadro 10. Por el otro lado, se emplean las superficies cubiertas por los diferentes tipos de cuerpos acuáticos epicontinentales de acuerdo con el INEGI (2014).

Para lo anterior, los cuerpos acuáticos listados en la Cuadro 10 fueron clasificados y agrupados, de la mejor manera posible, de acuerdo con los cuerpos de agua que se tipifican en el Diccionario de Datos de Cuerpos de Agua (INEGI, 2014), ver Caja 5. Debido a la falta de precisión de algunas definiciones y a que el tipo de cuerpos acuático designado en las referencias (*i.e.* chinampas) no se considera en el listado, algunos cuerpos acuáticos fueron asignados a criterio de los autores al objeto espacial que mejor definía al cuerpo acuático en cuestión (Cuadro 11).

Cuadro 11. Designación de los cuerpos acuáticos epicontinentales listados en la Tabla 10 de acuerdo con la clasificación de los objetos espaciales tipificados en el Diccionario de Datos de Cuerpos de Agua (INEGI, 2014).

Nombre	Objeto espacial	Nombre	Objeto espacial
Los Remedios	Arroyo	Chapultepec	Estanque
Magdalena	Arroyo	Tezozómoc	Estanque
Tlalnepantla	Arroyo	Anzaldo	Presa
Gran Canal	Canal	De Guadalupe	Presa
Alchichica	Lago	Tacubaya	Presa
Coyol	Lago	Umécuaro	Presa
El Chichón	Lago	Valle de Bravo	Presa
El Llano	Lago	Fernando Celada	Pantano
Olmeca	Lago	Virgilio Uribe	Pantano
Zirahuén	Lago	Cuautepec	Terreno sujeto a inundación

Con base en esta clasificación y tomando en cuenta en la estimación de la extensión que cubre cada uno de estos objetos espaciales en el país, realizada por el PMC (2017), se presentan en el Cuadro 12 las estimaciones de las emisiones globales de GEI de los cuerpos acuáticos epicontinentales en la República Mexicana.

Con relación a las emisiones de CO₂, hay que considerar que se cuenta con tan solo tres cuerpos

acuáticos y que la mayoría de los datos de emisión de CO₂ disponibles provienen del lago El Chichón, Chiapas. El Chichón es un lago ubicado en un volcán activo, por lo que presenta una emisión muy superior al de un lago *normal*. Extrapolar esta información al total del área cubierta por lagos en México sería una sobreestimación y, por mucho, de la emisión de CO₂ de los lagos mexicanos. Por otro lado, se puede hacer

una primera estimación respecto a la emisión de CO₂ por parte de las presas mexicanas considerando el valor medido para Valle de Bravo (3.4 mg CO₂ m⁻² d⁻¹) y tomando en cuenta que la superficie total estimada cubierta por presas en el país es de 4 674 496 979 m², se tendría un estimado de 15 893.3 kg CO₂ m⁻² d⁻¹.

A pesar de que existe la creencia de que los lagos son importantes emisores de CO₂, particularmente los oligotróficos y mesotróficos, estudios recientes muestran que los lagos eutróficos, en particular los someros y ricos en oxígeno disuelto derivado de la fotosíntesis, no solo no emiten menos CO₂ a la atmósfera, sino que constituyen sumideros netos de CO₂

debido al depósito de C en los sedimentos (Balmer y Downing, 2011; Heathcote y Downing, 2012). La falta de datos de sistemas tropicales es un problema crítico para entender la relación entre eutroficación y flujos de C en aguas cálidas y si los ecosistemas acuáticos epicontinentales tropicales eutróficos son sumideros de C. Los pocos estudios disponibles en aguas tropicales (*i.e.* Almeida *et al.*, 2016) muestran que, a pesar de las elevadas tasas fotosintéticas y sedimentación de CO, las tasas de mineralización más elevadas de las aguas tropicales derivadas de un metabolismo bacteriano más activo a mayor temperatura dan por resultado que sean fuertes fuentes de CO₂ y CH₄.

Caja 5. Diccionario de Datos de Cuerpos de Agua

El Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2014) elaboró un Diccionario de Datos de Cuerpos de Agua de México a escala 1:50 000, Cuadro C5.1. El Diccionario de Datos es un documento normativo que está dedicado a establecer especificaciones a nivel de objetos espaciales, en este caso, cuerpos acuáticos epicontinentales. Describen cada objeto en términos de su definición, sus atributos, los dominios de valores permitidos para cada atributo, así como su representación espacial y las restricciones de integridad. Enseguida se incluyen las definiciones de los distintos cuerpos acuáticos incluidos en el presente capítulo.

Cuadro C5.1. Definiciones de los cuerpos de agua de INEGI (2014).

Cuerpos de Agua	Definición
Río	Corriente de agua natural, perenne o intermitente, que desemboca a otras corrientes, o a un embalse natural o artificial, o al mar.
Arroyo	Corriente de agua relativamente corta y de poco caudal. Es la ramificación más pequeña en un sistema de drenaje superficial.
Canal	Cauce artificial empleado para irrigación, transporte de aguas residuales o conducción en sistemas de abastecimiento o en sistemas de generación de energía eléctrica.
Lago	Depósito de agua generalmente extenso, alojado en una depresión de la superficie terrestre, sin comunicación directa con el mar.
Estanque	Depósito de agua a cielo abierto, revestido en sus paredes y fondo con un material impermeable
Vaso de la Presa (Presa)	Acumulación de agua que se forma por la obstrucción del flujo natural sobre el cauce de un río o arroyo, debido a la construcción de una presa.
Pantano	Terreno con agua estancada, de poca profundidad y fondo cenagoso, que puede presentar vegetación hidrófila.
Terreno Sujeto a Inundación	Extensión de tierra que se anega temporalmente, hasta que la infiltración y/o evaporación la desecan.

En el caso de México, la falta de datos impide comprobar lo que Almeida *et al.* (2016) encontraron. Sin embargo, considerando que la gran mayoría de los lagos mexicanos son someros (Alcocer *et al.*, 2000) y que gran parte de ellos (88%) están contaminados (SEMARNAT, 2016), se torna relevante la pregunta de si los lagos someros eutróficos mexicanos constituyen sumideros o fuentes netas de CO₂ y CH₄.

En lo que respecta a la emisión de CH₄ por parte de los cuerpos acuáticos epicontinentales de México, las estimaciones realizadas con base en la información incluida en el Cuadro 10, categorizada por cuerpos de agua definidos en el Diccionario de Datos de Cuerpos de Agua (INEGI, 2014) y extrapolado al territorio mexicano de acuerdo con las superficies calculadas por el PMC (2017) para cada tipo de cuerpo acuático se presentan en el Cuadro 12.

Cuadro 12. Emisión global de CH₄ de los cuerpos acuáticos epicontinentales de México por objeto espacial tipificado en el Diccionario de Datos de Cuerpos de Agua (INEGI, 2014).

Cuerpo acuático	t CH ₄ m ⁻² d ⁻¹	
	Promedio	Desv. Est.
Arroyo	44.48	105.65
Canal	7.28	9.10
Lago (mín)	20.22	3.30
Lago (máx)	21 653.24	19 912.25
Estanque	58.51	105.31
Presa (mín)	270.19	57.03
Presa (máx)	212 222.16	325 812.44
Pantano	30.88	95.21
Terreno sujeto a inundación	11.23	56.16

De acuerdo con lo anterior y a manera exclusivamente de ejemplo, debido a las limitaciones impuestas por la escasez de datos y a la reducida cobertura geográfica e incluso de tipos de ecosistemas representativos –particularmente lóticos-, las presas resultarían ser la fuente principal de emisión de CH₄ (270.19 ± 57.03 a 212 222.16 ± 325 812.44 t CH₄ m⁻² d⁻¹), muy por arriba de los demás tipos de ambientes acuáticos. La contaminación y eutrofización, fenómenos comunes que afectan a las presas, explican el amplio intervalo de emisiones de CH₄ registradas en éstas. Por ejemplo, en un extremo se encuentra Umécuaro, una presa meso-eutrófica, con emisiones en el orden de 57.8 ± 12.2 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, mientras que en el otro extremo se encuentran las presas eutróficas-hipertróficas Anzaldo y Tacubaya con emisiones de 45 400 ± 69 700 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, casi 800 veces mayores que Umécuaro.

En segundo lugar, muy por debajo con aproximadamente un 10% del aporte de las presas, están los lagos (20.22 ± 3.30 a 21 653.24 ± 19 912.25 t CH₄ m⁻² d⁻¹). La amplia variación en los aportes individuales está seguramente asociada, al igual que para las presas, al estado trófico de los mismos. Para ello basta comparar las emisiones del lago oligotrófico Zirahuén (4.9 ± 0.8 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) con las del lago eutrófico Olmeca (5 247.3 ± 4 825.4 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) que superan más de 1000 veces las de Zirahuén. Los demás tipos de cuerpos acuáticos contribuyen con cantidades muy pequeñas, incluyendo los pantanos lo que resulta contradictorio ya que de acuerdo con lo que se menciona en la literatura, son fuentes importantes de CH₄.

De acuerdo con Gonzalez-Valencia (2014), el 6% de los cuerpos acuáticos más contaminados contribuyen con el 77% de las emisiones totales de CH₄ en el país (*i.e.* 1.3 ± 0.4 Tg CH₄ año⁻¹). Lo anterior es de suma relevancia en vista de que se estima que el 88% de los cuerpos acuáticos mexicanos están contaminados (SEMARNAT, 2016), por lo que la emisión de GEI de México debe ser potencialmente muy elevada.

SIGUIENTES PASOS

La información disponible acerca de estimaciones de almacenes y flujos de C de cuerpos acuáticos epicontinentales de México, a la fecha, es muy reducido considerando la extensión del país y la heterogeneidad climática y topográfica presente, lo que ha propiciado una amplia diversidad y gran heterogeneidad de recursos hídricos. Por lo anterior, las estimaciones de los almacenes y flujos de C actuales reflejan altas incertidumbres. La primera fuente de incertidumbre es que, aunque se han realizado grandes esfuerzos, aún no se cuenta con un inventario preciso de recursos acuáticos epicontinentales en el país y no solo de su extensión, sino de su volumen y calidad.

La mayoría de la información sobre C en los cuerpos acuáticos epicontinentales procede del centro de México, quedando aún por conocer la zona norte y sur del país. De particular relevancia resulta la zona sur, dado que en ésta se albergan la mayor cantidad de recurso hídricos, los principales ríos y una gran cantidad de lagos asociados a la actividad de estos. Por

otro lado, en el extremo opuesto, aun siendo de menor magnitud, los recursos hídricos del norte de México son de diferente origen y por ende es de esperar que su comportamiento en relación con el C sea diferente. Por lo anterior, se hace indispensable el ampliar las estimaciones sobre C en estas dos regiones del país.

Las observaciones anteriores evidencian que es urgente el llevar a cabo un programa global para evaluar almacenes, y particularmente flujos de C, ya que en especial este último punto se encuentra muy pobremente cuantificado. Por otro lado, la contaminación orgánica y eutrofización de los recursos limnológicos es un problema muy grave del país, por lo cual hace falta reconocer si los sistemas contaminados orgánicamente y los eutróficos mexicanos resultan ser fuentes o sumideros de C, en función de que la literatura internacional ha mostrado gran incertidumbre al respecto. Existen grandes diferencias en la limnología de los cuerpos acuáticos epicontinentales templados y tropicales, lo cual impide el poder extrapolar los conocimientos de la limnología templada a la zona tropical.

En forma sintética, es necesario incrementar las evaluaciones de los almacenes, y particularmente, de los flujos de C en los diversos cuerpos acuáticos epicontinentales de México, en especial de los recursos lóticos, así como extender los estudios hacia la zona norte y muy en especial a la zona sur del país. El contar con un cubrimiento geográficamente amplio que considere todo tipo de recursos hídricos (lénticos y lóticos) aunado con una evaluación precisa no solo de las áreas de cobertura sino también de los volúmenes disponibles de lagos y ríos y, de ser posible, de su calidad, se podrá hacer una evaluación más cercana a la realidad acerca de las estimaciones de C en el país.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Es importante resaltar que existe una muy limitada disponibilidad de literatura publicada acerca del carbono de los cuerpos acuáticos epicontinentales mexicanos, tanto de almacenes como de flujos. Ahora bien, con relación a las emisiones de GEI y el depósito/captura de C de las aguas epicontinentales mexicanas, se desprende que la mayor parte de la información existente sobre C en cuerpos acuáticos epicontinentales de México es sobre almacenes y una parte menor sobre flujos. Asimismo, la mayoría de la información sobre C en cuerpos acuáticos epicontinentales de México procede de cuerpos acuáticos lénticos (lagos

y embalses); el desconocimiento sobre el papel que juegan los cuerpos acuáticos lóticos (ríos y arroyos) es casi total a pesar de que la literatura científica internacional ha mostrado que tienen un papel relevante como conductores de C de las cuencas hidrográficas hacia el mar, así como fuentes y sumideros de C, particularmente en los trópicos.

Con relación a los almacenes, estudios como los realizados en Alchichica, Puebla, han mostrado que los lagos profundos, monomícticos cálidos, tienen gran potencial para retirar CO₂ atmosférico a través de la productividad primaria, exportar este C por debajo de la termoclina hacia los sedimentos donde puede ser almacenado a largo plazo (*i.e.* secuestrado), con lo que se constituye en un importante sumidero de C. Dada la elevada actividad tectónica del país, surge la pregunta sobre la relevancia de la emisión de CO₂ por parte de los lagos volcánicos, por ejemplo, El Chichón, Chiapas. Sin embargo, hay que considerar que la presencia de este tipo de lagos no es muy común. A pesar de que la mayoría de los lagos mexicanos son someros y eutróficos, no existe suficiente información para comprobar si son fuentes de CO₂ y CH₄ o sumideros de C. La extendida contaminación antropogénica de los cuerpos acuáticos epicontinentales por la introducción de materia orgánica y fertilizantes conlleva a emisiones importantes de CH₄, lo que se refleja de manera particular en las presas.

Tomando en cuenta los compromisos internacionales suscritos por el país en materia de carbono, es urgente y de relevancia nacional contar con información validada científicamente y con cobertura nacional de los almacenes y particularmente de los flujos de carbono de los cuerpos acuáticos epicontinentales, en especial de las emisiones de CH₄ por su gran potencial como GEI. En el capítulo 14 *Inland waters del Second State of the Carbon Cycle Report -SOCCR2-* (Butman *et al.* 2018) se evidencia la reducida cantidad de información con la que se cuenta para el país y como esto imposibilita hacer estimaciones sobre carbono no solo a nivel nacional sino para Norteamérica, valoraciones de gran relevancia en materia de cambio climático regional y global. Es necesario generar una política federal de apoyo a proyectos encaminados a la evaluación del ciclo del carbono en el país enfocado en particular a los cuerpos acuáticos epicontinentales de los que al momento desconocemos su papel en medida tal que imposibilita hacer estimaciones reales y modelos predictivos.



AGRADECIMIENTOS

Esta síntesis es resultado de muchos estudios realizados por un sin número de investigadores, a todos ellos se agradece y reconoce su esfuerzo y dedicación. El trabajo de recopilación, análisis y síntesis ha sido gracias a diferentes apoyos, por lo que entre otros, se agradece a PAPIIT-UNAM (IN225517, IN216818, IN219215, IN221009, IN210806-3, ES209301, IN204597, IN203894), PINCC-UNAM (2012-14), CONACYT (103332, 49923, 41667, 34893-T, 25430-T, 0956-N9111), SEMARNAT-CONACYT (262970), FOMIX CONACYT-GOBIERNO del DF (189194), FORDECYT (273646).

LITERATURA CITADA

- Abril, G., F. Guérin, S. Richard, R. Delmas, C. Galy-Lacaux, P. Gosse, A. Tremblay, L. Varfalvy, M. A. Dos Santos and B. Matvienko. 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles* 19:1–16.
- Abril, G., J-M. Martínez, L.F. Artigas, P. Moreira-Turcq, M.F. Benedetti, L. Vidal, T. Meziane, J-H. Kim, M.C. Bernardes, N. Savoye, J. Deborde, E.L. Souza, P. Albéric, M.F. Landim de Souza and F. Roland. 2014. Amazon River carbon dioxide outgassing fuelled by wetlands. *Nature* 505:395-398.
- Adrian, R., C.M. Reilly, H. Zagarese, S.B. Baines, D.O. Hessen, W. Keller, D.M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E.V. Donk, G.A. Weyhenmeyer and M. Winder. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54:2283-2297.
- Albéric, P., M. Pérez, P. Moreira-Turcq, M. Benedetti, S. Bouillon and G. Abril. 2017. Variation of the isotopic composition of dissolved organic carbon during the runoff cycle in the Amazon River and the floodplains. *Comptes Rendus Geoscience* doi.org/10.1016/j.crte.2017.11.001
- Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez y G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27:3166-3169.
- Alcocer, J., L.A. Oseguera, E. Escobar, L. Peralta and A. Lugo. 2004. Phytoplankton biomass and water chemistry in two high-mountain tropical lakes in Central Mexico. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 36:341-345
- Alcocer, J. y F. Bernal-Brooks. 2010. *Limnology in Mexico*. *Hydrobiologia* 644:15-68.
- Alcocer, J., D.P. López-Anaya y L.A. Oseguera. 2012a. Dinámica del carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico tropical. pp. 541-547. *En: F. Paz y R. M. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.*
- Alcocer, J., E. Escobar, L.A. Oseguera y V. Ardiles. 2012b. El almacén de carbono orgánico particulado en los sedimentos de un lago oligotrófico tropical. *En: F. Paz y R.M. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 534-540.*
- Alcocer, J., A. Guzmán-Arias, L.A. Oseguera y E. Escobar. 2014a. Dinámica del carbono orgánico disuelto y particulado asociados al florecimiento de *Nodularia spumigena* en un lago tropical oligotrófico. *En: F. Paz y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 404-411.*
- Alcocer, J., A.C. Ruiz-Fernández, E. Escobar, L. Pérez-Bernal, L. Oseguera and V. Ardiles-Gloria. 2014b. Deposition, burial and sequestration of carbon in an oligotrophic, tropical lake. *Journal of Limnology* 73:223-235.
- Alcocer J., L.A. Oseguera y E. Escobar. 2016. Contenido de carbono elemental en sedimentos lacustres de un conjunto de lagos tropicales con distinto estado trófico. *En: F. Paz-Pellat, J. Wong-González y R. Torres-Alamilla (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 357-365.*
- Alcocer, J., M. Caballero, A.C. Ruiz-Fernández, L.A. Oseguera-Pérez, J.A. Sánchez-Cabeza, J.D. Cuevas-Lara y I.F. Soria-Reinoso. 2018a. Base de datos del carbono en cuerpos acuáticos epicontinentales de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:1-18.
- Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, L.A. Oseguera and O. Escolero. 2018b. Anthropogenic impacts on tropical karst lakes: “Lagunas de Montebello”, Chiapas. *Ecology* doi:10.1002/eco.2029
- Aldrian, E., T. Chen, S. Adi, N. Sudiana and S.P. Nugroho, 2008. Spatial and seasonal dynamics of riverine carbon fluxes of the Brantas catchment in East Java. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 113:1-13.
- Almeida, R.M., G.N. Nóbrega, P.C. Junger, A.V. Figueiredo, A.S. Andrade, C.G.B. de Moura, D. Tonetta, E.S. Oliveira Jr, F. Araújo, F. Rust, J.M. Piñeiro-Guerra, J.R. Jr. Mendonça, L.R. Medeiros, L. Pinheiro, M. Miranda, M.R.A. Costa, M.L. Melo, R.L.G. Nobre, T. Benevides, F. Roland, J. de Klein, N.O. Barros, R. Mendonça, V. Becker, V.L.M. Huszar and S. Kosten. 2016. High primary production contrasts with intense carbon

- emission in a eutrophic tropical reservoir. *Frontiers in Microbiology* doi: 10.3389/fmicb.2016.00717
- Amado, A. and M. Roland. 2017. Microbial role in the carbon cycle in tropical inland aquatic ecosystems. *Frontiers in Microbiology* doi:10.3389/fmicb.2017.00020
- Amiotte-Suchet, P., J. Probst and W. Ludwig. 2003. Worldwide distribution of continental rock lithology: Implications for the atmospheric/soil CO₂ uptake by continental weathering and alkalinity river transport to the oceans. *Global Biogeochemical Cycles* <https://doi.org/10.1029/2002GB001891>
- Ardiles, V., J. Alcocer, G. Vilaclara, L.A. Oseguera and L. Velasco. 2012. Diatom fluxes in a tropical, oligotrophic lake dominated by large-sized phytoplankton. *Hydrobiologia* 679:77-90.
- Aufdenkampe, A.K., E. Mayorga, P.A. Raymond, J.M. Melack, S.C. Doney, S.R. Alin, R.E. Aalto and K. Yoo. 2011. Rivers and the coupling of biogeochemical cycles. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:53-60.
- Balmer, M. y J.A. Downing. 2011. Carbon dioxide concentrations in eutrophic lakes: under saturation implies atmospheric uptake. *Inland Waters* 1:125-132.
- Battin, T.J., S. Luysaert, L. Kaplan, A. Aufdenkampe, A. Richter and L.J. Tranvik. 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience* 2:598-600.
- Benke, A.C. and C.E. Cushing. 2009. Streams and rivers of North America: western, northern and Mexican basins. *En: G.E. Likens (ed.) Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier pp. 425-437
- Bird, M.I., R. Robinson, N. Win Oo, M. Maung Aye, X. Lu, D.L. Higgitt, A. Swe, T. Tun, S. Lhaing, K. Sandar Aye, K. Mi Mi Win and T.B. Hoey. 2008. A preliminary estimate of organic carbon transport by the Ayeyarwady (Irrawaddy) and Thanlwin (Salween) Rivers of Myanmar. *Quaternary International* 186:113-122.
- Borges, A.V., F. Darchambeau, C.R. Teodoru, T.R. Marwick, F. Tamooh, N. Geeraert, F. Omengo, F. Guérin, T. Lambert, C. Morana, E. Okuku and S. Bouillon. 2015. Globally significant greenhouse-gas emissions from African inland waters. *Nature Geoscience* doi.org/10.1038/ngeo2486
- Bouchez, J., V. Galy, R.G. Hilton, J. Gaillardet, P. Moreira-Turcq, M.A. Pérez, C. France-Lanord and L. Maurice. 2014. Source, transport and fluxes of Amazon River particulate organic carbon: Insights from river sediment depth-profiles. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 133:280-298.
- Bouillon, S., A. Yambélé, R.G.M. Spencer, D.P. Gillikin, P.J. Hernes, J. Six, R. Merckx and A.V. Borges. 2012. Organic matter sources, fluxes and greenhouse gas exchange in the Oubangui River (Congo River basin). *Biogeosciences* 9:2045-2062.
- Brunet, F., K. Dubois, J. Veizer, G. Nkoue Ndong, J.R. Ndam Ngoupayou, J.L. Boeglin and J.L. Probst. 2009. Terrestrial and fluvial carbon fluxes in a tropical watershed: Nyong basin, Cameroon. *Chemical Geology* 265:563-572.
- Butman, D. y P.A. Raymond. 2011. Significant efflux of carbon dioxide from streams and rivers in the United States. *Nature Geoscience* doi.org/10.1038/ngeo1294
- Butman, D., R. Striegl, S. Stackpoole, P. del Giorgio, Y. Prairie, D. Pilcher, P. Raymond, F. Paz Pellat, and J. Alcocer. 2018. Chapter 14: Inland waters. In: N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, P. Romero-Lankao, and Z. Zhu (eds.) *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA pp. 568-595. <https://doi.org/10.7930/SOCCR2.2018.Ch14>.
- Caballero, M., A. Rodríguez, G. Vilaclara, B. Ortega, P. Roy and S. Lozano. 2013. Hydrochemistry, ostracods and diatoms in a deep, tropical, crater lake in western Mexico. *Journal of Limnology* 72:512-523
- Caballero, M., G. Vazquez, S. Lozano, A. Rodriguez, S. Sosa, A.C. Ruiz and B. Ortega. 2006. Present limnological conditions and recent (ca. 340 yr) paleolimnology of a tropical lake in the Sierra de los Tuxtlas, Eastern Mexico. *Journal of Paleolimnology* 35:83-97.
- Carnero-Bravo, V., M. Merino-Ibarra, A.C. Ruiz-Fernández, J.A. Sanchez-Cabeza and Bassam Ghaleb. 2015. Sedimentary record of water column trophic conditions and sediment carbon fluxes in a tropical water reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *Environmental Science and Pollution Research* 22:4680-4694
- Cole, J. J., N.F. Caraco, G.W. Kling and T.K. Kratz. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science* 265:1568-1570.
- Cole, J.J., Y. Prairie, N. Caraco, W. McDowell, L. Tranvik, R. Striegl, C.M. Duarte, P. Kortelainen, J.A. Downing, J.J. Middelburg and J. Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8
- Coyne, A., P. Seyler, H. Etcheber, M. Meybeck and D. Orange. 2005. Spatial and seasonal dynamics of total suspended sediment and organic carbon species in the Congo River. *Global Biogeochemical Cycles* 19:1-17.
- Cramer, W., A. Bondeau, F. Woodward, I. Prentice, R. Betts, V. Brovkin, P. Cox, V. Fisher, J. Foley, A. Friend, C. Kucharik, M. Lomas, N. Ramankutty, S. Sitch, B. Smith, A. White and C. Young-Molling. 2001. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology* 7:357-373.
- Dean, W. and E. Gorham. 1998. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26:535-538.
- Degens, E.T., S. Kempe and J.E. Richey. 1991. *Biogeochemistry of Major World Rivers*. John Wiley, Chichester. 356 p.
- Depetris, P. and S. Kempe. 1993. Carbon dynamics and sources in the Parana River. *Limnology and Oceanography* 38:382-395.



- Duarte, C.M., Y.T. Prairie., C. Montes, J.J. Cole, R. Striegl, J. Melack and J.A. Downing. 2008. CO₂ emissions from saline lakes: A global estimate of a surprisingly large flux. *Journal of Geophysical Research* doi:10.1029/2007JG000637.
- Gallay, M., A. Mora, J.M. Martínez, A. Gardel, A. Laraque, M. Sarrazin, E. Beaucher, J.-C. Doudou and C. Lagane. 2018. Dynamics and fluxes of organic carbon and nitrogen in two Guiana Shield river basins impacted by deforestation and mining activities. *Hydrological Processes* 32:17-29.
- Geeraert, N., F.O. Omengo, F. Tamooh, T. Marwick, A.V. Borges, G. Govers and S. Bouillon. 2018. Seasonal and inter-annual variations in carbon fluxes in a tropical river system (Tana River, Kenya). *Biogeosciences Discussions*. doi: 10.5194/bg-2017-31
- Geeraert, N., F.O. Omengo, S. Bouillon, A.V. Borges and G. Govers. 2015. Organic and inorganic carbon fluxes in a tropical river system (Tana River, Kenya) during contrasting wet seasons. *Geophysical Research Abstracts EGU General Assembly* 17:2015-5535.
- Goldsmith, W., B. Lyons, S. Harmon Brendan, E. Harmon, T. Carey and T. McElwee. 2015. Organic carbon concentrations and transport in small mountain rivers, Panamá. *Applied Geochemistry* doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.04.014
- González-Contreras, C., J. Alcocer-Durand y L.A. Oseguera Pérez. 2013. Variación a largo plazo de la concentración y distribución vertical del carbono orgánico particulado en el Lago Alchichica, Puebla. *En: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 315-321.*
- Gonzalez-Valencia, R., A. Sepulveda-Jauregui, K. Martinez-Cruz, J. Hoyos-Santillan, L. Dendooven and F. Thalasso. 2014. Methane emissions from Mexican freshwater bodies: correlations with water pollution. *Hydrobiologia* 721:9-22.
- Guzmán-Arias, A.P., J. Alcocer-Durand, M. Merino-Ibarra, F. García-Oliva, J. Ramírez-Zierold y L.A. Oseguera-Pérez. 2015a. Lagos tropicales profundos: ¿fuentes de CO₂ a la atmósfera o sumideros de COP a los sedimentos? *En: F. Paz Pellat, y J. Wong González y R. Torres Alamilla (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 473-480.*
- Guzmán-Arias, A., J. Alcocer, J. Ramírez-Zierold, M. Merino-Ibarra, L.A. Oseguera y F. García-Oliva. 2015b. Evaluación de un lago tropical como fuente o sumidero de CO₂ a la atmósfera (Alchichica, Puebla, México). *En: J. Alcocer, M. Merino-Ibarra y E. Escobar-Briones. (eds.). Tendencias de Investigación en Limnología Tropical: Perspectivas Universitarias en Latinoamérica. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología. México. pp. 171-176.*
- Heathcote, A.J. and J.A. Downing. 2012. Impacts of Eutrophication on Carbon Burial in Freshwater Lakes in an Intensively Agricultural Landscape. *Ecosystems* 15:60-70.
- Hernández, B. y G. Gaxiola. 2007. Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. doi: 10.13140/2.1.4413.7927
- Herrera-Silveira, J. A., R.A. Camacho., E. Pech., M. Pech., J. Ramírez. y C. Teutli. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- Hope, D., M. Billett and M. Cresser. 1994. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes 84:301-324.
- Houghton, R.A. 2007. Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 35:313-347.
- Hu, B., J. Li, N. Bi, H. Wang, H. Wei, J. Zhao and G. Li. 2015. Effect of human-controlled hydrological regime on the source, transport, and flux of particulate organic carbon from the lower Huanghe (Yellow River). *Earth Surface Processes and Landforms* 40:1029-1042.
- Huang, T.H., Y. Fu and P. Pan. 2012. Fluvial carbon fluxes in tropical rivers. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4:162-169.
- INEGI. 2014. Diccionario de Cuerpos de Agua Escala 1:50 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Ags.
- IPCC. 2013. Resumen para responsables de políticas. *En: V.B. y P.M.M. Stocker, D. Qin, G.K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels y Y. Xia (eds.). Cambio Climático 2013. Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambridge. NY. Estados Unidos de América.*
- Jácome-Paz, M.P., Y. Tarán, S. Inguaggiato and N. Collard. 2016. CO₂ flux and chemistry of El Chichón crater lake (México) in the period 2013–2015: Evidence for the enhanced volcano activity. *Geophysical Research Letters* 43:127-134.
- Kling, G.W., G.W. Kippbut and M.C. Miller. 1991. Arctic lakes and streams as gas conduits to the atmosphere: Implications for tundra carbon budgets. *Science* 251:298-301.
- Le Quééré, C., R. Andrew, P. Friedlingstein, S. Sitch, J. Pongratz, A. Manning, J. Ivar, G. Peters, J. Canadell, R. Jackson, T. Boden, P. Tans, O. Andrews, V. Arora, D. Bakker, L. Barbero, M. Becker, R. Betts, L. Bopp, F. Chevalier, L. Chini, P. Ciais, C. Cosca, J. Cross, K. Currie, T. Gasser, I. Harris, J. Hauck, V. Haverd, R. Houghton, C. Hunt, G. Hurtt, T. Ilyina, A. Jain, E. Kato, M. Kautz, R. Keeling, K. Klein, A. Körtzinger, P. Landschützer, N. Lefèvre, A. Lenton, S. Lienert, I. Lima, D.

- Lombardozzi, N. Metzl, F. Millero, P. Monteiro, D. Munro, J. Nabel S. Nakaoka, Y. Nojiri, X. Padin, A. Peregón, B. Pfiel, D. Pierrot, B. Poulter, G. Rehder, J. Reiner, C. Rödenbeck, J. Schwinger, R. Séférian, I. Skjelvan, B. Stocker, H. Tian, B. Tilbrook, F. Tubiello, I. T. Vander Laan-Luijkx, G. Werf, S. Van Heuven, N. Viovy, N. Vuichard, A. Walker, A. Watson, A. Wiltshire, S. Zaehle and D. Zhu. 2018. Global carbon budget 2017. *Earth System Science Data* 10:405-448.
- Lewis, W.M. 1996. Tropical lakes: How latitude makes a difference. *En: F. Schiemer and K. T. Boland (eds.). Perspectives in Tropical Limnology*. SPB Academic Publishers, Amsterdam pp. 43-64.
- Lewis, W.M. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes y Reservoirs: Research y Management* 5:35-48.
- Li, J., E. Brown, S. Crowe and S. Katsev. 2017b. Sediment geochemistry and contributions to carbon and nutrient cycling in a deep meromictic tropical lake: Lake Malawi (East Africa). *Journal of Great Lakes Research*. doi:10.1016/j.jglr.2017.12.001
- Li, M., C. Peng, M. Wang, W. Xue, K. Zhang, K. Wang, G. Shiy and Q. Zhu. 2017a. The carbon flux of global rivers: A re-evaluation of amount and spatial patterns. *Ecological Indicators* 80:40-51.
- Liu, K.-K., L. Atkinson, R. Quiñones y L. Talaue-McManus. 2010. Carbon and Nutrient Fluxes in Continental Margins. A Global Synthesis. *International Geosphere-Biosphere Programme; The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm*. doi: 10.1007/978-3-540-92735-8
- Ludwig, W., P. Amiotte-Suchet, G. Munhoven and J. Probst. 1998. Atmospheric CO₂ consumption by continental erosion: Present-day controls and implications for the last glacial maximum. *Global and Planetary Change* 16-17:107-120.
- Maavara, T., R. Lauerwald, P. Regnier and P. Van Cappellen, P. 2017. Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nature Communications* doi: 10.1038/ncomms15347
- Martinez-Cruz, K., R. Gonzalez-Valencia, A. Sepulveda-Jauregui, F. Plascencia-Hernandez, Y. Belmonte-Izquierdo and F. Thalasso. 2017. Methane emission from aquatic ecosystems of Mexico City. *Aquatic Sciences* 79:159-169.
- Maxon, J. and A. Harvey. 2017. Carbon, nitrogen and phosphorus content of seston and zooplankton in tropical Lake Malawi: Implications for zooplankton nutrient cycling. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 21:185-192.
- Mazot, A. and Y. Taran. 2009. CO₂ flux from the volcanic lake of El Chichón (México). *Geofísica Internacional* 48:73-83.
- McDowell-William, H. and E. Asbury-Clyde. 1994. Export of carbon, nitrogen, and major ions from three tropical mountain watersheds. *Limnology and Oceanography* doi: 10.4319/lo.1994.39.1.0111.
- McGillis, W.R., D. Hsueh, Y. Zheng, M. Markowitz, R. Gibson, G. Bolduc, J. Fevrin, W. Thys, J. Noel, Z. Paine, K. Wang, R. Hoering, P. Hakimdavar and P. Culligan. 2015. Carbon transport in rivers of southwest Haiti. *Applied Geochemistry* 63:563-572.
- McKee, B.A., R. Aller, M. Allison, T. Bianchi and G. Kineke. 2004. Transport and transformation of dissolved and particulate materials on continental margins influenced by major rivers: Benthic boundary layer and seabed processes. *Continental Shelf Research* 24:899-926.
- Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282:401-450.
- Mora, A., A. Laraque, P. Moreira-Turcq and J. Alfonso. 2014. Temporal variation and fluxes of dissolved and particulate organic carbon in the Apure, Caura and Orinoco rivers, Venezuela. *Journal of South American Earth Sciences* 54:47-56.
- Muñoz-Salinas, E. and M. Castillo. 2015. Streamflow and sediment load assessment from 1950 to 2006 in the Usumacinta and Grijalva Rivers (Southern Mexico) and the influence of ENSO. *Catena* 127:270-278.
- Ontiveros-Cuadras J.F., A.C. Ruiz-Fernández, J.A. Sanchez-Cabeza, L.H. Pérez-Bernal, J.L. Sericano, M. Preda, L. Liong Wee Kwong and F. Páez-Osuna. 2014. Trace element fluxes and natural potential risks from 210Pb-dated sediment cores in lacustrine environments at the Central Mexican Plateau. *Science of the Total Environment* 468-469:677-687
- Oseguera L.A. y J. Alcocer. 2015. Concentración y distribución vertical del carbono particulado (total y orgánico) en los lagos de Montebello, Chiapas. *En: F. Paz Pellat, J. Wong González y R. Torres Alamilla (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 457-463.*
- Oseguera L.A., J. Alcocer, R.M Prol-Ledesma y A.S Membriello-Abad. 2016a. Distribución del carbono orgánico particulado y la biomasa fitoplanctónica en un lago tropical somero. *En: F. Paz Pellat, J. Wong González y R. Torres Alamilla (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 385-391.*
- Oseguera-Pérez, L.A., J. Alcocer-Durand y B. Hernández-Hernández. 2013. Variación del flujo de carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande. *En: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 328-334.*



- Oseguera-Pérez, L., J. Alcocer-Durand y H. Brenda. 2014. Variación del flujo de carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande. *En*: F. Paz, J. Wong, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 328-334.
- Oseguera, L.A., J. Alcocer y E. Escobar. 2016b. Macroinvertebrados bentónicos de dos lagos tropicales de alta montaña en el volcán Nevado de Toluca, en el centro de México. *Hidrobiológica* 26:419-432.
- Pascoe-Orrala T., J. Alcocer y L.A. Oseguera. 2015. Evaluación de las diferencias de los flujos de carbono particulado en la zona pelágica de un lago tropical profundo. *En*: J. Alcocer, M. Merino-Ibarra, E. Escobar-Briones (eds.). Tendencias de Investigación en Limnología Tropical: Perspectivas Universitarias en Latinoamérica. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología. México. pp. 165-170.
- Pascoe-Orrala, T., J. Alcocer-Durand y L.A. Oseguera-Pérez. 2013. Variación horizontal de los flujos de carbono particulado en un lago tropical. *En*: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 343-348.
- Pérez N.M., P.A. Hernández, G. Padilla, D. Nolasco, J. Barrancos, G. Melián, E. Padrón, S. Dionis, D. Calvo, F. Rodríguez, K. Notsu, T. Mori, M. Kusakabe, M.C. Arpa, P. Reniva and M. Ibarra, 2011. Global CO₂ emission from volcanic lakes. *Geology* 39:235-238.
- Pérez-Rodríguez Vania J., J. Alcocer-Durand, L.A. Oseguera-Pérez y E.G. Escobar-Briones. 2013. Dinámica del carbono en sedimentos y biomasa expresada como carbono de los MIB de la zona litoral de Alchichica, Puebla. *En*: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 307-314.
- PMC. 2017. Estadísticas y mapas de cuerpos de agua epicontinentales. Serie 2 (1993), Serie 2.5 (1999), Serie 3 (2002), Serie 4 (2007), Serie 5 (2011), Serie 6 (2014) y Serie 6.5 (2016) – Escala 1:250,000. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México.
- Probst, J.L., J. Mortatti and Y. Tardy. 1994. Carbon river fluxes and weathering CO₂ consumption in the Congo and Amazon river basins. *Applied Geochemistry* doi: 10.1016/0883-2927(94)90047-7
- Raymond, P.A., J. Hartmann, R. Lauerwald, S. Sobek, C. McDonald, M. Hoover, D. Butman, R. Striegl, E. Mayorga, C. Humborg, P. Kortelainen, H. Dür, M. Meybeck, P. Ciais and Y.P. Guth. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature* doi: 10.1038/nature12760
- Raymond, P.A., N. Oh, R. Turner and W. Broussard. 2008. Anthropogenically enhanced fluxes of water and carbon from the Mississippi River. *Nature* 451:449-452.
- Regnier, P., P. Friedlingstein, P. Ciais, F. Mackenzie, N. Gruber, I. Janssens, G. Laurelle, R. Lauerwald, S. Luysaert, A. Andersson, S. Arndt, C. Arnosti, A. Borges, A. Dale, A. Gallego-Sala, Y. Goddérís, N. Goossens, J. Hartmann, C. Heinze, T. Ilyina, F. Joss, D. Larowe, J. Leifeld, F. Meysman, G. Munhoven, P. Raymond, R. Spahni, P. Suntharalingam and M. Thullner. 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience* doi: 10.1038/ngeo1830
- Rodríguez-Ramírez, A., M. Caballero, P. Roy, B. Ortega, G. Vázquez-Castro and S. Lozano-García. 2015. Climatic variability and human impact during the last 2000 years in western Mesoamerica: evidences of late Classic (AD 600-900) and Little Ice Age drought events. *Climate of the Past* 11:1239 – 1248.
- Ruiz-Fernández, A.C., F. Páez-Osuna, J. Urrutia-Fucugauchi, M. Predac and I. Rehault. 2004. Historical trace metal fluxes in the Mexico City Metropolitan Zone as evidenced by a sedimentary record from the Espejo de los Lirios lake. *Journal of Environmental Monitoring* 6:473-480.
- Sarin, M.M., A. Sudheer and K. Balakrishna. 2002. Significance of riverine carbon transport: A case study of a large tropical river, Godavari (India). *Science in China (Series C)* 45:97-108.
- Sawakuchi, H.O., V. Neu, N. Ward, M. Barros, A. Valerio, W. Gagne-Maynard and J. Richey. 2017. Carbon Dioxide Emissions along the Lower Amazon River. *Frontiers in Marine Science* 4:1-12.
- Schlesinger, W. and E. Bernhardt. 2013. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Third Edition
- Schlesinger, W. and J.M. Melack. 1981. Transport of organic carbon in the world's rivers. *Tellus* 33:172-187.
- Schlünz, B. and R. Schneider. 2000. Transport of terrestrial organic carbon to the oceans by rivers: re-estimating flux- and burial rates. *International Journal of Earth Sciences* doi: 10.1007/s005310050290
- Seidel, M., T. Dittmar, N. Ward, A. Krusche, J. Richey, P. Yager and P. Medeiros. 2016. Seasonal and spatial variability of dissolved organic matter composition in the lower Amazon River. *Biogeochemistry* 131:281-302.
- SEMARNAT. 2016. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde. Edición 2015. SEMARNAT. México.

- Sigala, I., M. Caballero, A. Correa-Metrio, S. Lozano-García, G. Vázquez, L. Perez and E. Zawisza. 2017. Basic limnology of 30 continental waterbodies of the Trans-Mexican Volcanic Belt across climatic and environmental gradients. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 69:313-330.
- Song, C., G. Wang, X. Sun, R. Chang and T. Mao. 2016. Control factors and scale analysis of annual river water, sediments and carbon transport in China. *Scientific Reports* doi: 10.1038/srep25963
- Syvitski, J.P.M. and A. Kettner. 2011. Sediment flux and the Anthropocene. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369:957-975.
- Tamooh, F., A. Borges, F. Meysman, K. Van Den Meersche, F. Dehairs, R. Merckx and S. Bouillon. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon and aquatic metabolism in the Tana River basin, Kenya. *Biogeosciences* 10:6911-6928.
- Tamooh, F., F. Meysman, A. Borges, T. Marwick, K. Van Den Meersche, F. Dehairs, R. Merckx and S. Bouillon. 2014. Sediment and carbon fluxes along a longitudinal gradient in the lower Tana River (Kenya). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 119:1340-1353.
- Thomsen, U., B. Thamdrup, D. Stahl and D. Canfield. 2004. Pathways of organic oxidation in deep lacustrine sediment, Lake Michigan. *Limnology and Oceanography* 46:2046-2057.
- Tranvik, L.J., J. Downing, J. Cotner, S. Loiselle, R. Striegl, T. Ballatore, P. Dillon, K. Finlay, K. Fortino, L. Knoll, P. Kortelainen, T. Kutser, S. Larsen, I. Laurion, D. Leech, S. McCallister, D. McKnight, J. Melack, E. Overholt, J. Porter, Y. Prairie, W. Renwick, F. Roland, B. Sherman, D. Schindler, S. Sobek, A. Tremblay, M. Vanni, A. Verschoor, E. von Wachenfeldt and G. Weyhenmeyer. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* doi:10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298
- Tranvik, L.J., J.J. Cole and Y.T. Prairie. 2018. The study of carbon in inland waters — from isolated ecosystems to players in the global carbon cycle. *Limnology and Oceanography letters* 3:41-48.
- Valdespino-Castillo, P.M., M. Merino-Ibarra, J. Jiménez-Contreras, F.S. Castillo-Sandoval and J.A. Ramírez-Zierold. 2014. Community metabolism in a deep (stratified) tropical reservoir during a period of high water-level fluctuations- *Environmental Monitoring and Assessment* 186:6505-6520.
- Vargas-Sánchez, M., E.M. Rivera-Herrera, J. Alcocer-Durand y L.A. Oseguera-Pérez. 2017. Distribución del carbono orgánico particulado en lagos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. *En: F. Paz Pellat y R. Torres Alamilla (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 166-171.*
- Vázquez, G. y M. Caballero. 2013. The structure and species composition of the diatom communities in tropical volcanic lakes of eastern Mexico. *Diatom Research* 28:77-91.
- Vera-Franco M.N., P. Hernández-Victoria, J. Alcocer, V. Ardiles y L.A. Oseguera. 2015. Concentración y distribución vertical de la clorofila-a fitoplanctónica en los lagos de Montebello, Chiapas. *En: J. Alcocer, M. Merino-Ibarra, E. Escobar-Briones (eds.). Tendencias de Investigación en Limnología Tropical: Perspectivas Universitarias en Latinoamérica. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología. México. pp. 107-114.*
- Ward, N.D., T. Bianchi, P. Medeiros, M. Seidel, J. Richey, R. Keil and H. Sawakuchi. 2017. Where carbon goes when water flows: carbon cycling across the aquatic continuum. *Frontiers in Marine Science* 4:1-27.
- Wehrli, B. 2013. Conduits of the carbon cycle. *Nature* 503:346-347.
- Williamson, C.E., J.E. Saros and D.W. Schindler. 2009. Climate change sentinels of change. *Science* 323:887-888.
- Wohl, E., R. Hall, K. Lininger, N. Sutfin and D. Walters. 2017. Carbon dynamics of river corridors and the effects of human alterations. *Ecological Monographs* 87:379-409.



Capítulo 16

HUMEDALES DE AGUA DULCE

Coordinadora

María Elizabeth Hernández-Alarcón¹

Colaboradores

**Fernando Paz-Pellat², Alejandro A. Hernández-Sánchez¹, Ben de Jong³
y Alma Velázquez-Rodríguez⁴**

¹Red de Manejo Biotecnológico, Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz, México.

²GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillos, Montecillos, Estado de México, México.

³Unidad Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México.

⁴Facultad de Ciencias, Campus El Cerrillo, Toluca, Estado de México, México.

INTRODUCCIÓN

Las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y vapor de agua, han aumentado considerablemente a partir de la revolución industrial, sobre todo debido al uso de combustibles fósiles y al cambio de uso del suelo, lo que ha ocasionado cambios en el clima que ponen en peligro a los ecosistemas y la sobrevivencia del ser humano en el planeta. De acuerdo con el reporte del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), la captura de carbono por los ecosistemas puede ser una alternativa de bajo costo para mitigar el calentamiento global (IPCC, 2007). Los humedales se consideran uno de los ecosistemas más productivos del planeta, por lo que desempeñan un papel importante en el almacenamiento de CO₂ atmosférico (Kayranli *et al.*, 2010).

En el contexto de México, los humedales se definen en la Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2013) como: *zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénegas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional, las áreas en donde el suelo es predominantemente hídrico y, las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos por la descarga natural de acuíferos.* En un lenguaje más sencillo se puede decir que los humedales son zonas normalmente planas, en donde la superficie del suelo se cubre de

agua de forma permanente o estacional; el agua puede ser dulce, salada o salobre. Sin embargo, no todo suelo que se llena de agua es considerado un humedal, para eso, la inundación debe ser suficientemente larga para que prospere flora acuática y el suelo desarrolle características hídricas.

De acuerdo con Olmsted (1993), México poseía el 0.6% de los humedales de todo el mundo, lo que corresponde, aproximadamente a 3 318 500 ha, de las cuales 1 567 000 ha corresponden a superficies estuarinas o humedales costeros (Contreras y Warner, 2004) y 1 751 500 ha a humedales continentales (De La Lanza y García-Calderón, 1995). El Inventario Nacional de Humedales (CONAGUA, 2017), reportó que México tiene 6331 humedales, de los cuales, por sus características, 142 son humedales de importancia internacional, de acuerdo con la convención Ramsar (1971). Con base en el tipo de las comunidades vegetales, los humedales herbáceos identificados en el país son carrizales, popales, juncales y potreros inundables (Moreno-Casasola *et al.*, 2010), ver Caja 1, mientras que los humedales arbóreos incluyen manglares, selvas y palmares inundables, así como bosque de franjas de vegetación ribereña en los ríos (Moreno-Casasola *et al.*, 2012), ver Caja 2.

Este capítulo se enfoca en los humedales de agua dulce, tanto costeros como continentales. En las costas mexicanas existen gradientes salinos que dan lugar a diferentes tipos de humedales, de mayor a menor salinidad, donde se encuentran los pastos marinos, los manglares, las selvas inundables y los humedales herbáceos (Moreno-Casasola e Infante-Mata, 2016); por lo que son estos dos últimos tipos de humedales costeros

los que se incluyen en este capítulo. Los humedales, continentales o interiores, incluyen humedales herbáceos en las orillas de grandes lagos como Xochimilco, en el Distrito Federal, Pátzcuaro en Michoacán y Chapala en Jalisco; planicies de inundación de grandes ríos y humedales alimentados por aguas subterráneas como los humedales de cuatro Ciénegas en Coahuila. Si bien, en los

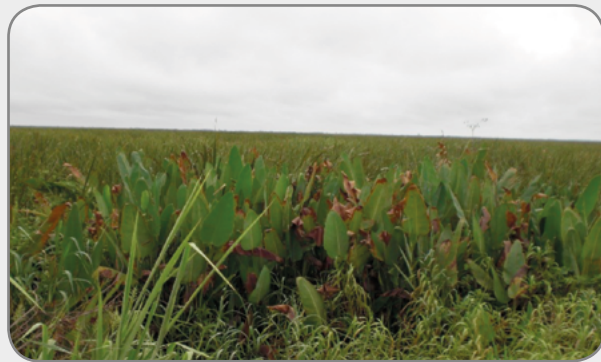
últimos años la importancia de los humedales en México ha adquirido presencia en discusiones ambientales y de cambio climático, son todavía los manglares los tipos de humedales más identificados y estudiados, mientras que el estudio y delimitación los humedales de agua dulce es más reciente y se conoce mucho menos de ellos.

Caja 1. Diferentes humedales herbáceos de agua dulce

La Figura C1.1 muestra fotografías de humedales herbáceos de agua dulce costeros con diferente tipo de vegetación.



Humedal con *Typha* sp. en las orillas, llamado tular



Humedal con *Thalia geniculata*, llamado popal



Humedal con una mezcla de *Pontederia sagittata* y *Sagittaria lancifolia*, llamado popal

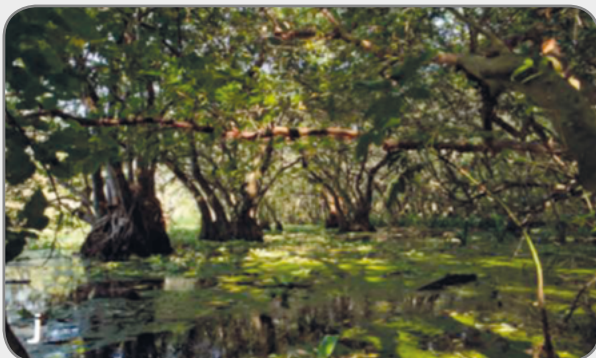


Humedal con *Pragmites* sp. llamado juncal

Figura C1.1. Humedales herbáceos de agua dulce costeros, característicos del sureste de México.
Fotos: M. E. Hernández

Caja 2. Diferentes humedales arbóreos de agua dulce

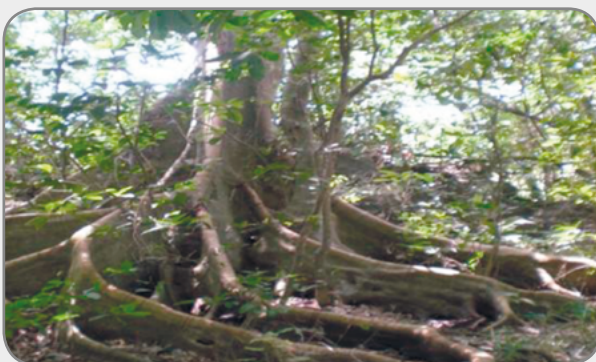
La Figura C2.1 muestra fotografías de selvas y palmares inundables (dos humedales arbóreos de agua dulce) con diferentes especies de árboles.



Selva inundable de *Anona glabra*



Selva inundable de *Pachira aquatica*



Selva inundable de *Ficus* sp.



Palmar inundable de *Roystonea dunlapiana*

Figura C2.1. Selvas y palmares inundables, características de las costas del sureste de México.

Fotos: M. E. Hernández.

Los humedales naturales ocupan solo entre el 4 y el 6% de la superficie de la tierra (Mitsch y Gosselink, 2007), no obstante, se consideran de suma importancia globalmente por su potencial para almacenar carbono. Dicha capacidad se debe a la alta productividad de la vegetación de los humedales, que captura el CO₂ atmosférico y lo convierte en carbono orgánico mediante la fotosíntesis (Pant *et al.*, 2003). Cuando los residuos de las plantas llegan al suelo, éstos se descomponen lentamente debido a las condiciones anaerobias que predominan en los suelos de humedales, favoreciendo la acumulación de carbono (Adhikari *et al.*, 2009; Hernández, 2010). La descomposición de la materia orgánica en los humedales es un proceso que está en función de factores como la temperatura, humedad, la cantidad y calidad de materia orgánica que entra al

sistema, entre otros (Valle-Arango, 2003; Mitra *et al.*, 2005), ver Caja 3.

Para tener un diagnóstico y perspectiva del estado de los humedales de agua dulce, se realizó una síntesis sobre el conocimiento actual de los almacenes y flujos de carbono en estos ecosistemas (costeros y continentales) en México y se identificaron los vacíos de conocimiento y oportunidades de investigación. Se excluyeron humedales de agua salobre como los manglares, pastos marinos y marismas, por estar incluidas en otros capítulos de este reporte. Además, la separación entre los humedales de agua dulce y salobres, obedece a que la presencia de cloruro de sodio tiene una gran influencia en los ciclos biogeoquímicos, por lo que el proceso de ciclado de carbono en los humedales salobres y de agua dulce es muy diferente (Cabezas *et al.*, 2018).

Caja 3. Dinámica del carbono en los humedales de agua dulce

La Figura C3.1 muestra la captura de carbono a través de la fotosíntesis que realizan la vegetación de los humedales y los flujos de carbono a través de los procesos microbianos que ocurren en los suelos de los humedales.

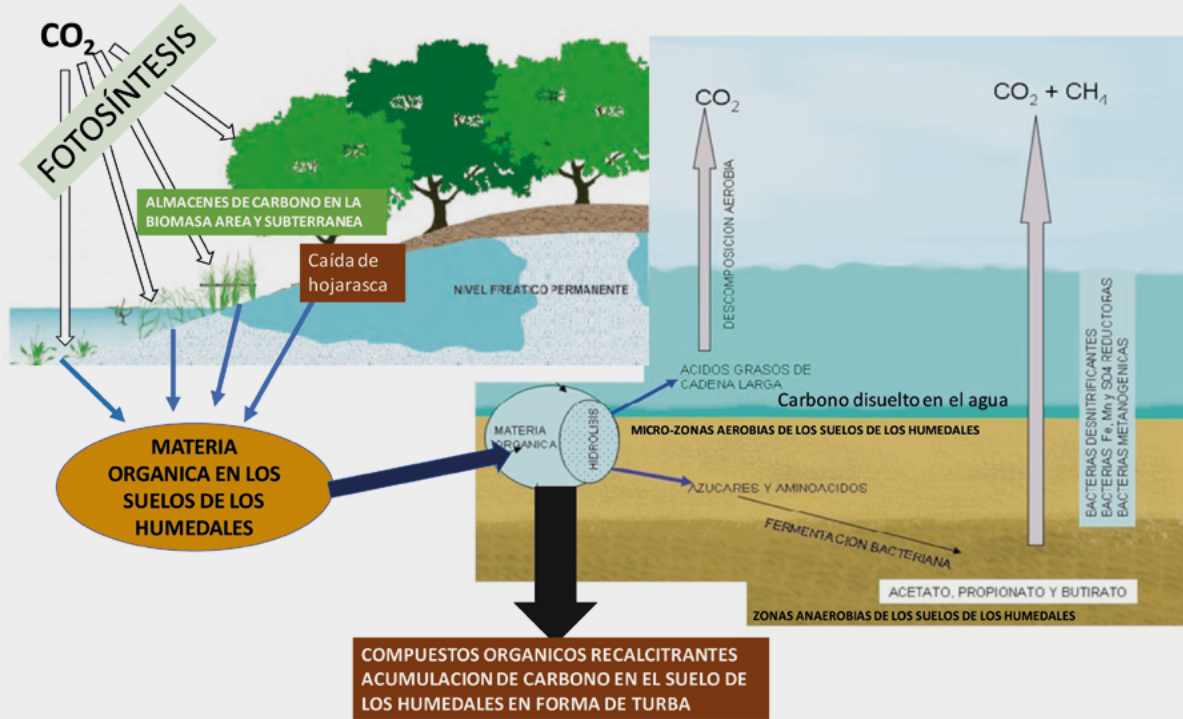


Figura C3.1. Esquema de los de los mecanismos de captura y flujos de carbono en humedales.

BASES PARA EL ANÁLISIS

Se realizó una búsqueda de bibliografía sobre estudios de almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México y se elaboró una base de datos como se detalla en Hernández *et al.*, 2019. Adicionalmente se analizaron las bases de datos de la biomasa de la vegetación hidrófila del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR documentadas en de Jong *et al.* (2018) y la base de datos de perfiles de suelos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), documentadas en Paz y Velázquez (2018).

Para el análisis del área de humedales de agua dulce se utilizaron datos reportados en diferentes fuentes (Olmsted, 1993; PMC, 2017).

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Estudios de sobre almacenes y flujos de carbono en diferentes estados de la República Mexicana

Sólo se encontraron datos para almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en cuatro estados del sureste mexicano: Chiapas, Tabasco, Yucatán y Veracruz (Figura 1) y de éstos, solo Veracruz cuenta con información sobre almacenes de carbono en humedales de agua dulce costeros y continentales; el resto solo cuenta con datos para humedales de agua dulce costeros.



Figura 1. Sitios con datos de almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce.

Las publicaciones con datos analizadas fueron: Veracruz (Infante-Mata, 2011; Campos-Cascaredo *et al.*, 2011; Infante-Mata *et al.*, 2012; Marín-Muñiz, 2013; Salazar-Landero, 2013; Marín-Muñiz *et al.*, 2014 y 2015; Moreno-Casasola *et al.*, 2017; Vázquez-González *et al.*, 2017; Rojas-Oropeza *et al.*, 2016; Hernández *et al.*, 2018; Hernández y Moreno-Casasola, 2018; Cruz-Zamora, 2018), Tabasco (Kauffman *et al.*, 2016; Rojas-Oropeza *et al.*, 2016; Hernández *et al.*, 2018), Chiapas (Adame *et al.*, 2015) y Yucatán (Adame *et al.*, 2013).

Almacenes de carbono

Los mayores almacenes de carbono en los suelos de humedales de agua dulce mexicanos se reportan para los humedales arbóreos, también llamados selvas inundables (Figura 2); los valores más altos de carbono corresponden a las selvas inundables de Chiapas (610

Mg C ha⁻¹), por encima de las de Veracruz (390 Mg C ha⁻¹). En los humedales herbáceos se han encontrado almacenes de carbono en el suelo de 360 Mg C ha⁻¹ en Veracruz y, entre 200 y 250 Mg C ha⁻¹, en Chiapas y Yucatán. En los potreros inundables de Veracruz, los almacenes de carbono promedio son de 290 Mg C ha⁻¹, mientras que en los palmares inundables son de 150 Mg C ha⁻¹ (Adame *et al.*, 2013 y 2015; Marín-Muñiz *et al.*, 2014; Hernández *et al.*, 2015; Salazar-Landero, 2013). Para potreros inundables, que son el resultado de la perturbación de los pantanos de Centla en Tabasco, se encontró que los suelos almacenan hasta 167 Mg C ha⁻¹ (Kauffman *et al.*, 2016). En el caso de los humedales continentales del lago de Pátzcuaro, en Michoacán, se reportan algunos valores de carbono en el suelo, pero no existen datos de almacenes de carbono (Median-Orozco *et al.*, 2014). En dos humedales herbáceos continentales en la Ciudad de Xalapa, Veracruz (1417 msnm), se manifiestan almacenes de

carbono en el suelo, de 500 Mg C ha⁻¹ (Cruz-Zamora, 2018). Cabe mencionar que, a partir del análisis de almacenes y flujos de carbono realizada por Hernández y Moreno-Casasola (2018), en este capítulo se suman datos de almacenes de carbono en potreros inundables de Tabasco y de humedales continentales de Veracruz.

Es importante destacar que, en los humedales, la mayor parte del carbono almacenado se encuentra en el suelo (87% en promedio), de acuerdo con los datos nacionales existentes, mientras que el almacén de

carbono de la biomasa aérea fue de 12 % y en las raíces del 2% (Figura 3). Esto coincide con lo reportado para los manglares, que son humedales salobres (Herrera-Silveira, 2016). Sin embargo, estos datos contrastan con los que se reportan para almacenes de carbono en bosques terrestres, como el bosque mesófilo de montaña en Oaxaca, en donde el carbono almacenado en el suelo representa sólo el 51% del total de carbono y, el carbono de la biomasa aérea es el 35% (Álvarez-Arteaga *et al.*, 2013).

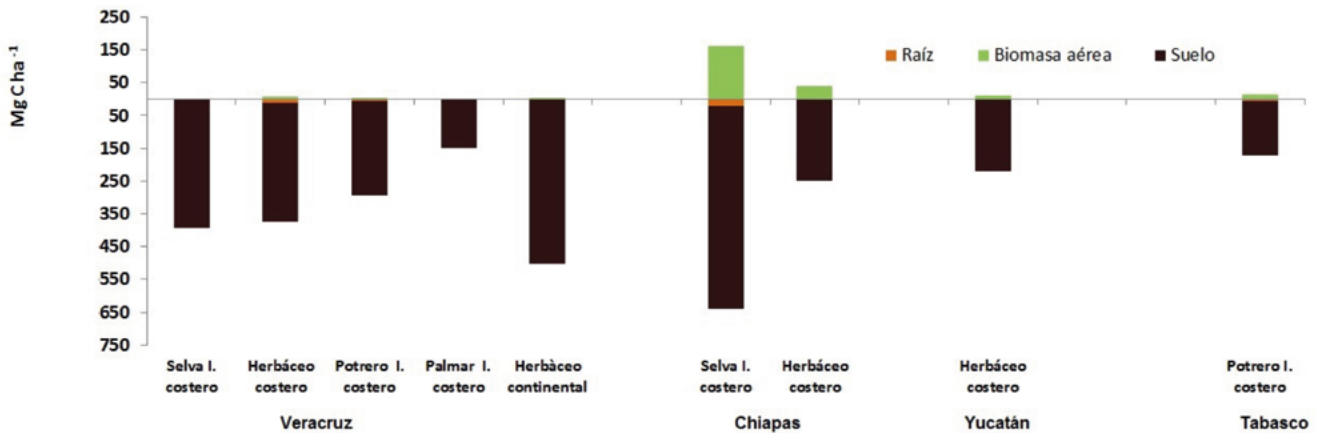


Figura 2. Almacenes de carbono en diferentes tipos de humedales de agua dulce, por entidad federativa.

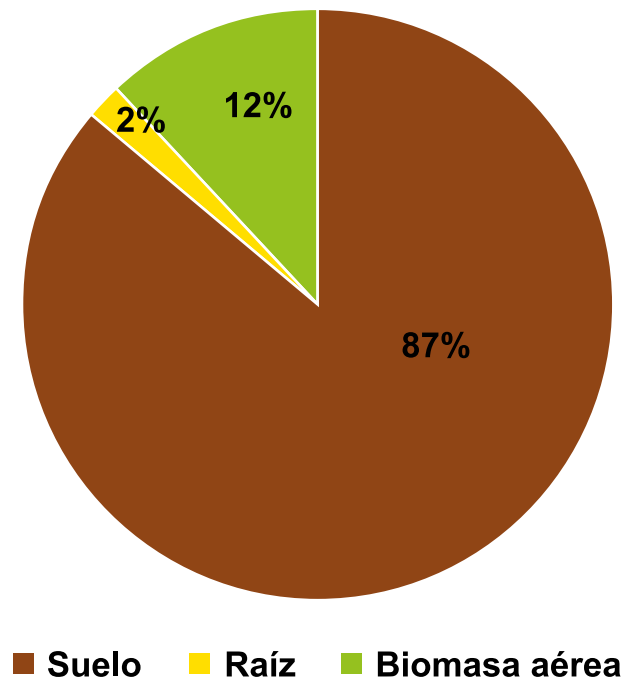


Figura 3. Compartimentalización de los almacenes de carbono en humedales de agua dulce (los valores son el promedio de los resultados reportados para México).



Se encontraron datos de flujos de gases como CH₄ y CO₂ para las selvas inundables, humedales herbáceos y potreros inundables en Veracruz (Hernández *et al.*, 2012, Marín-Muñiz *et al.*, 2015; Hernández *et al.*, 2015) y para Tabasco en las lagunas Chaschoc (Rojas-Oropeza *et al.*, 2016). Estudios más recientes reportan flujos de gases en humedales herbáceos continentales de Xalapa, Veracruz (Hernández *et al.*, 2018).

Para Veracruz, los mayores flujos de metano ocurren en la época de lluvias, sin diferencias entre humedales, encontrándose valores de 992 CH₄ m⁻² d⁻¹ en las selvas inundables y, de 1244 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, en los humedales herbáceos. En contraste, las emisiones de metano fueron significativamente más altas en los potreros inundables (4349 CH₄ m⁻² d⁻¹). En cuanto a las emisiones de CO₂, las mayores se observaron en época de sequía, sin diferencias entre los humedales arbóreos y herbáceos (10.8 g CO₂ m⁻² d⁻¹ y 11 g CO₂ m⁻² d⁻¹, respectivamente) pero, al igual que el metano, las emisiones de CO₂ fueron más altas en los poteros

inundables, con valores de 26.38 7 g CO₂ m⁻² d⁻¹ (Cuadro 1). En Tabasco, Rojas-Oropeza *et al.* (2016) reportaron flujos de gases en las lagunas Chaschoc, que constituyen un humedal tropical ribereño, al borde del río Usumacinta, con una selva mediana y baja, zonas con actividad agrícola, ganadera y urbana. Las emisiones se midieron en la zona de transición acuático-terrestre (en nivel hidráulico bajo, medio y alto), durante pulsos de inundación. Los autores encontraron que las más bajas emisiones de CO₂ se registraron en el suelo con un nivel de agua medio (9.2 mg m⁻² d⁻¹) y las mayores en nivel alto (76.57 mg m⁻² d⁻¹). La menor producción de CH₄ se presentó en el pulso de transición mínima (0.01 mg m⁻² d⁻¹) y, la mayor, en el pulso máximo (76.3 mg m⁻² d⁻¹). El suelo ganadero presentó la producción mayor de CO₂ durante el pulso de transición mínima, y la menor durante el pulso máximo. La menor emisión de CH₄ se detectó en el suelo de tránsito urbano y agrícola; la mayor fue en el suelo ganadero.

Cuadro 1. Flujos de carbono como caída de hojarasca y como emisión de gases a la atmósfera, CH₄ y CO₂, en diferentes tipos de humedales de agua dulce en México.

Tipo de Humedal	Flujos		
	Caída de hojarasca (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)	CH ₄ (mg m ⁻² d ⁻¹)	CO ₂ (g m ⁻² d ⁻¹)
Selva inundable en Veracruz	6 - 9	27 - 1857	0.5 - 15
Humedal herbáceo en Veracruz	-	27 - 1933	0.5 - 18
Humedal Herbáceo continental en Veracruz	-	90 - 12 850	-
Humedal ribereño en Tabasco	-	0.01 - 76	0.009 - 0.076
Humedal transformado a potrero en Veracruz	-	800 - 4349	4 - 26

Fuente: modificado de Hernández y Moreno-Casasola, 2018.

Por otro lado, Hernández *et al.* (2018) reportaron las emisiones de metano en dos humedales continentales urbanos dentro de reservas naturales en la Ciudad de Xalapa, Veracruz: uno dentro del Santuario del Bosque de Niebla y, el humedal de molinos de San Roque, adyacente a la reserva del Santuario de las Garzas. Ambos tienen influencia antropogénica por contaminación de agua y el humedal de Molinos de San Roque, además, se rellenó clandestinamente hace aproximadamente ocho años, aun cuando desde hace tres años está cercado y se prohibió el pastoreo. Es importante mencionar que, en

estos humedales, el intervalo de las emisiones es muy amplio (entre 90 y 12 850 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) y, es aquí en donde se han registrado las más altas emisiones de metano, probablemente debido a la contaminación por aguas domésticas que incrementan la actividad de las bacterias metanogénicas (Mander *et al.*, 2014).

Flujos de carbono disuelto

El carbono disuelto en agua se reporta en intervalos de 25 a 65 mg L⁻¹ para las selvas y humedales herbáceos

en Veracruz (Marín-Muñiz *et al.*, 2015; Hernández *et al.*, 2015). Sin embargo, es importante mencionar que en este estudio no se reportan los flujos, sólo concentraciones; es decir, no se tomaron en cuenta los flujos de agua en los humedales estudiados.

Flujos de carbono en hojarasca

La productividad en humedales arbóreos de agua dulce, con especies como *Pachira acuatica*, *Ficus spp.* y *Annona gabra*, medida como flujos de hojarasca, se ha reportado para cinco sitios en el Estado de Veracruz, con valores entre 9 y 15 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (Infante *et al.*, 2012), pero no se relaciona dicha productividad con los flujos de carbono. En 2016, también para Veracruz, se reportaron los flujos de carbono a través de la caída de hojarasca anual, en un intervalo de 6 a 9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en humedales de agua dulce arbóreos (Hernández *et al.*, 2016).

Almacenes de carbono en la biomasa y suelos (CONAFOR e INEGI)

De acuerdo con la base de datos de la biomasa viva y muerta (de Jong *et al.*, 2018) de los sitios de 400 m² del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFiS) de la CONAFOR, periodo 2004-2007, los estadísticos de los contenidos de materia seca (M.S.) de los popales y tulares están mostrados en el Cuadro 2, ver Caja 4 para la localización geográfica de los sitios de muestreo. Los contenidos de carbono pueden ser estimados usando el factor multiplicativo 0.5 (IPCC, 2006). El promedio del carbono almacenado en la biomasa, según los datos de la literatura para humedales herbáceos (popales y tulares) es de 8 mg C ha⁻¹ (Figura 2), el cual es muy comparable a los reportados por el INFiS, 8 y 7 MgC ha⁻¹ para popales y tulares.

Cuadro 2. Contenido de materia seca en la biomasa de popales y tulares (INFiS).

Biomasa (Mg M.S. ha ⁻¹)	Estadístico	Popal (n = 18)	Tular (n = 302)
Biomasa Aérea	Mínima	0.07	0.03
	Promedio	16.53	14.56
	Desv. Est.	21.84	23.37
	Máxima	62.65	134.07
Biomasa Subterránea	Mínima	0.03	0.02
	Promedio	3.85	3.40
	Desv. Est.	4.65	4.72
	Máxima	13.43	26.30
Biomasa total (aérea + subterránea)	Mínima	0.10	0.05
	Promedio	20.37	17.96
	Desv. Est.	26.48	28.08
	Máxima	76.07	160.37

Caja 4. Distribución geográfica de los sitios de muestreo del INFyS

En la Figura C4.1 se muestra la localización geográfica de los sitios de muestreo en popales y tulares del INFyS, periodo 2004-2007.

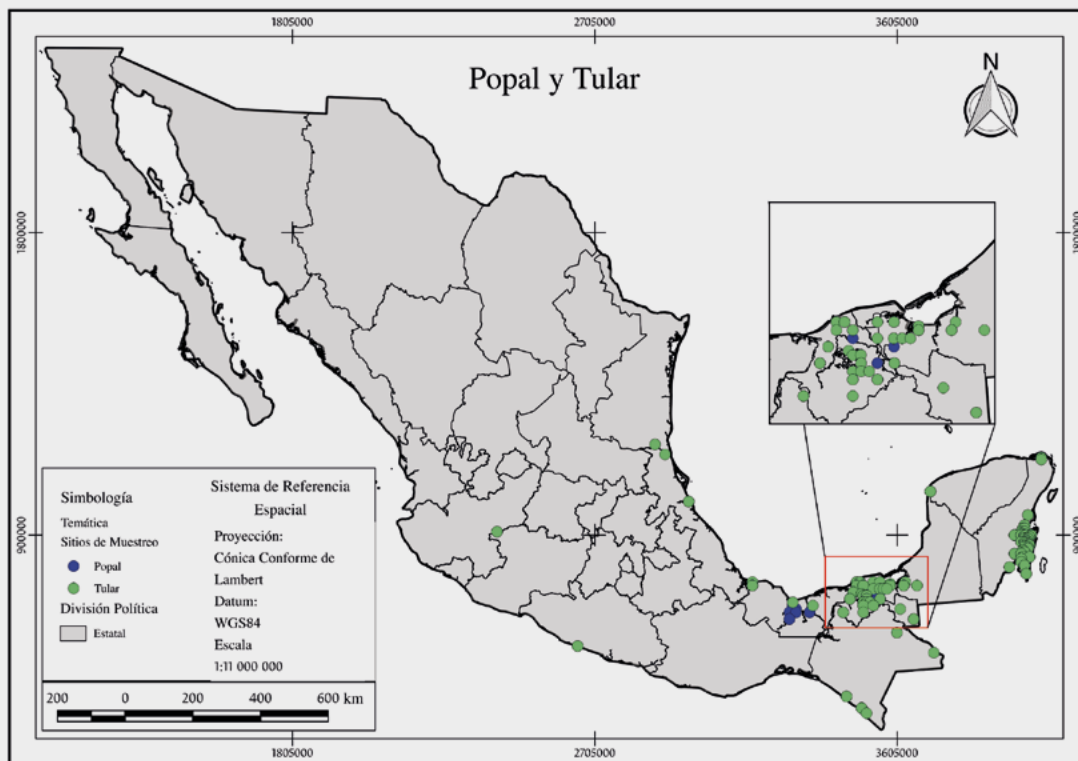


Figura C4.1. Distribución geográfica de los sitios de muestreo en popales y tulares del INFyS.

Para el caso del carbono orgánico de los suelos de los popales y tulares de los perfiles de suelos del INEGI (Paz y Velázquez, 2018), el Cuadro 3 muestra los estadísticos a la profundidad de muestreo de 30 y 100 cm, ver Caja 5 para la localización de los sitios de los perfiles de suelo. El promedio del carbono en los suelos

de los humedales herbáceos, de acuerdo a la literatura es de 333 (220-500) Mg C ha⁻¹ a una profundidad de 1 m (Figura 2), el cual es mucho más alto que el calculado para el tular tomando en cuenta los datos de INEGI y más bajo que el reportado para el popal a 30 cm.

Cuadro 3. Contenido de carbono orgánico (Mg C ha⁻¹) en los suelos de popales y tulares.

Estadístico	Popal		Tular	
	Prof = 30 cm	Prof = 100 cm	Prof = 30 cm	Prof = 100 cm
No. perfiles	4	2	16	9
Mínimo	14.6	13.3	11.7	13.1
Promedio	607.8	14.9	65.2	43.1
Desv. Est.	1333038.0	5.3	2137.6	485.2
Máximo	2339.3	16.5	184.2	73.2

Caja 5. Distribución geográfica de los sitios de muestreo del INFyS

En la Figura C5.1 se muestra la localización geográfica de los sitios de perfiles de suelos, de la base de datos del INEGI.

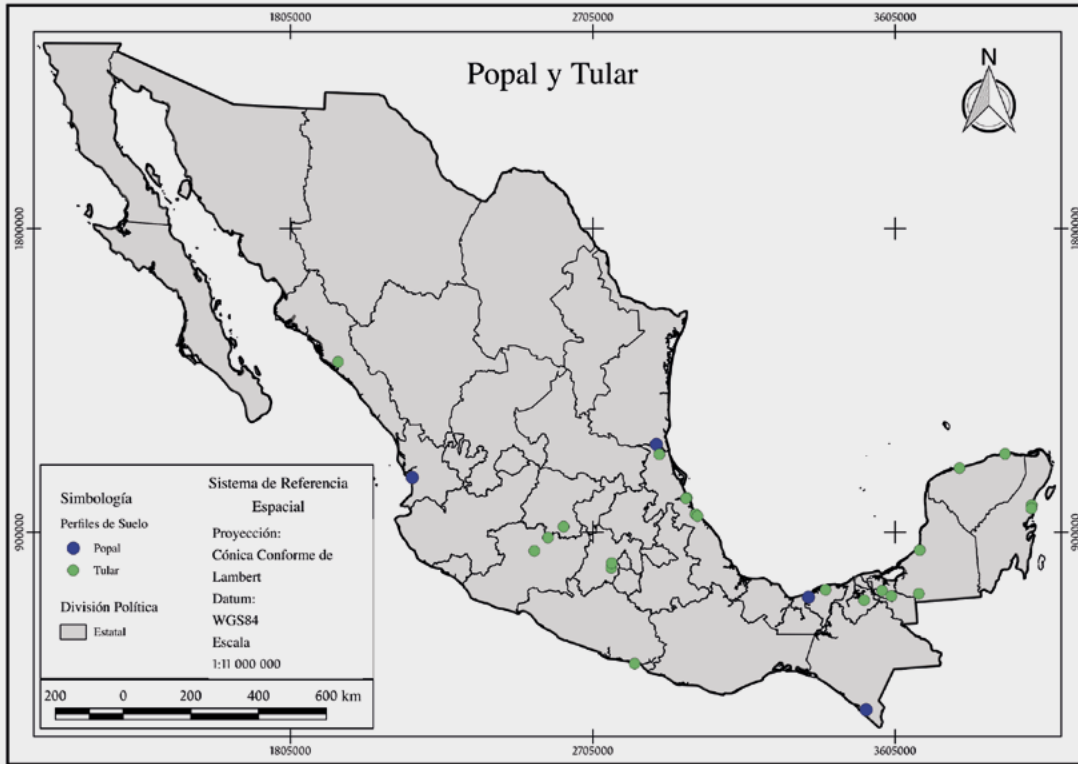


Figura C5.1. Distribución geográfica de los sitios de perfiles de suelos en popales y tulares del INEGI.

En el caso del popal, los datos del Cuadro 3 del carbono orgánico del suelo a la profundidad de 30 y 100 cm no son congruentes aparentemente, ya que se reducen los contenidos. Esto es explicable por los valores altos de la desviación estándar a la profundidad de 30 cm y por la concentración de carbono orgánico mostrado en el Cuadro 4. Los datos del Cuadro 3 deben tomarse con precaución, dado el número reducido de perfiles y el error en el etiquetado de los usos del suelo y vegetación (Paz y Velázquez, 2018). Por ejemplo, para el caso del popal, hay un perfil en la profundidad a 30 cm con un contenido de carbono orgánico de 2339.34 Mg C ha⁻¹, el cual difiere fuertemente de los otros tres perfiles (59.41, 14.56 y 17.56 Mg C ha⁻¹). Este perfil de alto contenido de carbono no está incluido en los estadísticos a la profundidad de 100 cm, por no tener la profundidad de muestreo adecuada. Algo similar se presenta para el caso del tular, aunque con menor variación.

El área de los humedales de agua dulce en México

Existen datos históricos sobre el área de los humedales en México, como los datos de Rzedowski (1990), quien describió que la superficie de vegetación acuática y subacuática era de 2 311 000 ha. Posteriormente, Olmsted (1993) describió aproximadamente 3 318 500 ha de humedales en México. Contreras y Warner (2004) reportaron que 1 567 000 ha corresponden a humedales costeros y De La Lanza y García-Calderón (1995) mencionan que 1 751 500 ha corresponden a humedales continentales. El Inventario Nacional de Humedales (CONAGUA, 2017) describe un área total de 10 033 623 ha, que incluye el área que ocupan los manglares, que son un tipo de humedal salobre. De acuerdo con CONABIO (2009) el área de los manglares en México es 770 067 ha, por lo que, para fines de estimaciones gruesas, a la superficie total de humedales, se le restó la superficie de



los manglares, infiriendo que el resto de los humedales son de agua dulce (Cuadro 4). Por otro lado, se realizó una aproximación del área actual de humedales de agua dulce tomando en cuenta los datos generados por el Programa Mexicano del Carbono (PMC, 2017) sobre vegetación hidrófila, tomando en consideración solo el área de popales y tulares a nivel nacional, por ser éstos, humedales de agua dulce. Cabe mencionar que en esta aproximación se dejó fuera a los humedales de agua dulce de vegetación arbórea como las selvas inundables, los palmares y los bosques ribereños. Como se puede apreciar, hay grandes discrepancias

en el área de humedales de agua dulce en México, de acuerdo con la fuente que se consulte. Los datos históricos y aquellos calculados con información del PMC (2017), resultan coherentes, debido a la disminución de las áreas de humedales durante los últimos 25 años. Sin embargo, con respecto al área reportada por el Inventario Nacional de Humedales, la discrepancia es muy alta. Debido a lo anterior y a que sólo se tienen datos de almacenes de carbono para humedales costeros del sureste, no se pudo calcular el carbono total almacenado en los humedales de agua dulce a nivel nacional.

Cuadro 4. Área estimada de humedales de agua dulce en México, de acuerdo con diversas fuentes.

Fuente	Área total de humedales (ha)	Área de humedales de agua dulce (ha)
Rzendowski, 1990	2 311 000	1 540 933*
Olmsted, 1993	3 318 500	2 548 433*
CONAGUA, 2017 - INH	10 033 623	9 263 556*
PMC, 2017- Serie 6.5 (1: 250K)	2 554 642	1 060 483**

*Área total de humedales menos el área de manglares en México de acuerdo con CONABIO (2009).

**Suma del área de popal y tular.

A pesar de que, debido a la incertidumbre del área total de los humedales de agua dulce, no se pudo calcular el total de carbono almacenado en ellos, es importante resaltar que este tipo de ecosistemas pueden almacenar grandes cantidades de carbono, principalmente en los suelos (ver Caja 4). En comparación con los ecosistemas terrestres, los humedales pueden almacenar en sus suelos entre 3 y 17 veces más carbono. Dentro de los tipos de humedales, son las selvas inundables las que mayor cantidad de carbono almacenan en sus suelos. Por lo anterior, aunque la superficie de los humedales a nivel nacional no sea muy grande, este tipo de ecosistemas pueden ser importantes sumideros de carbono.

SIGUIENTES PASOS

Los humedales de agua dulce en el país han sido poco estudiados, se carece de una caracterización florística, hidrológica y funcional de los mismos, en las diferentes zonas del país. Probablemente esto es debido a la diversidad de tipos de humedales que se engloba en la definición de humedales de agua dulce.

El Inventario Nacional de Humedales (CONAGUA, 2017) es un buen punto de partida para el estudio de los

humedales; sin embargo, se necesita un esfuerzo más cohesivo entre academia y entidades gubernamentales para generar datos precisos sobre la extensión y los servicios ecosistémicos de estos ecosistemas en el país. Como los humedales de agua dulce engloban ecosistemas arbóreos y herbáceos, tanto costeros como continentales, las entidades gubernamentales encargadas de ecosistemas forestales atenderían a los humedales arbóreos (selvas o palmares), pero no a los herbáceos, por lo que se necesita una estrategia intersectorial para logra un mejor conocimiento de los humedales de agua dulce en México. Una vez delimitada el área de humedales de agua dulce costeros y continentales, se requiere el establecimiento de campañas de muestreo para estimar los almacenes de carbono, sobre todo en las zonas pacífico norte, norte, centro noreste y península de Yucatán.

Además, también es necesario generar datos de flujos verticales de bióxido de carbono y metano para la mayoría de los humedales de México, ya que sólo existen datos para algunos sitios de Veracruz, así como medir los flujos horizontales de carbono disuelto. Finalmente, es muy importante desarrollar y aplicar modelos que permitan establecer el balance de carbono en los humedales, ya que el metano tiene un potencial

de calentamiento mayor que el de bióxido de carbono y, en la actualidad, es indispensable evaluar su presencia en la atmósfera (Whiting y Chanton, 2001).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El número de sitios con datos de almacenes de carbono en humedales de agua dulce es muy escaso, solo hay datos para 4 estados del sureste mexicano. En cuanto a los datos de flujos de carbono en estos ecosistemas, son aun más escasos y sólo hay datos para dos estados también del sureste mexicano.

El carbono almacenado en ecosistemas terrestres se ha denominado *carbono verde* (Mackey *et al.*, 2008) y el carbono almacenado en ecosistemas costeros se ha denominado *carbono azul* (McLeod *et al.*, 2011). El carbono almacenado en los humedales costeros de agua dulce debería de ser incluido en el carbono azul, ya que este tipo de ecosistemas también tienen influencia hidrológica de las mareas. Sin embargo, los humedales continentales no reciben la atención que deberían, como importantes sumideros de carbono. Nahlik y Fennessy (2016) han denominado al carbono almacenado en los humedales continentales, *carbono azul-verde* y Vazquez-González *et al.* (2017) resaltan que, el hecho de que su potencial como sumideros de carbono se haya ignorado por tanto tiempo, representa una pérdida de aprovechamiento de su potencial de captura. Por lo anterior, es urgente que en México se genere conocimiento sobre la capacidad y los factores que afectan el almacenamiento de carbono en los diferentes humedales de agua dulce costeros y continentales, para lo cual sería conveniente esquemas de financiamiento multi-sectoriales encaminados a mejorar el conocimiento. La urgencia de realizar investigación en esta área, obedece a que la perturbación de los humedales por contaminación del agua o por cambio de uso de suelo, es una problemática ambiental que se incrementa día con día (López-Rosas *et al.*, 2005; Moreno-Casasola *et al.*, 2014; Rodríguez-Medina *et al.*, 2017). La perturbación de los humedales tiene repercusiones importantes en los almacenes y flujos de carbono, lo que hace indispensable contar una línea base, antes de que continúen degradándose.

LITERATURA CITADA

Adame, M., J. Kauffman, I. Medina, J. Gamboa, O. Torres, J. Caamal, M. Reza and J. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stock of tropical coastal wetlands within the Karstic landscape of

the Mexican Caribbean. PLoS ONE doi: 10.1371/journal.pone.0056569.

- Adame, M., N. S. Santini, C. Tovilla, A. Vázquez-Lule, L. Castro and M. Guevara. 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences* 12:3805–3818.
- Adhikari, S., R. Bajracharaya and B. Sitaula. 2009. A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. *Journal of Wetlands Ecology* 2:42-46.
- Álvarez-Arteaga, G., N. E. García-Calderón, P. Krasildikox, y F. García-Oliva. 2013. Almacenes de carbono en bosques montanos de niebla de la sierra norte de Oaxaca, México. *Agrociencia* 47:171-180
- Cabezas, A., W. J. Mitsch, C. MacDonnella, L. Zhang, F. Bydalek and A. Lasso. 2018. Methane emissions from mangrove soils in hydrologically disturbed and reference mangrove tidal creeks in southwest Florida. *Ecological Engineering* 114:57–65.
- Campos-Cascaredo, A., M. E. Hernández, P. Moreno-Casasola, E. Cejudo-Espinosa, A. Robledo and D. M. Infante-Mata. 2011. Soil water retention and carbon pools in tropical forested wetlands and marshes of the Gulf of Mexico. *Hydrological Sciences Journal* 56:1388-1406.
- CONABIO. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 p.
- CONAGUA 2017. Inventario Nacional de Humedales. Comisión Nacional del Agua, CDMX, México (www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/inventario-nacional-de-humedales-in-h#documentos)
- Contreras-Espinosa, F and B. G. Warner. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations from coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511:233–245.
- Cruz-Zamora, E. D. 2018. Caracterización fisicoquímica de suelos de humedales naturales y perturbados. Tesis de Ingeniero Ambiental. Facultad de Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Álamo Temapache.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2018. Base de datos de la biomasa de los sitios del Inventario Nacional Forestal y de Suelos del ciclo 2004-2007. *Elementos para Políticas Públicas* 2:69-84
- De la Lanza-Espino, G., y J. L. García-Calderón (comps.). 1995. Lagos y Presas de México. Centro de Ecología y Desarrollo, A. C., México.
- DOF. 2013. Ley de Aguas Nacionales. Última Reforma DOF 07-06-2013.
- Hernández, E., AG. Cristobal, E.D. Cruz-Zamora, A. Hernandez, A.A., Hernández y P. Moreno-Casasola. 2018. Emisiones de gases de efecto invernadero en un gradiente de humedales en Veracruz. *Memorias del XVII Congreso Internacional y*



- XXIII Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. Zacatecas, Zacatecas 11-15 de Junio
- Hernández, M. E. 2010. El papel de los suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana* 28:139-147.
- Hernández, M. E., A. Campos, J. L. Marín-Muñiz y P. Moreno-Casasola. 2016. Almacenes de carbono en selvas inundables, manglares, humedales herbáceos y potreros inundables *En: Moreno-Casasola, P. (ed). Servicios Ecosistémicos de las Selvas y Bosques Costeros de Veracruz. INECOL - ITTO - CONAFOR – INECC. pp. 121-129*
- Hernández, M. E y P. Moreno-Casasola. 2018. Almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México. *Maderas y Bosques* 24:1-12
- Hernández, M. E, F. Paz F. y A. Hernández-Sánchez. 2019. Base de datos de los almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:33-40.
- Herrera-Silveira, J., A. Camacho R., E. Pech, M. Pech, J. Ramírez R. y C. Teutli. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- Infante-Mata, D. 2011. Estructura y dinámica de las selvas inundables de la planicie costera central del Golfo de México. Tesis Doctoral. Doctorado en Ecología y Manejo de Recursos. Instituto de Ecología A.C., Xalapa. Ver.
- Infante-Mata, D. M., P. Moreno-Casasola and C. Madero-Vega. 2012. Litterfall of tropical forested wetlands of Veracruz in the coastal floodplains of the Gulf of Mexico. *Aquatic Botany* 98:1-11.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *In: Eggleston, H.S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.*
- IPCC. 2007. Fourth assessment report: synthesis report. Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC, 2007
- Kauffman, J. B., H. Hernández-Trejo, M. C. Jesús-García, C. Heider and W. M. Contreras. 2016. Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetlands Ecol Manage* 24:203–216.
- Kayranli, B., M. Scholz, A. Mustaf, and A. Hedmark. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands* 30:111–124
- López-Rosas, H., P. Moreno-Casasola and I. A. Mendelssohn. 2005. Effects of an African grass invasion on vegetation, soil and interstitial water characteristics in a tropical freshwater marsh in La Mancha, Veracruz (Mexico). *Journal of Plant Interactions* 1:187-195.
- Mackey, B, H. Keith, S. L. Berry and D. B. Lindenmayer. 2008. Green Carbon: The role of natural forests in carbon storage. Part 1 A green carbon accounts of Australians south eastern eucalypt forest and policy implications. First edition. ANU e Press
- Mander, U., G. Dort, Y. Ebie, S. Towprayoon, C. Chiemchaisri, S. F. Nogueira, B. Jamsranjav, K. Kasak, J. Truu, J. Tournebize and W. J. Mitsch. 2014. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review, *Ecological Engineering* 66:19–35
- Marín-Muñiz, J. L., M. E. Hernández and P. Moreno-Casasola. 2014. Comparing soil carbon sequestration in coastal freshwater wetlands with various geomorphic features and plant communities in Veracruz, Mexico. *Plant Soil* 378:189–203.
- Marín-Muñiz, J. L., M. E. Hernández and P. Moreno-Casasola. 2015. Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. *Atmospheric Environment* 107:107-117.
- Marín-Muñiz, J. L. 2013. Balance neto de carbono en suelos de humedales costeros de agua dulce: implicaciones ecológicas y sociales. Doctorado en Ecología Tropical. Centro de investigaciones tropicales. Universidad Veracruzana.
- Meleod, E., G. L. Chumura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger and B. R. Silliam. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:552-560
- Mitra, S., R. Wassmann and P. Vlek. 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science* 88:25-35.
- Mitsch, W. J. and J. Gosselink. 2007. *Wetlands*. Fourth Edition. John Wiley and Sons Inc. Nueva York 581 p.
- Moreno-Casasola, P., H. López Rosas and K. Rodríguez Medina. 2014. From tropical wetlands to pastures on the coast of the Gulf of Mexico. *Revista Pastos* 42:183-215.
- Moreno-Casasola, P. D. M. Infante-Mata and H. López-Rosas. 2012. Tropical freshwater swamps and marshes. pp. 267-282. *In: Batzer, D. P. and A. H. Baldwin (eds). Wetland Habitats of North America: Ecology and conservation concerns. University of California Press.*
- Moreno-Casasola, P. y D. M. Infante-Mata. 2016. Conociendo los manglares, las selvas inundables y los humedales herbáceos. *Costa Sustentable No. 5. INECOL-OIMT-CONAFOR. 122 p.*
- Moreno-Casasola, P., E. Cejudo-Espinosa, A. Capistran-Barradas, D. Infante-Mata, H. López-Rosas, G. Castillo-Campos, J. Pale-Pale and A. Campos. 2010. Floristic composition, diversity and ecology of freshwater marshes in the central coastal plain of Veracruz, Mexico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 87:29-50.
- Moreno-Casasola, P., M. E. Hernández and A. Campos. 2017. Hydrology, soil carbon sequestration and water retention along a

- coastal wetland gradient in Alvarado Lagoon system, Veracruz Mexico. *Journal of Coastal Research* 77:104-115.
- Nahlik, A. M. and S. Fennessy. 2016. Carbon storage in US wetlands. *Nature Communications* doi:10.1038/ncomms13835
- Olmsted, I. 1993. Wetlands of Mexico. *In*: Whigham, D. F., D. Dykyjová and S. Hejný (eds). *Wetlands of the world I: Inventory, ecology and management. Handbook of Vegetation Science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 637-678.
- Pant, H. J. Rechcigl and M. Adjei. 2003. Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. *Food, Agriculture and Environment* 1:308-313
- Paz, F. y A. Velázquez. 2018. Base de datos de perfiles de suelos en México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:210-235.
- PMC. 2017. Estadísticas y mapas de vegetación hidrófila. Serie 2 (1993), Serie 2.5 (1999), Serie 3 (2002), Serie 4 (2007), Serie 5 (2011), Serie 6 (2014) y Serie 6.5 (2016). Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México
- Ramsar Convention. 1971. Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, Especialmente como Hábitats de Aves Acuáticas. Ramsar (Irán), 2 de febrero de 1971. (http://ramsar.rgis.ch/cda/en/ramsar-documents-texts-convention-on/main/ramsar/1-31-38%5E20671_4000_0)
- Rodríguez-Medina, K., P. Moreno-Casasola y C. Yañez-Arenas. 2017. Efecto de la ganadería y la variación estacional sobre la composición florística y la biomasa vegetal en los humedales de la costa central del Golfo de México. *Acta Botánica* 119:79-99.
- Rojas-Oropeza, M., A. Ponce-Mendoza y N. Cabirol. 2016. Emisión de gases de efecto invernadero y uso de suelo en lagunas de Chastoc (Emiliano Zapata, Tabasco). *In*: Paz, F. y R. Torres (eds). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 267-279.
- Rzedowski, J. 1990. Vegetación Potencial. IV.8.2. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1:4,000,000. Inst. de Geografía, UNAM. México (www.conabio.gob.mx/informacion/gis/)
- Salazar-Landero, A. 2013. Secuestro de Carbono en selvas y potreros inundables en las localidades de la Mancha y Jamapa, Veracruz. Tesis de Ingeniero Forestal. Facultad de Ingeniería Forestal. Instituto Tecnológico de Zacpoaxtla.
- Valle-Arango, J. 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del pacífico colombiano. *Interciencia* 28:148-153.
- Vázquez-González, C., P. Moreno-Casasola, J. L. Fermán-Almada, M. E. Hernández, A. Campos and I. Espejel. 2017. Mangrove and freshwater wetland conservation through carbon offsets: a cost benefit analysis in the Alvarado Lagoon System Mexico. *Environmental Management* 59:274-290.
- Whiting, J. G. and J. P. Chanton. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus* 53:521-528.



Capítulo 17

ECOSISTEMAS RIBEREÑOS

Coordinadores

Gerardo Cruz-Flores¹ y Eloísa A. Guerra-Hernández²

Colaboradores

**Juan Manuel Valderrábano-Gómez¹, Alma Bella López-López¹, Inyasid Santiago-Aguilar¹,
Carlos Castillejos-Cruz^{1 y 2}, Luis Samuel Campos-Lince¹, Jorge Etchevers-Barra³,
Claudia Hidalgo-Moreno³, Mayra Mendoza-Cariño¹ y Juan Carlos Sandoval-Aparicio³**

¹ Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, Ciudad de México, México.

² Posgrado en Geografía UNAM, Unidad de Posgrado, Ciudad de México, México.

³ Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México.

INTRODUCCIÓN

Como consecuencia de su ubicación geográfica, su accidentada orografía, la extensión de sus litorales y de sus sistemas montañosos cercanos, casi paralelos a las costas marinas, la República Mexicana presenta vertientes exorreicas hacia el Océano Pacífico, Golfo de México y Mar Caribe; vertientes endorreicas que drenan hacia el interior de su masa continental y vertientes arreicas, en las que el destino del agua es la evaporación o infiltración al subsuelo. La totalidad de la red hidrográfica de México es de 633 mil kilómetros de longitud (CONAGUA, 2015).

Los factores geográficos citados en el párrafo anterior, son causa de que en México la mayoría de

los ríos tengan poca longitud, especialmente si se comparan con otros ríos del planeta como el Nilo, en África, que mide poco más de 6500 km; el Misisipi-Misuri, en Norteamérica, con más de 6000 km y, el río amarillo, en Asia, con más de 5000 km de extensión. En el caso de México, el río interior más largo es el sistema Lerma-Santiago que nace en el Estado de México y desemboca en el Lago de Chapala, Jalisco, después de un recorrido de 750 km. Casi de la misma longitud, pero con vertiente al Océano Pacífico, el Río Balsas supera por poco al Lerma-Santiago, con 770 km. El sistema Papaloapan-Santo Domingo-Grande-Tehuacán que drena al Golfo de México, se extiende cerca de 900 km. En la Caja 1 se muestran los principales ríos de México que superan los 500 km de longitud.

Caja 1. Ríos de México que superan los 500 km de longitud

En el Cuadro C1.1 se presentan algunos rasgos de los principales ríos de México que superan los 500 km de longitud.

Cuadro C1.1. Listado de algunos ríos de México, su escurrimiento natural promedio y longitud hacia su vertiente natural. Fuente: CONAGUA (2015)

Río	Escurrecimiento natural medio superficial ^a	Longitud del río	Vertiente
	hm ³ año ⁻¹	km	
Grijalva-Usumacinta ^{a,b}	101 517	1521	Golfo de México y Mar Caribe
Pánuco	19 673	510	Golfo de México y Mar Caribe
Balsas	16 279	770	Pacífico y Golfo de California
Santiago	7 423	562	Pacífico y Golfo de California
El Fuerte	5 024	540	Pacífico y Golfo de California
Culiacán	3 122	875	Pacífico y Golfo de California
Nazas-Aguanaval	2 085	1081	Interior

Nota: 1 hm³= 1 millón de metros cúbicos.

^aLos datos del escurrimiento natural medio, superficial, representan el valor medio anual de su registro histórico e incluyen los escurrimientos de las cuencas transfronterizas.

^bEl escurrimiento natural medio superficial de estos ríos, más el escurrimiento generado en México, incluye importaciones de otros países, excepto en el caso de los ríos Tijuana, Bravo y Hondo, cuyo escurrimiento corresponde solamente a la parte mexicana. El área de la cuenca y su longitud se refieren únicamente a la parte mexicana, estrictamente a cuenca propia. El escurrimiento del Colorado considera la importación conforme al Tratado de Aguas de 1944.

El contexto básico de magnitud lineal de extensión de los ríos, asciende a una segunda dimensión que incluye áreas de superficies ribereñas, al considerar los alcances laterales del frente de humedad que tienen estos ríos en las tierras inundables. Por las funciones ecológicas que tienen y los servicios ambientales que proporcionan, más que por su superficie, las áreas ribereñas adquieren gran importancia como ecotonos y áreas de amortiguamiento entre los ambientes terrestres, semi-acuáticos y acuáticos. Estas áreas, casi siempre diferentes al entorno en el que están enclavadas, por sus características particulares de suelo, agua y vegetación, deben ser estudiarse, investigarse y tratarse de manera especial como *Ecosistemas Ribereños*, porque su alta productividad primaria contribuye con mayores tasas de acumulación de carbono en cada uno de los distintos compartimentos que los conforman y adquieren relevancia al potenciar la retención de carbono y atenuar los efectos del cambio climático (Lamprecht, 1990). Con todo y su importancia ecológica en el suministro de bienes y servicios ambientales, es lamentable que se siga atentando contra la multifuncionalidad ambiental de

los ecosistemas ribereños, a través de cambios de uso de suelo, sobreexplotación de agua y suelo, saqueo de recursos maderables y no maderables, etc.

Dinámica de los ecosistemas ribereños

Los ecosistemas ribereños (ER) se ubican a ambos lados de ríos, quebradas, saltos y cascadas, en las zonas altas de las cuencas, pero en la parte baja se disponen en terrazas de inundación, bancos aluviales o humedales, en donde el reciclamiento y la absorción de los nutrimentos para el desarrollo de las plantas presenta variaciones estacionales que se suceden en tiempos de sequía o de crecidas del río e inundaciones. Los ecosistemas ribereños, o bosques de galería, se consideran entre los paisajes azonales porque ocurren con árboles caducifolios, incluso en regiones climáticas secas o semisecas, sobre fajas angostas que se sustentan en los aportes continuos de agua freática y frentes laterales de humedad permanentes o estacionales. La variabilidad que se presenta en los ecosistemas ribereños depende de los regímenes de temperatura, naturaleza del material



geológico y tipos de suelo que, al recibir diversos tipos de precipitación, permiten la infiltración, conducen los escurrimientos superficiales y subsuperficiales en redes de drenaje, cuyos aportes de agua influyen en el diseño de la estructura y composición de la vegetación ribereña (Naiman *et al.*, 2000), mientras que los suelos amortiguan los efectos negativos de contaminantes químicos y de nutrientes adicionados a cultivos agrícolas, lo que impide o retarda la eutrofización del suelo y de agua. La variabilidad de las condiciones físicas y químicas de los suelos ribereños son notables, dadas las variaciones en contenido de humedad y los flujos de aireación que permiten los movimientos de oxígeno y otros gases en los capilares y macro poros de los suelos. Si se asume que la atmósfera de suelos ribereños tiene una humedad cercana al 100% y se alterna con disminuciones extremas, es fácil comprender la existencia de secuencias reversibles del sistema *redox*, que confiere a los suelos una alta capacidad amortiguadora y de regulación, tanto para la disponibilidad de nutrientes, como para la retención y eliminación de sustancias tóxicas, que coadyuvan para mejorar las condiciones físicas y químicas del agua, su calidad y, adecuarlas al crecimiento de las plantas (Haycock y Pinay, 1993). Con retenciones de nitratos 84 y 99% mayores que en un suelo sin vegetación riparia (Beumer *et al.*, 2008), Kimura *et al.* (2017) señalan que debe haber una importante contribución de las sustancias húmicas, para favorecer la agregación de partículas del suelo y aumentar así, la microporosidad del suelo ribereño.

Lo antes expuesto permite entender que, en las diversas topo-secuencias de las más de 700 cuencas hidrográficas del país, se sucedan diversas secuencias bioclimáticas y, sobre sus redes fluviales, diversos tipos de ecosistemas ribereños que sustentan mayor biodiversidad con mejor estado de conservación que los ecosistemas que los bordean, como resultado de sus características climáticas, físicas, químicas y biológicas más *benignas*. Naiman *et al.* (2000) y Cruz (2017), mencionan que se trata de ecosistemas de transición entre los ambientes terrestre y acuáticos, por lo que en la estructura y función de los sistemas ribereños participan diversos factores topográficos formadores del relieve y del suelo (ladera, cauce y zona de inundación), hidrológicos (flujo de agua superficial y subsuperficial, calidad del agua), climáticos (temperatura, precipitación, humedad) y biológicos (hábitat, relaciones tróficas, migraciones y estructura como corredor biológico), en donde

la vegetación riparia, el suelo ribereño y los flujos hídricos de caudal, regulan la temperatura del agua, del suelo y del ambiente, al interceptar la energía solar (Rheinhardt *et al.*, 2012). A este respecto, la vegetación ribereña o riparia (del Latín *ripa* = banco) ocupa franjas angostas adyacentes a las corrientes de agua, con mayor complejidad estructural, mayor número de especies perennes, mayor densidad, mayor proporción de biomasa (Lamprecht, 1990) y, en consecuencia, mayores contenidos de carbono. Los ecosistemas ribereños contribuyen a mitigar el cambio climático mediante la fijación de altas tasas de CO₂, resultado de la alta productividad primaria de la vegetación riparia. Los individuos de la vegetación ribereña tienen características que los distinguen de los más distantes, por ejemplo, la capacidad de soportar inundaciones temporales e invadir rápidamente áreas expuestas o bancos de arenas gruesas o grava, manteniendo amplios márgenes de adaptación, sobrevivencia y productividad primaria (Treviño *et al.*, 2001).

Degradación ecológica de los sistemas ribereños

Como se ha descrito, los ecosistemas ribereños sobresalen por su aporte de agua, lo que los convierte en el principal motor de los ecosistemas naturales y de los agrosistemas. Sin embargo, en México, como en el resto del mundo, las propiedades hidrológicas y fisicoquímicas de los ríos han sido alteradas por las erráticas actividades antrópicas, provocando la degradación biofísica del hábitat y de las comunidades bióticas ribereñas.

En México, los hábitats ribereños están entre los ecosistemas más transformados. Los bordes de los ríos no conservan su vegetación original debido a la expansión de las actividades agrícolas hacia suelos fértiles, a la sobre extracción de agua, al saqueo de plantas medicinales, alimenticias u ornamentales, junto con la tala ilegal y, legal, en los *aprovechamientos forestales* (Gerritsen *et al.*, 2005; Nessimian *et al.*, 2008).

Mapeo y delimitación de los sistemas ribereños

Por la importancia ecológica, cultural, social y económica que tienen los sistemas ribereños, es necesario delimitar y mapear su distribución, de modo que se pueda calcular la longitud total de los ríos y la

amplitud o anchura del sistema fluvial que llega hasta las áreas en donde, lateralmente, tiene influencia el río. La delimitación se realiza considerando la cobertura e índices de calidad de la vegetación riparia o del bosque de galería, a lo largo de un gradiente o secuencia bioclimática y se continúa con los criterios topográficos, geomorfológicos, hidrológicos y edáficos. Sin embargo, existe incertidumbre respecto a cuál es la amplitud óptima de la franja de amortiguamiento, dado que en ella influye la temporalidad del período de lluvias, que modifica los caudales y gastos de corriente (Cruz y Guerra, 2017), así como la geomorfología del canal y del valle (Mendoza *et al.*, 2014; López, 2017). De acuerdo con González y García (2006), la amplitud óptima de la franja de amortiguamiento puede variar desde 5 m en la cuenca alta, de 10 a 15 m en valles semi-abiertos y hasta ± 50 m en valles abiertos.

Delimitar y mapear los sistemas ribereños para establecer, con bases científicas y legales, que los buffers sean *ad-hoc* a la conservación biológica, a la conservación y mejora de la calidad del agua y para mantener o aumentar la captura de carbono, debe asumirse como una herramienta de política pública necesaria e impostergable en México, de modo que se ofrezca un sustento a la gestión, planificación, conservación y restauración de tierras adyacentes a los sistemas ribereños.

En el diseño de buffers o franjas de amortiguamiento, pueden considerarse dos enfoques (Lee *et al.*, 2004). (a) Enfoque de anchos fijos: en este esquema, el ancho mínimo se define de acuerdo con las condiciones regionales particulares y por recomendaciones de organismos públicos. Es un enfoque fácil de implementar, ya que requiere una mínima planificación, pero su efectividad se ha establecido sobre bases empíricas o se define arbitrariamente, sin considerar criterios ecológicos, ambientales, de seguridad ciudadana o de salud pública (Polyakov *et al.*, 2005). (b) Enfoque de franjas de amortiguamiento variable o de precisión: la precisión es una variable espacial que las instituciones de investigación y enseñanza proponen y los organismos públicos establecen y definen en función de objetivos específicos. Sus aplicaciones son múltiples, desde conservación biológica, protección de especies de flora y fauna, protección de bienes y servicios ambientales para la salud y el desarrollo humano, hasta el mantenimiento de espacios de esparcimiento y recreo en las prácticas de turismo sustentable,

mantenimiento de las zonas de amortiguamiento, suficiencia y calidad hídrica. Para ello, se deben reconocer las características físicas, químicas y biológicas de cada ecosistema ribereño y las relaciones existentes con variables climáticas, geomorfológicas e hidrológicas, edáficas, tales como tipo de suelo, tasa de infiltración, retención de humedad, captura de carbono, incluso, socioeconómicas como el uso de suelo.

Para la conservación, recuperación y rehabilitación de sistemas riparios, el programa IRSES Marie Curie, la SEMillas REd Latina, Recuperación Ecosistemas Fluviales y Acuáticos (SERELAREFA) de la Comisión Europea (www.serelarefa.com), definen al espacio fluvial bajo la premisa de que los ríos necesitan mucho más espacio del que tienen en las cuencas hidrográficas afectadas por el hombre y, mucho más, de lo que contemplan la mayoría de las legislaciones ambientales al respecto (Nardini *et al.*, 2014). Por lo tanto, es indispensable determinar lo que se desea medir, ya que los objetivos y metodologías de operación son distintas si lo que importa es el espacio fluvial natural actual no modificado (ríos sin intervenciones antropogénicas) y el espacio que abarca naturalmente hasta el máximo límite del área de inundación del que, ecológicamente, el propio río tenga memoria (para México, creciente máxima ordinaria en plazo de retorno de 5 años); el espacio fluvial modificado (retenciones de agua, desviaciones del río, represas, diques, etc.) o, el espacio fluvial legal, que se determina por la legislación vigente y que, aun respetándose, afecta negativamente las interacciones de los factores bióticos y abióticos del sistema ribereño y las condiciones físicas químicas y biológicas de los subsistemas acuático y terrestre.

En México, de acuerdo con el artículo 3, fracción XLVII de la Ley de Aguas Nacionales (LAN), se define como *Ribera o Zona Federal* a las fajas de diez metros de anchura contiguas al cauce de las corrientes o al vaso de los depósitos de propiedad nacional y, estable que la amplitud de la ribera será de cinco metros en los cauces con una anchura no mayor de cinco metros (CONAGUA, 2009). A pesar de contar con herramientas modernas, como los sistemas de información geográfica, que facilitan la determinación de la extensión de los ríos del país, queda claro que no es suficiente por sí misma para definir la superficie del espacio fluvial nacional, sobre todo ante el fuerte riesgo de degradación al que ya están sometidos, por lo tanto, es necesario establecer los buffers de amplitud



más adecuados para cada ecosistema, de modo que puedan establecerse políticas de recuperación, restauración y manejo integrales del sistema ribereño, dentro del contexto del manejo de cuencas.

La heterogeneidad del paisaje, la accidentada orografía, la diversidad de climas, suelos y ecosistemas, con su biodiversidad asociada, frece retos importantes para estimar y conocer la superficie que cubren los ecosistemas ribereños mexicanos. Con esta premisa y, para contextualizar la importancia del estudio de los sistemas ribereños y su potencial como ambientes selectos para la captura de carbono (entre muchas otras de sus funciones ecosistémicas), se presenta una síntesis de los sitios que se han estudiados en los sistemas lóticos de alta y media montaña, en México, a escala regional y nacional.

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Contexto de México

En las toposecuencias de las casi 700 cuencas hidrográficas del país, se suceden bio-secuencias climáticas dependientes de la altitud y, en sus redes fluviales, se encuentran ecosistemas ribereños (Cecon, 2003) caracterizados por diferentes regímenes térmicos, de humedad del suelo y condiciones biogeoquímicas (Weltzin y McPherson, 1999; Lazdinis y Angelstam, 2005; Beumer *et al.*, 2008), resultado de la captación de la radiación solar por el estrato arbóreo, que atenúa la evapotranspiración de arbustivas y herbáceas, lo que contribuye a que las comunidades presenten exuberancia (mayor altura y densidad de vegetación) y mayor diversidad de especies siempre verdes, en comparación con su entorno. Esto, ecológicamente representa una mayor productividad primaria y altas tasas de acumulación y retención de carbono, por lo que se considera como un servicio ambiental, al reducir las concentraciones del CO₂ atmosférico (IPCC, 1996; Torres y Guevara, 2002; IPCC, 1996; Lal, 2008; Balbontín *et al.*, 2009). En México, los hábitats ribereños están entre los ecosistemas más transformados, debido a la expansión de las actividades agrícolas hacia suelos fértiles con suficiencia de agua, así como por la sobre extracción hídrica, de plantas medicinales, alimenticias u ornamentales y/o, la tala o sobre extracción de madera (Gerritsen *et al.*, 2005; Nessimian *et al.*, 2008). Los recursos naturales propios de los ambientes ribereños presentan una severa y acelerada degradación por

contaminación (López-Hernández *et al.*, 2007), por hiper eutrofización (Garrido *et al.*, 2010), por disminución de la calidad del agua y pérdidas de su caudal, de su belleza escénica y de su biodiversidad (Mendoza *et al.*, 2014). Un asunto de gran interés en el estudio general de los sistemas ribereños es el ancho de la faja de amortiguamiento, que, junto con los datos de extensión de los ambientes fluviales, determinan la superficie total de estos sistemas (Meli *et al.*, 2017). En un ejercicio sustentado en la Ley general de aguas nacionales (LAN), si se asumen buffers de cinco metros a ambos lados de todas las corrientes que presenta la Red Hidrográfica escala 1:50 000 del país (INEGI), se estima una cobertura de 633 079.16 ha de áreas ribereñas, pero si se establecen áreas de amplitud de hasta diez metros, se obtienen 1 265 841.61 ha de amortiguamiento del espacio fluvial. Aun así, los límites que resultan pueden no abarcar la totalidad de las riberas, ya que los buffers de ancho fijo no emulan a los corredores ribereños naturales porque no tienen una relación funcional con el curso de agua que varía naturalmente, lo que ocasiona que gran parte de las llanuras de inundación queden fuera de los límites de protección; áreas evidentemente inundables que quedan propensas a urbanizarse (Ilhardt *et al.*, 2000; Skally y Sagor, 2001, Aunan *et al.*, 2005).

Para el contexto regional, se analizaron las cuencas del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, usando la base de datos generada por Cruz-Flores *et al.* (2019) sobre la región y, para la escala nacional, las bases de datos de biomasa, creadas por de Jong *et al.* (2018) y la de suelos de Paz y Velázquez (2018).

Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl

Los trabajos analizados siguieron el criterio de trazar transectos de 25, 30 y 50 m de longitud, con amplitudes variables de 1, 3, 5, 7 o 10 m de ancho como franja de amortiguación ribereña, lo que resultó en superficies de diagnóstico y muestreo entre 50 m² y 1000 m². Para cuantificar carbono almacenado en la biomasa aérea del estrato arbóreo, se tomaron cuadrantes de 30 m largo x 20 m de ancho o de 25 m largo x 10 m de ancho. Se determinó la densidad arbórea de cada cuadrante, además de la densidad básica de madera (DBM) por especie, mediante el máximo contenido de humedad (Smith, 1954), volumen del fuste con datos de perímetro a la altura del pecho y altura del árbol (González, 2008), biomasa seca (Bs) a partir del volumen de

fuste (Torres y Guevara, 2002), aplicable tanto a especies de bosques de coníferas como caducifolios (Castañeda *et al.*, 2012) y el cálculo de la biomasa total se incorporó con la relación de la biomasa del fuste con la de copa y las raíces, mediante un factor de expansión de biomasa (FEB) (Arredondo y Navar, 2009 y Brown (1997). Para estimar carbono almacenado se multiplicó el valor de biomasa total del árbol, por la fracción de carbono 0.5 reportada por IPCC (1996). En la determinación de carbono en biomasa vegetal de estratos herbáceo y arbustivo, se delimitaron superficies desde 0.0625 m², 1 m² y 2 m², haciendo cortes de toda la biomasa a nivel del suelo, para cuantificar el peso fresco. Para los zacatonales montanos, se contaron los macollamientos y se cortaron algunos, también a nivel de suelo. La materia colectada se mantuvo entre 60 y 75°C hasta alcanzar peso constante.

Los estudios de carbono del subsistema acuático requieren de un diagnóstico y muestreo periódicos (se realiza mensualmente o al menos estacionalmente); de la descripción ecológica, que se relaciona con las propiedades fisicoquímicas del agua y, de la determinación del contenido de carbono, para conocer la variación espacio-temporal que influye en el equilibrio entre cantidad y calidad de agua, así como de la disponibilidad de nutrientes. Los arroyos transportan río abajo hojarasca y detritus diversos, por ello, se colectaron de cuatro a seis muestras de sedimento a lo largo del transecto del arroyo, material que se seca al aire, se tamiza (malla de 2 mm) y almacena en frascos etiquetados con datos de sitio y fecha. El carbono orgánico se determina por el método de Walkley y Black (1934).

Mediante muestreos sistemáticos que consideran el sitio de elección, número de muestras, profundidad y exposición a radiación solar, se colectaron las muestras en los transectos delimitados. Si el objetivo del trabajo lo requirió, se formaron muestras compuestas. El análisis, la descripción de propiedades del suelo y cuantificar el carbono orgánico, se realizó en muestras colectadas de 0 a 20 cm de profundidad y se analizaron con los métodos reportados en Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research (Robertson *et al.*, 1999) y en la NOM 021 SEMARNAT (2000). Para cuantificar carbono de biomasa microbiana, se tomaron muestras de suelo de 0 a 10 cm o la que

se señala en investigaciones específicas. El traslado de muestras se hace en condiciones frigoríficas y el procesamiento se realiza con el método de fumigación-incubación y determinación estequiométrica del CO₂ desprendido (Powlson *et al.*, 1987; Shan-Min *et al.*, 1987; Schlesinger 2005). El contenido de carbono en mantillo se determinó a partir de la colecta con cuadros de madera (25 cm × 25 cm, 50 cm × 50 cm y hasta 100 cm × 100 cm). Las muestras se secaron, a peso constante, en una estufa a 60°C y se estimó el contenido de carbono a partir de su peso seco con uso del factor de conversión (58%).

Respecto a los análisis estadísticos, en los trabajos analizados el más utilizado es el multivariado. Destacan, también, análisis de correlaciones múltiples, de componentes principales y, de conglomerados y discriminantes. Cuando las bases de datos cumplen criterios de homocedasticidad, puede procederse, si es de interés, a realizar análisis de varianza con el modelo lineal generalizado y pruebas de Tukey para la comparación de los promedios por altitud, por uso de suelo o tipo de vegetación.

Para la cuantificación de carbono en los diferentes almacenes, también se determinan los índices de calidad de la vegetación, la densidad, estructura y composición de la vegetación riparia y se hace uso de los sistemas de información para supervisión, verificación y contraste de la información reportada con la generada del análisis de laboratorio. Para coleccionar, pensar y asignar nombres y herborizar las especies riparias se sigue la normatividad y criterios más recientes (Castillejos, 2017; Heynes *et al.*, 2017 y Mora y Villaseñor, 2007). El número de sitios analizados fue cercano a 100 y, para determinar el contenido de carbono y su estado ecológico actual, se eligieron con base en criterios de comparación por variaciones en altitud, exposición geográfica, ancho de franja de amortiguación, tipo de vegetación y uso de suelo.

Para contextualizar la importancia del conocimiento de los ecosistemas ribereños, a escala nacional y, con el objetivo de contar con un instrumento de diagnóstico que contribuya a llenar los vacíos existentes en la literatura, en la Caja 2 se describen cuatro sistemas fluviales permanentes, que cuentan con sitios de estudio.

Caja 2. Red hidrológica del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl

Las Figuras C2.1 y C2.2 muestran la ubicación geográfica y localización de los sitios de la red hidrológica del Parque nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl.

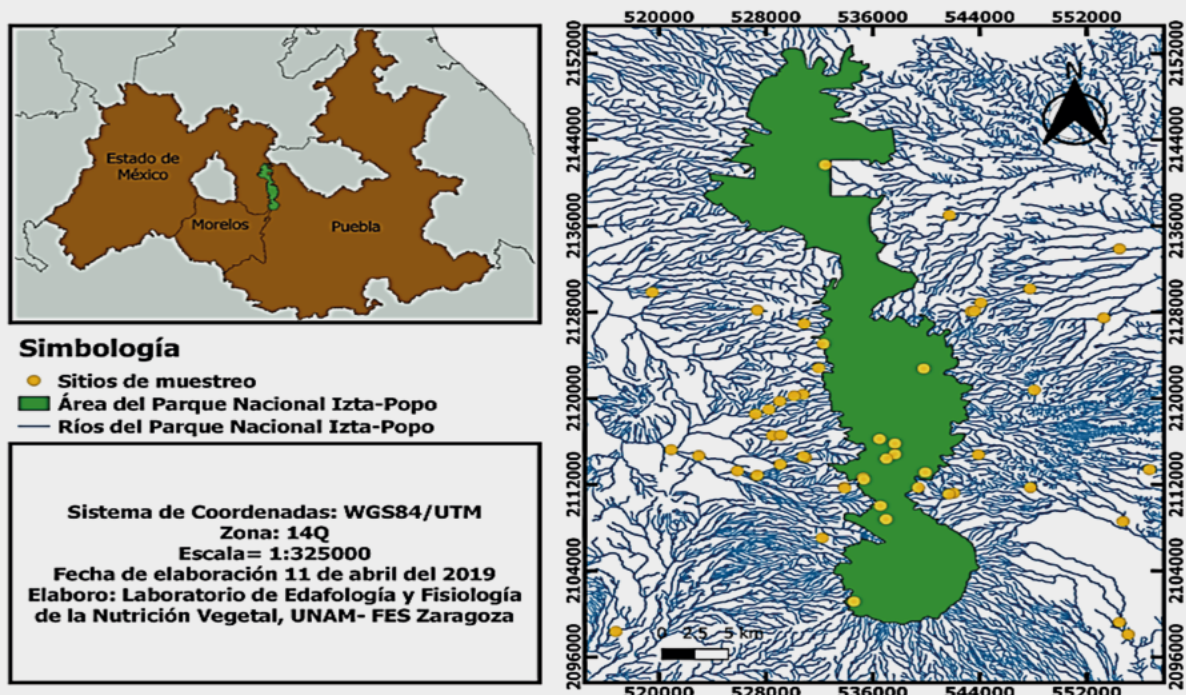


Figura C2.1. Sistemas fluviales de régimen permanente en la cuenca del Alto Balsas con alta frecuencia de estudios de campo y laboratorio.

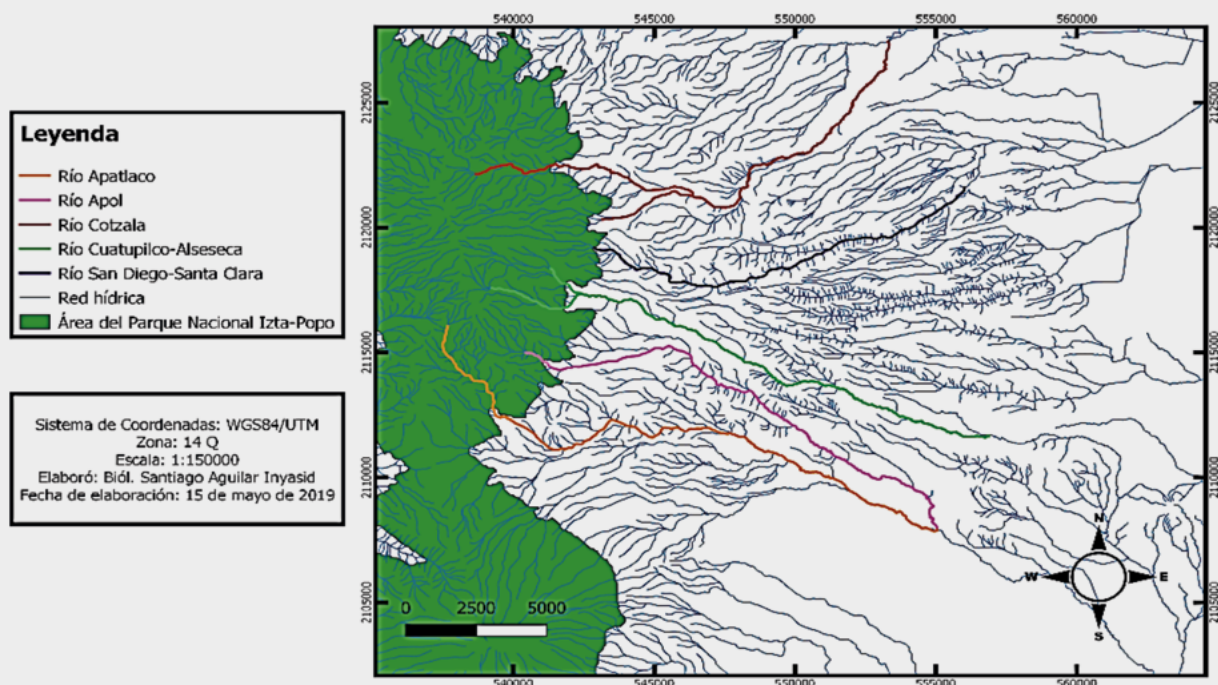


Figura C2.2. Sitios de estudio de los ecosistemas ribereños en las cabeceras y parte media de las Cuencas del alto Balsas y de la Cuenca de México. En todos los casos, los sitios estudiados se ubican sobre arroyos y ríos de régimen permanente.

A partir de los trabajos analizados, se hizo una revisión y selección de los sitios ribereños que tuvieran datos sobre cuantificación de carbono en, al menos, dos o tres de los compartimentos del ecosistema (Figura C2.2 en Caja 2).

La descripción del contenido de carbono cuantificado en los diferentes subsistemas o compartimentos de

los ecosistemas ribereños, mostró dos secuencias bioclimáticas definidas por la altitud, en las dos vertientes del sistema montañoso de la región de los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl; una en la Cuenca de México que va, aproximadamente, de los 2000 m hasta los 3900 m y, la otra, en la Cuenca del alto Balsas, de 2000 a poco más de 4000 m (Figura 1).

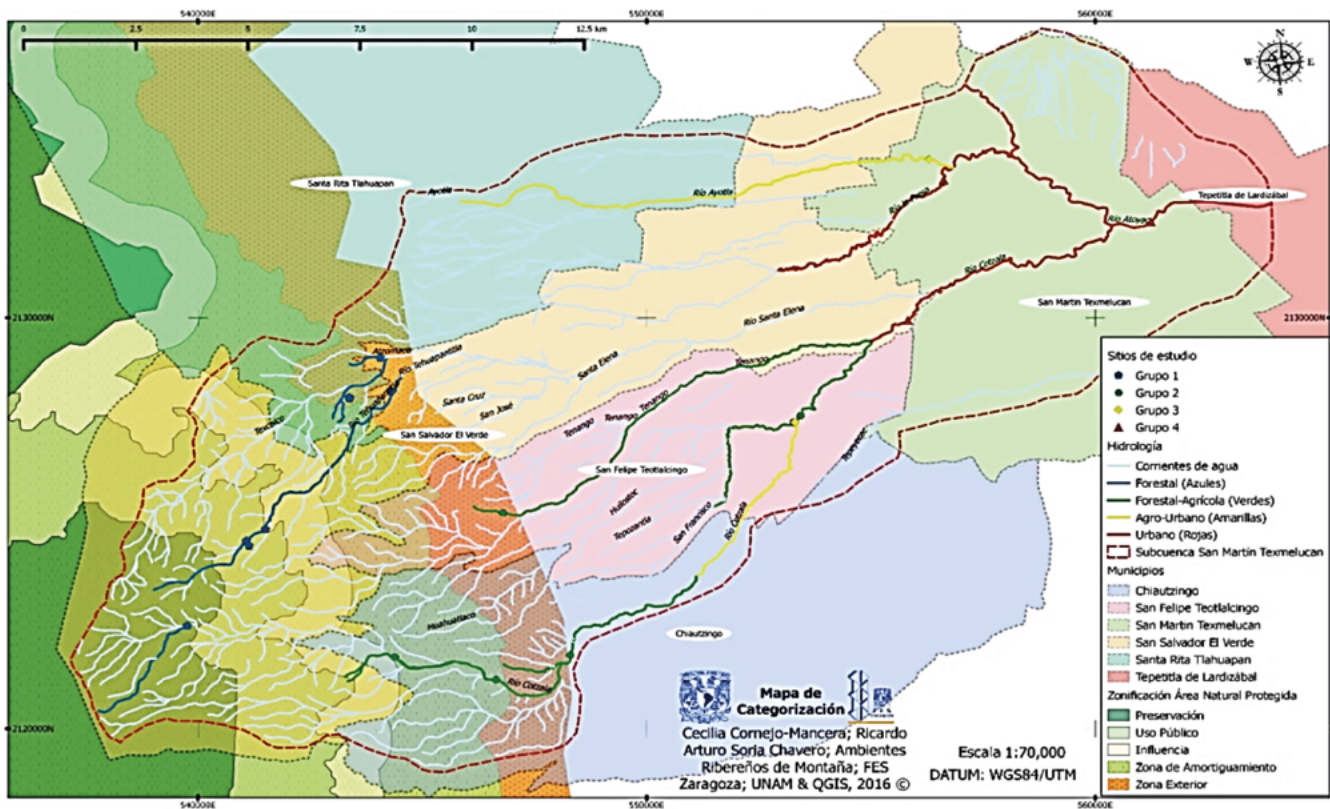


Figura 1. Se muestran diferentes sitios de estudio con diferencia en piso altitudinal y uso de suelo. Fuente: Cornejo (2016) y Soria (2016).

Escala nacional

Para el análisis de los sitios de vegetación de galería, de bosques y selvas del país, se seleccionaron

los datos de de Jong *et al.* (2018). La Figura 2 muestra la localización de los sitios analizados.

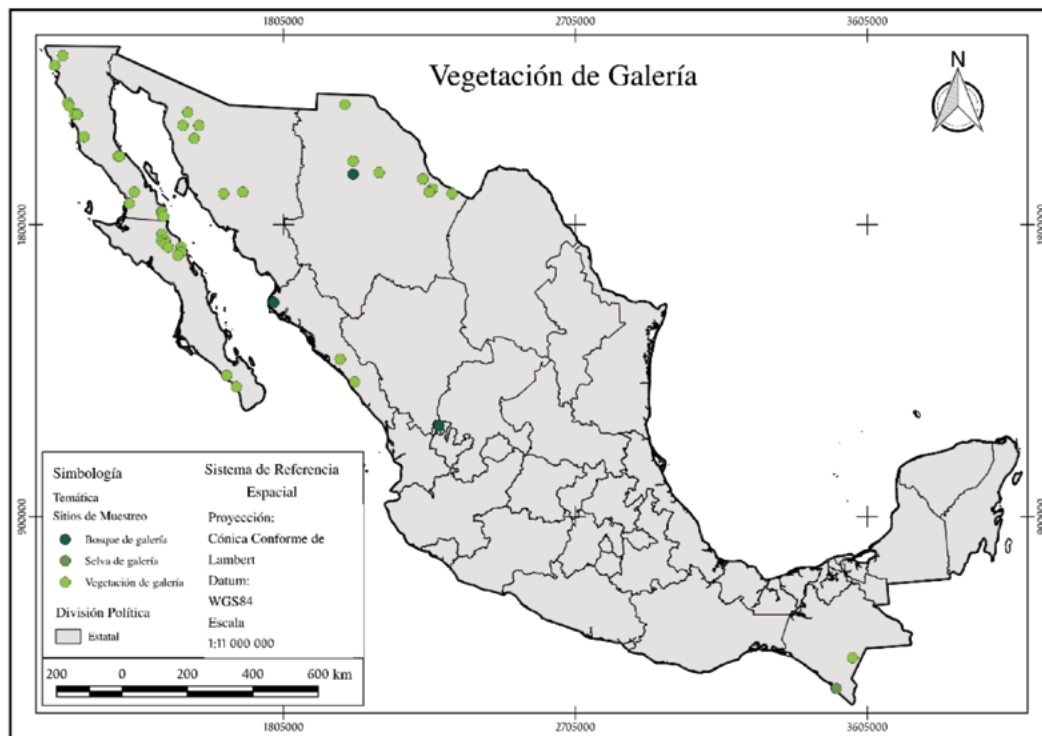


Figura 2. Localización de los sitios de muestreo de bosques y selvas de galería.

Para el caso de los suelos, la Figura 3 muestra la localización de los sitios de perfiles de suelos analizados a partir de la base de datos de Paz y Velázquez (2018).

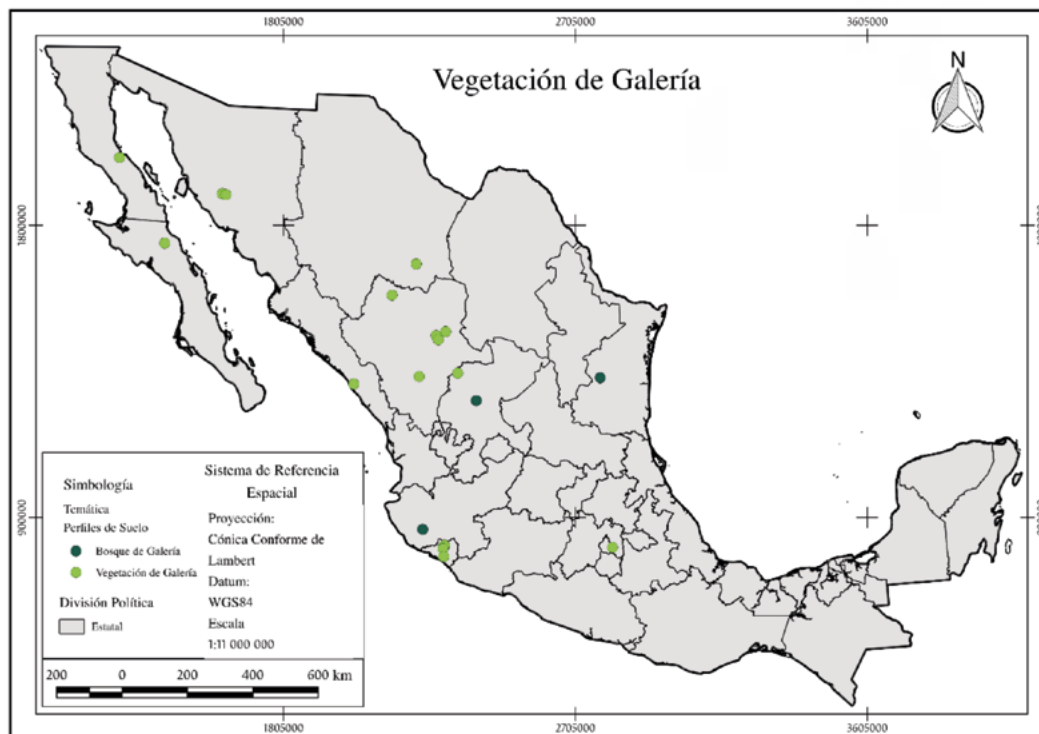


Figura 3. Localización de los sitios de perfiles de suelos en bosques y selvas de galería.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Escala regional

En el Cuadro 1 se muestra el contenido de carbono de los sistemas ribereños de la región de los volcanes Iztaccíhuatl-Popocatépetl.

Cuadro 1. Contenido de carbono orgánico particulado, carbono inorgánico en agua de arroyos permanentes y porcentaje de COS, de sistemas ribereños de cabecera de cuenca y cuenca media.

Localidad	Uso de Suelo	Cuenca	Altitud	Alcalinidad	Dureza total	Carbono orgánico particulado	Carbono Orgánico del suelo
			m		mg L ⁻¹		g kg ⁻¹
Nepantla	Urbano	1	1987	280.80	1334.13	1038.54	25.2
Doña Blanca 1	Pastizal montano	1	3870	22.84	69.41	.	37.0
Barrio San Juan Tochimilco	Urbano	2	2076	98.42	662.29	.	14.0
Pilares	Pastizal montano	2	4054	25.61	26.33	.	23.8

El Número 1 de cuenca, en la columna, representa a la Cuenca de México y, el 2, a la cuenca del alto Balsas.

El contenido de carbono orgánico particulado (COP) en el agua de los arroyos, tienen correlación positiva con los nutrientes y conductividad eléctrica, Caja 3. También se observa que aumenta el contenido de COP al disminuir la altitud, como resultado de las actividades agropecuarias, industriales y, por la presión del crecimiento poblacional en zonas de cuenca media. De una o dos decenas de mg C L⁻¹ que se presentan en

las zonas altas, aumenta hasta más de 1300 unidades en zonas con alto impacto ambiental (Ayala, 2011; Guerra *et al*, 2012). La variación estacional indica que el contenido de COP es mayor en periodos de estiaje, respecto a los de lluvias, lo que implica que la menor velocidad de corriente propicia un mayor contenido de COP (Escobedo *et al*. 2007; Cortés y Vega, 2013).

Caja 3. Carbono orgánico particulado (COP) en dos afluentes de la cuenca de México

La Figura C3.1 muestra el carbono orgánico particulado en dos afluentes de la cuenca de México.

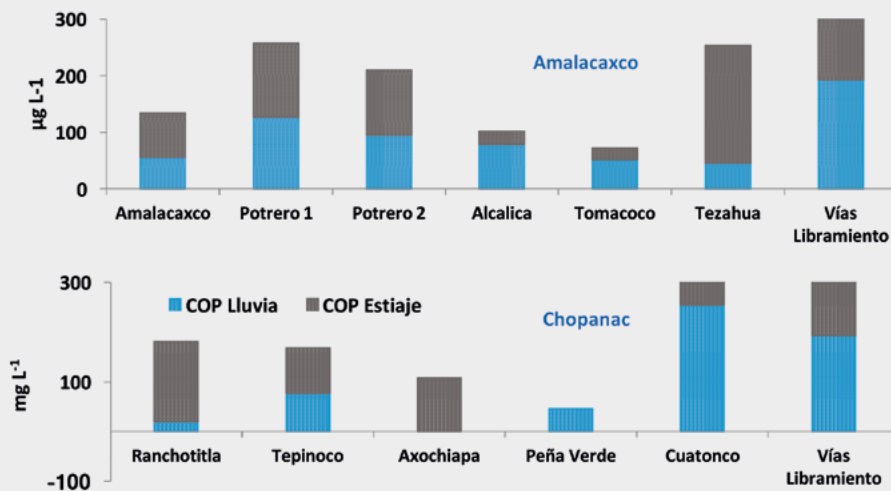


Figura C3.1. Carbono orgánico particulado (COP) acumulado, en periodo de lluvia y estiaje, en dos afluentes de la cuenca de México. En ambos casos los sitios se ubican en orden descendente de altitud.

Con respecto al carbono inorgánico en las aguas de los arroyos, (carbonatos de la alcalinidad y dureza total), es notorio que conforme el agua de los arroyos recorre bancos ribereños ya erosionados río abajo, las sales retiradas de los suelos se solubilizan y acumulan poco a poco para elevar los carbonatos del agua en zonas bajas (Ayala, 2011; Cortés y Vega, 2013; Martínez-Cohetero *et al.*, 2015), incrementado también la conductividad eléctrica del agua.

El contenido de carbono orgánico del suelo, en zonas

de menor altitud, fue menor respecto a los de la zona media, en donde dominan aún los macizos forestales menos fragmentados por actividades agropecuarias y recreativas, pero también respecto a las zonas más altas de las dos cuencas, en las que dominan los zacatonales de alta montaña. Guerra *et al.* (2012), observaron que los valores promedio, máximos y mínimos, de carbono como carbonatos del agua en arroyos y los de carbono orgánico de suelos de sistemas ribereños, tienen tendencias opuestas, ver Caja 4.

Caja 4. Variación altitudinal del contenido de carbono en sistemas ribereños adyacentes a diferentes tipos de vegetación.

El Cuadro C4.1 y la Figura C4.1 muestran el contenido de carbonatos en agua y, carbono orgánico de los suelos, de los ecosistemas ribereños, en diferentes altitudes.

Cuadro C4.1. Contenido de carbonatos en agua y, de carbono orgánico del suelo, en ecosistemas ribereños distribuidos entre 1987 y 4058 m de altitud.

Tipo de vegetación y altitud	Tipo de suelos dominantes ¹		Agua	Suelo	
			CaCO ₃	COS	CE
			mg L ⁻¹	g kg ⁻¹	dS m ⁻¹
Pastizal montano 3832-4058 m	Regosol dístico-Litosol-Andosol mólico	Media	22.6	46.4	0.1
		Intervalo	8.0-45.6	177-133.7	0.05-0.17
Bosque de pino / Pastizal montano 3520-3871 m	Cambisol eútrico-Andosol mólico-Litosol; Regosol dístico-Litosol-Andosol mólico	Promedio	32.2	64	0.3
		Intervalo	9.2-103.0	16-155.	0.2-0.4
Bosque de pino 2889 – 3745 m	Cambisol eútrico-Andosol mólico-Litosol; Regosol dístico-Litosol-Andosol mólico	Promedio	39.4	6.5	0.09
		Intervalo	8.56-206.0	30.2-84.6	0.06-0.23
Bosque mixto 2504 – 3571 m	Cambisol eútrico-Andosol mólico-Litosol; Regosol dístico-Litosol-Andosol mólico; Regosol eútrico-Andosol ótrico-Andosol mólico.	Promedio	39.9	44	0.07
		Intervalo	4.0-299.6	5.4-140.0	0.03-0.12
Agrícola 2095 – 2720 m	Cambisol eútrico-Andosol mólico-Litosol RI	Promedio	71.9	34.7	0.3
		Intervalo	10.8-259.56	0.4-103.5	0.030.7
Urbana 1987 – 2463 m	Regosol eútrico-Andosol ótrico-Andosol mólico; Cambisol eútrico-Andosol mólico-Litosol	Promedio	155.3	21	0.5
		Intervalo	35.2-472.9	7.4-46.4	0.2-1.1

¹Suelos dominantes que se reporta en las cartas edafológicas E14B41 y E14B52, del INEGI. COS = Carbono orgánico del suelo; CE = Conductividad eléctrica del suelo.

Caja 4. Variación altitudinal del contenido de carbono en sistemas ribereños adyacentes a diferentes tipos de vegetación. (Continuación).

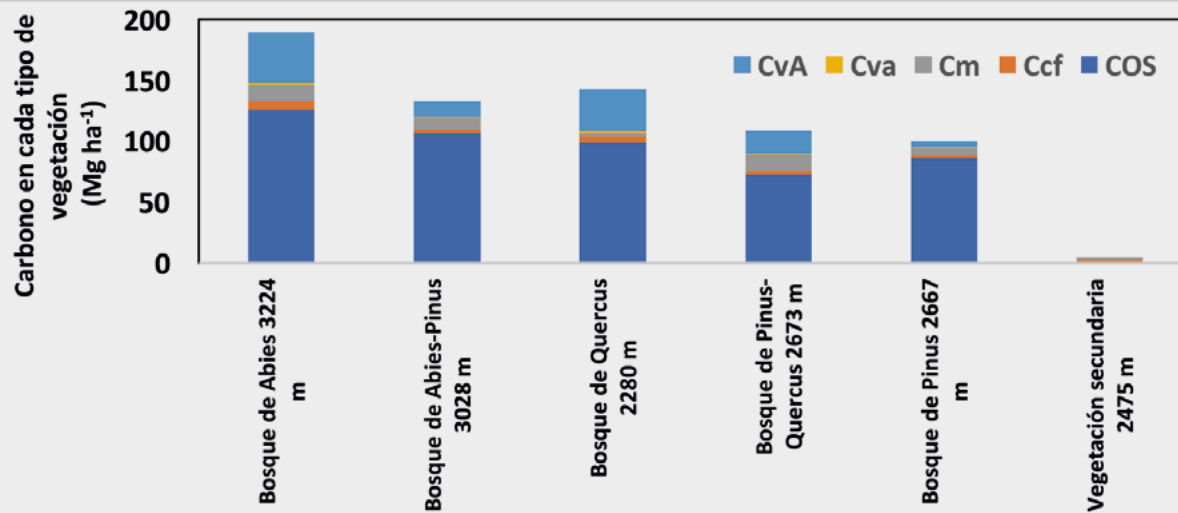


Figura C4.1. Contenido de carbono en los principales macizos forestales de la Región de los Volcanes Iztaccihuatl Popocatepetl, adyacentes a sistemas ribereños. CvA = Carbono en vegetación arbórea; Cva = Carbono en vegetación arbustiva; Cm = Carbono en mantillo; Ccf = Carbono en capa de fermentación; COS = Carbono orgánico del suelo.

Entre el mantillo recién depositado y la materia que inicia su humificación, existe otra reserva de carbono: la capa de fermentación. El Cuadro 2 muestra un mayor contenido de carbono en la capa de fermentación,

respecto al contenido en el suelo, con magnitudes que pueden duplicarse por unidad de masa, aunque la capa de fermentación es delgada.

Cuadro 2. Contenidos de materia orgánica y carbono orgánico de suelos ribereños y de la capa de fermentación, en ambientes riparios con diferente uso de suelo.

Uso de suelo	MOS	MO-CF	COS	CO-CF	C:N _s	C:N _{CF}	
		%	g kg ⁻¹				
Urbano, Agrícola y Pecuario	Media	3.4	10.8	18	26	14.2	6.9
	Desv. Est.	2.1	9.8	12	23	10.4	2.7
	Mín-Máx	0.8-6.2	4.3-29	4-34	10-70	3-35.0	5.1-8.9
Acuícola y Forestal	Media	8.6	15.9	47	38	31.7	11.4
	Desv. Est.	3.1	9.0	17	22	13.6	4.6
	Mín-Máx	5.4-15.4	6.3-34.7	29-83	15-83	13.5-50.8	5.4-16.2
Ecoturístico y Forestal	Media	7.8	15.9	42	40	15.0	12.2
	Desv. Est.	3.7	8.3	20	20	4.7	5.3
	Mín-Máx	3-13	4.4-25	17-70	11-60	12-18	6.8-17.2

Cuadro 2. Contenidos de materia orgánica y carbono orgánico de suelos ribereños y de la capa de fermentación, en ambientes riparios con diferente uso de suelo.

Uso de suelo		MOS	MO-CF	COS	CO-CF	C:N _s	C:N _{CF}
		%		g kg ⁻¹			
Forestal	Media	5.7	20.6	31	50	14.1	13.5
	Desv. Est.	2.2	9.8	12	24	4.7	3.3
	Mín-Máx	4.3-8.3	7.8-27.9	23-45	19-67	10.7-16	9.4-16.4

MOS = materia orgánica del suelo, MO-CF = materia orgánica de la capa de fermentación, COS = carbono orgánico del suelo, CO-CF = carbono orgánico de la capa de fermentación, C:N_s = relación carbono nitrógeno del suelo, C:N_{CF} = carbono orgánico de la capa de fermentación.

El contenido de carbono del suelo es de entre 30 y 50 g kg⁻¹ en suelos ribereños inmersos en ecosistemas forestales, disminuyen hasta menos de 20 g kg⁻¹ en suelos ribereños ubicados en ambientes agropecuarios y urbanos. En la capa de fermentación, el contenido

de carbono orgánico mostró un comportamiento muy similar al que se observó en los suelos ribereños de áreas forestales, lo que denota la correlación significativa entre el COS y el CO_{CF} (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores de coeficientes de correlación de Pearson e intervalos de confianza (p≤0.05) para algunas propiedades físicas y químicas de suelos ribereños y de la capa de fermentación.

	COS	CO _{CF}	pH _s	pH _{CF}	CE _s	CE _{CF}
CO _{CF}	0.294	1.00				
	0.008					
	80					
pH _s	-0.144	-0.246	1.00			
	0.116	0.026				
	120	81				
pH _{CF}	-0.115	-0.545	0.771	1.00		
	0.222	<.0001	<.001			
	114	81	120			
CE _s	-0.193	0.017	0.113	0.245	1.00	
	0.034	0.877	0.211	0.007		
	120	81	124	118		
CE _{CF}	0.090	0.455	0.200	-0.116	-0.19	1.00
	0.350	<.0001	0.032	0.215	0.036	
	108	81	114	114	112	

Valores en negritas representan coeficientes de correlación significativos (p≤0.05).

En la Caja 5 se muestra un diagnóstico completo sobre contenido de carbono en diferentes compartimentos de los ecosistemas ribereños de un sistema fluvial de régimen permanente.

Caja 5. Estudio integral del contenido de carbono en cinco sitios ribereños con diferente uso de suelo. distribuidos en un gradiente altitudinal

Los Cuadros C5.1, C5.2 y C5.3 muestran el contenido de carbono en la parte aérea y radical de la vegetación riparia de especies arbóreas, arbustivas y herbácea; en suelo, capa de fermentación y mantillo; de carbono inorgánico y orgánico particulado del agua y, orgánico del sedimento de los mismos ecosistemas

Cuadro C5.1. Contenido de carbono en vegetación arbórea y arbustiva en diversos sitios ribereño, en bosque de coníferas con diferente estado de conservación y manejo.

Sitio y uso de suelo	Altitud	Biomasa				Carbono total
		Arbórea		arbustiva		
		Parte aérea	Radical ¹	Parte aérea	Radical ¹	
	m	Mg C ha ⁻¹				
Ranchotitla.... Fc	3224	172.04 a	34.42 a	1.0 a	1.04 a	2066.4
Tepinoco Fm	3028	26.55 c	5.31 b	0.06 d	0.15 c	318.8
Axochiapa Fc	2760	161.44 a	32.29 a	0.63 b	0.40 b	1938.3
Peña Verde Fc	2752	154.53 b	30.91 a	0.10 c	0.10 c	1854.6
CuatoncoFm	2752	20.48 c	4.10 b	0.15 c	0.14 c	246.1
Hda. Panoaya. T	2563	-	-	-	-	
Media		127.11	25.43	0.47	0.37	
Desv. Est.		76.45	15.29	0.41	0.39	

¹Estimado en función de las relaciones (parte aérea/raíz) en plantaciones de bosques templados de coníferas (Mokany *et al.*, 2006). Letras diferentes dentro de columna representan diferencias significativas Tukey ($p \leq 0.05$). Fc = Forestal conservado, Fm = Forestal manejado, T = Turístico. (Cruz *et al.*, 2012; Escalante y González, 2013; Cruz *et al.*, 2014).

Cuadro C5.2. Contenido de carbono orgánico almacenado en buffers de 1 y 5 m en el sistema fluvial Chopanac, en bosque de coníferas con diferente estado de conservación y manejo.

Sitio	Amplitud	COS	CO _{-CF}	CO _{-M}	CO _{-VA}
		Media ± Desv. Est.	Media ± Desv. Est.	Media ± Desv. Est.	Media ± Desv. Est
	m	Mg Carbono ha ⁻¹			
Ranchotitla	1	Nd	9.3 ± 5.7	7.8 ± 0.4	Nd
	5	125.41 ± 6.2	6.5 ± 2.26	22.8 ± 26.3	0.55 ± 1.17
Tepinoco	1	100.27 ± 39.74	1.39 ± 0.01	2.2 ± 1.1	Nd
	5	113.25 ± 55.19	3.14 ± 3.29	19.3 ± 2.8	0.12 ± 0.12
Axochiapa	1	88.61 ± 17.96	4.77 ± 1.54	3.1 ± 1.5	1.07 ± 1.05
	5	108.33 ± 30.18	4.73 ± 0.47	3.5 ± 1.3	0.4 ± 0.26
Peña Verde	1	57.55 ± 19.18	2.88 ± 1.14	9.8 ± 8.2	0.1 ± 0.05
	5	87.06 ± 11.7	3.08 ± 1.23	17.7 ± 6.1	0.09 ± 0.1
Cuatonco	1	105.84 ± 18.64	2.33 ± 1.09	9.6 ± 9.2	0.21 ± 0.14
	5	66.17 ± 3.03	1.59 ± 1.39	3.5 ± 3.5	0.07 ± 0.04
Hda. Panoaya	1	109.08 ± 16.13	1.79 ± 0.30	2.4 ± 2.4	Nd
	5	100.9 ± 22.58	1.71 ± 0.58	2.7 ± 1.8	Nd

COS = Carbono Orgánico del Suelo capa superficial (-20 cm), CO_{-CF} = Carbono en capa de fermentación, CO_{-M} = Carbono en mantillo, CO_{-VA} = Carbono en vegetación arbustiva y herbáceas parte aérea y raíz. *Nd= No determinado (No se obtuvo muestra del primer metro por su relieve, talud muy inclinado). Fuente: Cruz *et al.* (2012); Escalante y González (2013); Cruz *et al.* (2014).

Caja 5. Estudio integral del contenido de carbono en cinco sitios ribereños con diferente uso de suelo. distribuidos en un gradiente altitudinal. (Continuación).

Cuadro C5.3. Contenido de carbonatos en agua, carbono orgánico en sedimento y, orgánico particulado, en el sistema fluvial Chopanac en bosque de coníferas con diferente estado de conservación y manejo.

Localidad	Velocidad de		Gasto de		Contenido de		Carbono Orgánico		
	Caudal		Corriente		carbono		Particulado		
	Lluvia	Estiaje	Lluvia	Estiaje	Sedimento	Alcalinidad	Lluvia	Estiaje	Promedio
	m s ⁻¹		m ³ s ⁻¹		%	mg L ⁻¹	µg C L ⁻¹		
Ranchotitla	0.003	0.003	0.299	0.391	1.3 c	3.4 c	20.1 c	161.2 b	90.6
Tepinoco	0.002	0.004	0.073	0.190	2.7 b	3.5 c	76.4 b	91.80 c	84.1
Axochiapa	0.064	0.018	1.014	0.232	1.9 c	4.3 b	--	107.9 c	101.9
Peña Verde	0.005	0.005	0.265	0.26	4.1 a	5.37 a	46.3 c	--	46.3
Cuatonco	0.001	0.003	0.063	0.089	3.9 a	4.13 b	254.0 a	224.7 a	239.4
Media	0.015	0.07	0.343	0.232	2.8	4.14	99.2	146.4	112.5
Desv. Est.	0.027	0.006	0.39	0.11	1.22	0.79	105.7	60.03	73.9

Fuente: Guerra *et al.* (2012); Cortés y Vega (2013); Soledad (2013).
 Letras diferentes dentro de columna representan diferencias significativas Tukey (p ≤ 0.05).

El análisis de la información del cuadro C5.1 indica que el contenido de carbono en vegetación arbórea y sitios forestales conservados, supera los 170 Mg C ha⁻¹ y, en áreas de aprovechamiento, no rebasa los 30 Mg C ha⁻¹. Aunque en menor proporción, la tendencia es similar en el estrato arbustivo. El Cuadro C5.2 indica que, en los buffers de amortiguamiento de 1 y 5 m, el contenido de carbono del suelo, de la capa de fermentación y de la vegetación arbórea, no muestran diferencias, contrario a lo que sucede en el mantillo. El contenido de carbono orgánico particulado, el de carbonatos en agua y el orgánico en sedimento, aumentan conforme disminuye la altitud, lo que denota la mayor presión a la que están sometidos los bosques bajo manejo intensivo (Cuadro C5.3).

El Cuadro 4 muestra que los bosques de *Abies religiosa* tienen un mayor contenido de carbono orgánico del suelo, carbono en capa de fermentación, carbono en mantillo y, en los estratos arbustivos y arbóreos de la vegetación, que los bosques de *Quercus*

sp. O los bosques mixtos, e incluso, que los bosques de vegetación secundaria, que suelen tener especies oportunistas que se desarrollan con éxito en los claros que deja la tala, los incendios o el declive natural del bosque (Cuadro 4).

Cuadro 4. Contenido total de carbono por hectárea, en sitios ribereños ubicados en un gradiente altitudinal con diferente tipo de vegetación del afluente Chopanac.

Tipo de vegetación	Altitud	COS	Ccf	Cm	Cva	CvA	C total
	m						
		Mg ha ¹					
Bosque de <i>Abies</i>	3224	125.4 a	7.6 a	12.9 a	2.0 a	41.4 a	189.3
Bosque de <i>Abies</i>	3028	106.8 a	2.5 b	9.8 ab	0.3 a	13.3 b	132.7
Bosque de <i>Quercus</i>	2880	98.5 a	4.8 b	3.3 ab	1.3 a	34.7 a	142.6
Bosque de <i>Pinus-Quercus</i>	2673	72.3 b	3.0 b	13.7 a	0.2 b	19.5 b	108.7
Bosque de <i>Pinus</i>	2667	86 b	2.0 c	6.6 ab	0.3 a	5.1 b	100.0
Vegetación secundaria	2475	104.8 a	1.8 c	2.5 b	-	-	109.1
	Media	99.0	3.6	8.1	0.8	22.8	130.4
	mín-máx	72.3-125	1.8-7.6	2.5-15.3	0.2-2.1	5.1- 41.4	
	Desv. est.	23.3	1.54	7.8	0.41	15	

COS = Carbono Orgánico del suelo, Ccf = Carbono en capa de fermentación del suelo, Cm = Carbono en mantillo, Cva = Carbono en vegetación arbustiva y herbáceas, parte aérea; CvA = Carbono vegetación Arbórea.

*Letras diferentes representan diferencia estadística significativa (α = 0.05)

*Los resultados de Cva y CvA del sitio 6 no se calcularon por falta de datos debido a la política del sitio.

El estudio del carbono orgánico del suelo generalmente se realiza a partir de suelo superficial, pero es importante cuantificarlo a lo largo de una catena de suelos, en un gradiente altitudinal y, a lo largo del perfil de los suelos ribereños, que fue lo que realizaron Sandoval *et al.* (2016),

a partir de una asociación de perfiles tipo, en el declive oriental de la Sierra Nevada, sobre la cuenca del alto Balsas en suelos ribereños y con apoyo de barrenaciones en tres amplitudes de la faja de amortiguamiento (Buffer) a 1, 3 y 5 metros (Figuras 4 y 5).

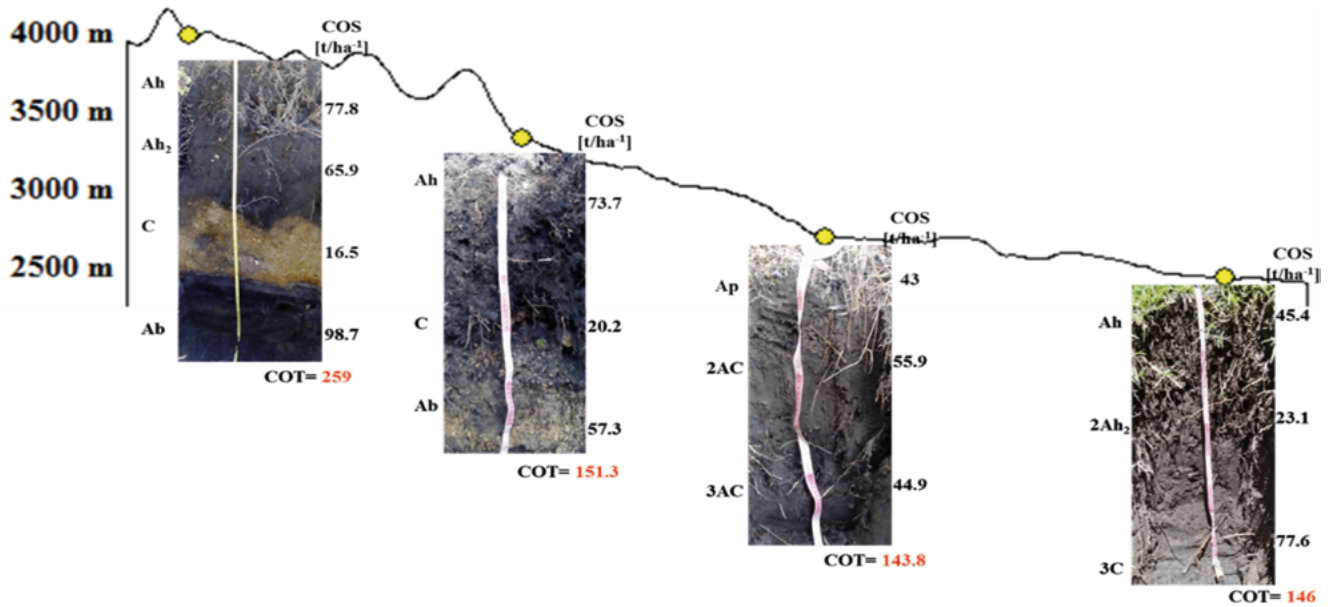


Figura 4. Contenido de carbono en suelos de sistemas ribereños, en un gradiente altitudinal. Fuente: Sandoval (2006).

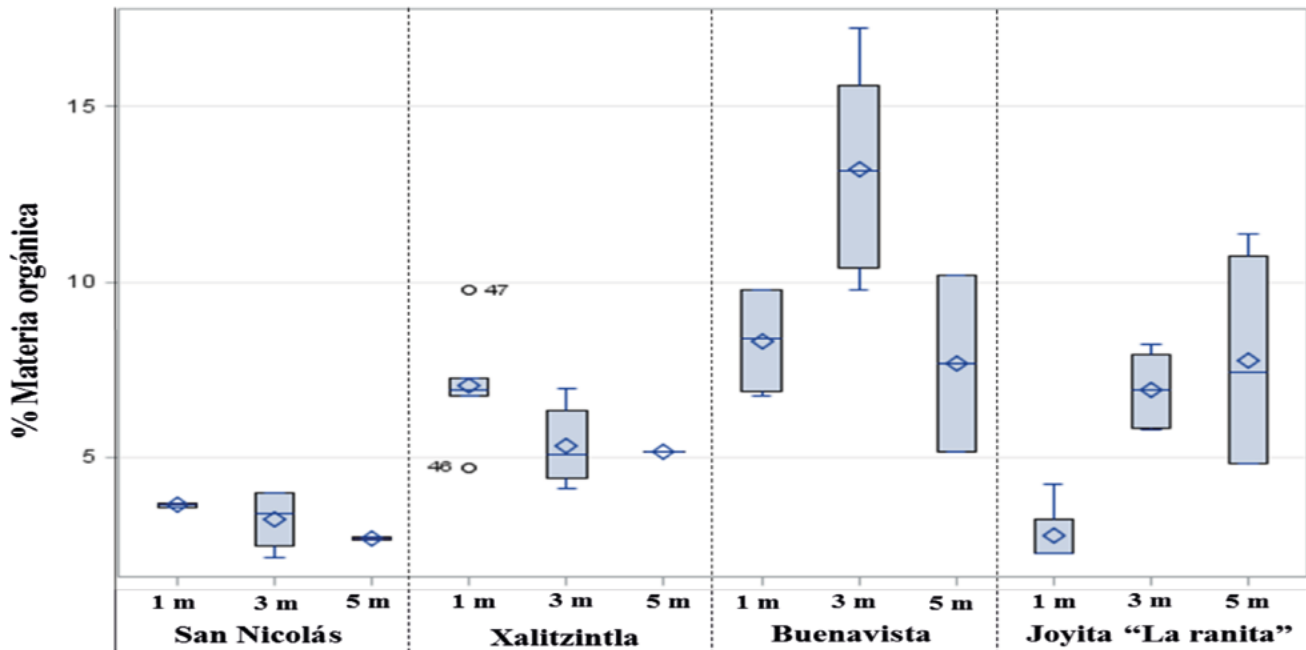


Figura 5: Variación de la materia orgánica, con respecto a la distancia del cauce en suelo superficial ribereño. Fuente: Sandoval (2016).

Las Figuras 3 y 4 muestran que, en zonas bajas con mayor presión para los ambientes ribereños por sobre extracción de agua, erosión del suelo del banco ribereño, “chaponeos”, tala de la vegetación riparia y contaminación por desechos sólidos y agroquímicos, los horizontes superficiales tienen menos carbono orgánico que los subsuperficiales; a diferencia de las zonas altas, en donde el comportamiento es inverso, es decir, el contenido de COS disminuye con respecto a la profundidad (Sandoval *et al.*, 2016). Respecto a la variación del contenido de carbono en la franja de amortiguamiento, en anchos de Buffer de uno, tres y

cinco metros, en zonas bajas disminuye con la distancia y, en zonas altas, aumenta, lo que está directamente relacionado con la velocidad del caudal y con la geomorfología de los arroyos (Guerra, 2017; López, 2017).

Cruz *et al.* (2017), evaluaron el contenido de carbono orgánico y su compartimentalización en suelo, biomasa microbiana, mantillo y parte aérea de la vegetación, en los mismos sitios que Santiago (2018). Su trabajo confirmó que el contenido de carbono en la parte aérea de la vegetación y, el de COS, se incrementan con la altitud (Figura 6).

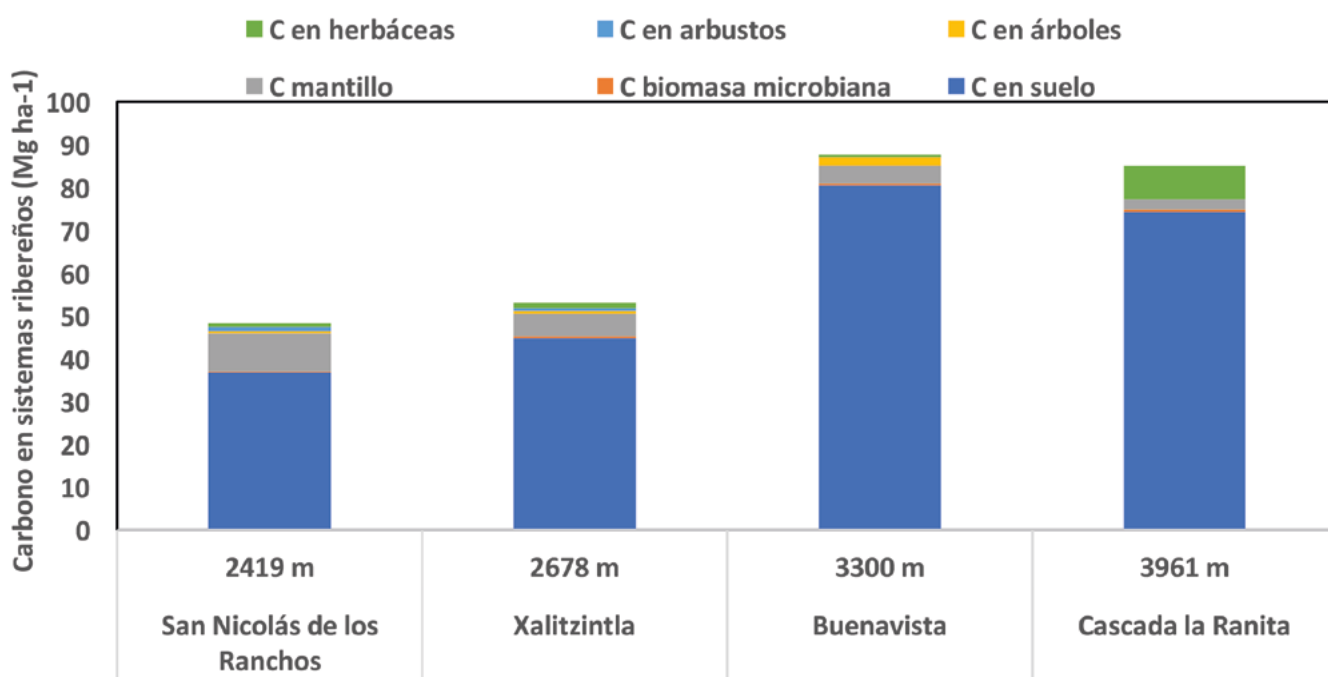


Figura 6 Contenidos de carbono en los compartimentos del sistema terrestre de cuatro ecosistemas ribereños en un gradiente de 2400 a 4000 m de altitud.

Escala nacional

En el Cuadro 5 se muestran los estadísticos de la biomasa aérea y subterránea, viva y muerta, de la vegetación de galería y bosque de galería de la base de datos de de Jong *et al.* (2018). De acuerdo con esta

base, los valores mínimos pueden ser producto de que la vegetación está en un estado de sucesión inicial o, simplemente, del etiquetado de los sitios de muestreo. En esta perspectiva, se espera que los valores máximos del Cuadro 5 reflejen las condiciones típicas de estos tipos de vegetación.

Cuadro 5. Contenido de materia seca (Mg M.S. ha⁻¹) de la biomasa en sus componentes aérea y subterránea.

Componente	Estadístico	Vegetación de galería	Bosque de galería
		Número Sitios	149
Biomasa aérea (viva + muerta)	Mínimo	0.00	0.01
	Promedio	5.32	29.63
	Desv. Est.	15.77	37.22
	Máximo	126.09	101.23
Biomasa subterránea (viva + muerta)	Mínimo	0.00	0.00
	Promedio	1.27	6.39
	Desv. Est.	3.28	7.61
	Máximo	24.91	20.52
Biomasa (viva + muerta) total (aérea + subterránea)	Mínimo	0.00	0.01
	Promedio	6.59	36.02
	Desv. Est.	19.05	44.82
	Máximo	151.00	121.75

En el Cuadro 6 se muestran los estadísticos de la profundidad 0 a 30 cm, de la base de datos de perfiles de suelo analizada por Paz y Velázquez (2018) y el carbono de la biomasa total (Cuadro 5, multiplicando la M.S. x 0.5 para obtener C).

Cuadro 6. COS (mg C ha⁻¹) de bosques y selvas de galería.

Estadístico	Bosque de galería	Selva de galería
No. perfiles	3	14
Mínimo	53.26	2.32
Promedio	60.69	27.89
Desv. Est.	65.88	2601.66
Máximo	69.35	200.46

SIGUIENTES PASOS

Considerando que los ecosistemas ribereños se suceden en secuencias bioclimáticas, en gradientes altitudinales desde cuenca alta hasta las desembocaduras de los ríos, es importante realizar acciones que permitan su caracterización:

- Definir, con base en criterios ecológicos, el ancho de la faja de amortiguación que, a lo largo

de costas, arroyos y lagos, debe tener el sistema ribereño para preservar sus múltiples funciones de regulación y provisión.

- Conformar grupos de trabajo multidisciplinarios e interinstitucionales que, con metodologías estandarizadas, se distribuyan el estudio de los ecosistemas ribereños en cuenca alta, cuenca media, cuenca baja y llanuras aluviales.



- Establecer programas intersectoriales entre universidades e institutos de investigación y enseñanza, junto con instituciones gubernamentales (CONAGUA, CONAFOR, CONANP), para estandarizar metodologías y estrategias para el estudio del contenido y flujos de carbono en los ecosistemas ribereños.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Un análisis del contenido de carbono en diversos compartimentos de los ecosistemas ribereños que prosperan sobre suelos derivados de materiales de origen volcánico, confirma que el suelo es el principal reservorio de carbono en los ecosistemas terrestres y que los suelos volcánicos tienen un gran potencial de almacenamiento de carbono orgánico, debido a factores como estabilización de materia orgánica en minerales amorfos. En los sistemas ribereños, el carbono orgánico de los suelos presenta su contenido más alto en suelos forestales, en comparación con los suelos de uso agrícola, pecuario y urbano.

El estudio de ecosistemas ribereños, o de alguno de sus elementos bióticos o abióticos, generalmente ha estado parcializado hacia alguno de sus subsistemas. La revisión que se realizó no muestra estudios incluyentes de los subsistemas y, menos aún, que consideren contenido y flujos de carbono.

Los ecosistemas ribereños ubicados en cuenca alta, movilizan sus excedentes de agua hacia las regiones de cuenca media y baja, por la suficiencia de agua casi permanente, por representar una fuente de salud y riqueza para las poblaciones humanas, además de su importancia ecológica.

El compartimento edáfico representa el mayor en importancia, con respecto al contenido de carbono y, la vegetación el segundo, en los ecosistemas ribereños de montaña; mientras que el mantillo o capa de hojarasca, adquiere importancia en los bosques de hoja caediza y en bosques de vegetación secundaria.

El contenido de carbono en agua muestra una cantidad elevada, tanto de carbono orgánico particulado, como de carbono mineral (carbonatos), en arroyos de zonas bajas expuestos a la recepción de sedimentos y escurrimientos de suelos dedicados a actividades agropecuarias.

Los recursos naturales propios de los ambientes ribereños no son infinitos y, por el contrario, basta observar a la mayoría de ellos para reconocer que presentan una severa y acelerada degradación por

contaminación, hiper eutrofización, disminución de la calidad del agua, pérdidas de caudal, pérdida de belleza escénica y de biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento a la DGAPA- UNAM por las becas para estudiantes y los recursos financieros proporcionados para gastos de campo, así como para la compra de equipo, reactivos y materiales, que permitieron sacar adelante el proyecto PAPIME PE 215016. Se agradece, también, a la carrera de Biología de la FES Zaragoza de la UNAM y, al Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, del Colegio de Postgraduados de México (COLPOS).

LITERATURA CITADA

- Arredondo, S. F., y C. J. Navar. 2009. Estimación de factores de expansión de carbono en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15:155-163.
- Aunan, T., B. J. Palik and E. S. Verry. 2005. A GIS approach for delineating variable-width riparian buffers based on hydrological function. *Minesota: Minesota Forest Resource Council*.
- Ayala, M. Y. 2011. Interacción ecológica del sistema agua-suelo en ambientes ribereños del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia. Tesis de Licenciatura. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México.
- Balbotín, C., C. O. Cruz, F. Paz and J. D. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. *In: Lal R. and R. F. Follett, Soil carbon sequestration and the greenhouse effects*. Madison, WI: SSA Special Publication 57. pp. 71-96.
- Beumer, V., G. Van Wirdum, B. Beltman, J. Griffioen, A. P. Grootjans and T. A. Verhoeven. 2008. Geochemistry and flooding as determining factors of plant species composition in Dutch winter-flooded riverine grassland. *Science of the Total Environment* 402:70-81.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization.
- Castañeda, J. C., A. Gallegos, M. Sánchez y P. A. Domínguez. 2012. Biomasa aérea y posibles emisiones de CO₂ después de un incendio; caso del bosque "La Primavera", Jalisco, México. *Ra Ximhai* 8:1-15.
- Castillejos, C. 2017. Estudio florístico de ambientes ribereños de alta montaña en el volcán Iztaccíhuatl. *En: Cruz G. y E. A. Guerra (eds.). Ecosistemas Ribereños de Montaña. Descripción y Estudio*. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México. pp. 89-106.

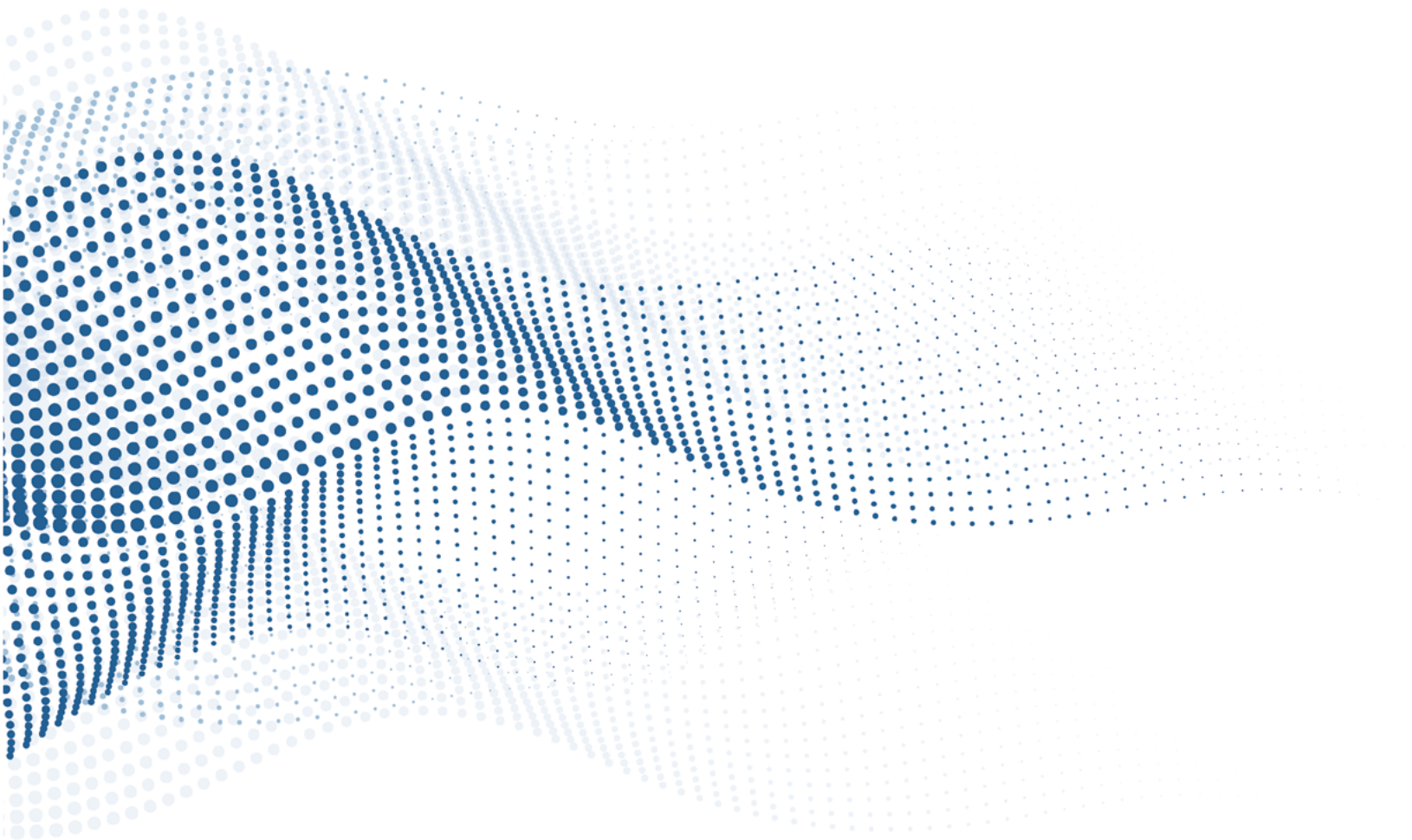
- Ceccon, E. 2003. Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias* 72:46-53.
- CONAGUA. 2009. Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- CONAGUA. 2015. Atlas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Cornejo, M. C. 2016. Clasificación de Recursos hídricos de la Subcuenca de San Martín Texmelucan. Tesis de Licenciatura. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México.
- Cortés, A. L. y K. L. Vega, 2013. Variaciones de carbono, nitrógeno y fósforo en sitios con distinto uso de suelo en dos sistemas ribereños del río Amecameca. Tesis de Licenciatura. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México, México.
- Cruz, G. 2017. Visión integral de las cuencas hidrográficas en la dinámica de los ecosistemas ribereños. *En*: G. Cruz y E. A. Guerra (eds.). Ecosistemas Ribereños de Montaña, Descripción y Estudio. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México. pp. 9-28.
- Cruz, G., y E. A. Guerra. 2017. Presentación. *En*: G. Cruz y E. A. Guerra (eds.). Ecosistemas ribereños de montaña, descripción y estudio. pp. IX-XI. UNAM- FES ZARAGOZA. Ciudad de México, México.
- Cruz, G., K. Escalante, D. González, E. A. Guerra y J. D. Etchevers. 2012. Inventario de carbono en ambientes ribereños de montaña. *En*: F. Paz y R. M. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: síntesis a 2011. Programa Mexicano del Carbono en Colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México. pp. 195-200.
- Cruz, G., E. A. Guerra y J. D. Etchevers. 2014. Contenidos de carbono en distintos compartimentos de ambientes ribereños en ecosistemas forestales de montaña. *En*: F. Paz, J. Wong, M. Bazan y V. Saynes (eds.). Estado Actual del conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Colegio de Postgraduados, la Universidad Autónoma de Chapingo y el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Texcoco, Estado de México. pp. 295-301.
- Cruz, G., I. Santiago, E. A. Guerra y Y. Pérez. 2017. Compartimentación del almacenamiento de carbono orgánico en ecosistemas ribereños de alta montaña de México. *En*: F. Paz, R. Torres y A. Velázquez (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y la Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, Baja California. pp. 534-539.
- Cruz-Flores, G., E. A. Guerra-Hernández, J. M. Valderrábano-Gómez, A.B. López-López, I. Santiago-Aguilar, C. Castillejos-Cruz, L. S. Campos-Lince, J. D. Etchevers-Barra, C. Hidalgo-Moreno, J. C. Sandoval-Aparicio y M. Mendoza-Cariño. 2019. Base de datos de contenido de carbono en ecosistemas ribereños: Cuenca alta y media de la Reserva de la Biósfera Los Volcanes. *Elementos para Políticas Públicas* 3:13-32.
- Escalante, K. A., y D. González. 2013. Estimación de líneas base del contenido de carbono orgánico del sistema suelo-planta en un ambiente ribereño del río Amecameca. Tesis de Licenciatura. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México, México.
- Escobedo, D., A. Martínez, Á. Jiménez, A. Ulloa y A. Zavala. 2007. Intercambio de carbono orgánico particulado del sistema lagunar San Ignacio-Navachiste, Sinaloa, con el mar adyacente. *En*: B. Hernández y G. Gaxiola (eds.). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Primera edición. 11:171-185.
- Garrido, P. A., M. L. Cuevas, H. Cotler, D. I. González y R. Thame. 2010). Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación Ambiental* 2:25-45.
- Gerritsen, P., A. Lomeli y C. Ortiz. 2005. Urbanización y problemática socioambiental en la costa sur de Jalisco, México. Una aproximación. *Sociedad y Territorio* 17:107-137.
- González, M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y captura de carbono en regeneración natural de *Pinus maximinoi* H.E. Moree, *Pinus ocarpa* var. *orochetennai* Mtz. y *Quercus sp.* en el norte del estado de Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Costa Rica.
- González, T. M. and J. D. García. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* 25:389-402.
- Guerra, E. 2017. Geomorfología y clasificación de arroyos y ríos. *En*: G. Cruz y E. A. Guerra (eds.). Ecosistemas Ribereños de Montaña. Descripción y estudio. UNAM FES Zaragoza. México. ISBN: 978-607-02-9875-2. pp. 9-28.
- Guerra, E. A., A. L. Cortés, K. L. Vega, G. Cruz y J. D. Etchevers. 2012. Contenidos de carbono en sedimento y agua en afluentes del río Amecameca y su relación con el cambio de uso de suelo. *En*: F. Paz y R. M. Cuevas (eds.) Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México. pp. 514-522.
- Haycock, N. E. and G. Pinay. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *Journal of Environmental Quality* 22:273-278.



- Heynes, S. A., M. S. González, L. Ruacho, M. González e I. López. 2017. Vegetación de humedales del municipio de Durango, Durango, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:358-364.
- Ilhardt, B. L., E. S. Verry and B. J. Palik. 2000. Defining riparian areas. In: E.S. Verry, J. W. Hornbeck and C. A. Dolloff (eds.). *Riparian management in forest of the continental Eastern United States*. New York. Lewis Publishers. pp. 23-42.
- IPCC. 1996. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Workbook. Vol. 2. IPCC and OECD. London.
- Kimura, A., M. B. Baptista and M. R. Scotti. 2017. Soil humic acid and aggregation as restoration indicators of a seasonally flooded riparian forest under buffer zone system. *Ecological Engineering* 98:146-156.
- Lal, R. 2008. Carbon sequestration. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363:815-830
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas-posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. GMBH (GTZ). Eschborn, Alemania.
- Lazdinis, M. and P. Angelstam. 2005. Functionality of riparian forest ecotones in the context of former. *Forest Policy and Economics* 7:321-332.
- Lee, P., C. Smyth and S. Boutin. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70:165-180.
- López, A. B. 2017. Control geomorfológico en el drenaje superficial de laderas y ríos de montaña. En: G. Cruz y E. A. Guerra (eds.). *Ecosistemas Ribereños de Montaña, Descripción y Estudio*. UNAM FES Zaragoza. México. ISBN: 978-607-02-9875-2. pp. 29-52.
- López-Hernández, M., M. G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. 2007. Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica* 17:17-30.
- Martínez, J. F., C. Hidalgo, J. D. Etchevers, J. C. Sandoval, E. A. Guerra y G. Cruz. 2015. Contenidos de carbono en suelos forestales de ribera de dos cuencas de la Reserva de la Biósfera los Volcanes. En: Paz, F., J. Wong y R. Torres. *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el sureste A.C. Villahermosa, Tabasco. pp. 217-223.
- Meli, P., L. Ruíz, R. Aguilar, A. Rabasa, J. M. Rey-Benayas y J. Carabias. 2017. Bosques ribereños del trópico húmedo: un caso de estudio y aspectos críticos para una restauración exitosa. *Madera y Bosques* 23:181-193.
- Mendoza, M., A. Quevedo, Á. Bravo, H. Flores, M. L. de la Isla, F. Gavi y B. P. Zamora. 2014. Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 30:429-436.
- Mora, A. y J. L. Villaseñor. 2007. Diversidad y distribución de la flora vascular acuática de Tamaulipas, México. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 1:511-527.
- Naiman, R. J., R. E. Scott, J. M. Helfield and T. C. O'Keefe. 2000. Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiology* 410:79-86.
- Nardini, A., G. Straniero, G. Gusmaroli, G. M. Míguez, C. R. Nunes de Oliveira, P. del Arco, C. Meier, P. A. Cabrera, J. L. Arumí, L. M. Martínez, C. I. Ortiz, D. García de Jalón and T. Herrera. 2014. The Fluvial Space: a comparison amongst Chile, Brazil, México, Spain and Italy, within the Project UE-FP7-IRSES-PEOPLE "SERELAREFA" Version: August 29, 2014.
- Nessimian J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. de Marco Jr, M. Gordo, L. Fidelis, J. D'arc Batista and L. Juen. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117.
- Polyakov, V., A. Fares and M. H. Ryder. 2005. Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water. A review. *Environmental Review* 13:129-144.
- Powlson, D. S., P. C. Brookes and B. T. Christensen. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 19:159-164.
- Rheinhardt, R. D., M. M. Brinson, G. F. Meyer and K. H. Miller. 2012. Carbon storage of headwater riparian zones in an agricultural landscape. *Carbon Balance and Management* 7:1-5.
- Robertson, G. P., D. C. Coleman, C. S. Bledsoe and P. Sollins 1999. *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*. Oxford University Press. New York, USA.
- Sandoval, J. C. 2016. Caracterización y clasificación de suelos de sistemas ribereños del Parque Nacional Izta-Popo. Tesis de Licenciatura. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México, México.
- Sandoval, J. C., A. B. López, G. Cruz y E. A. Guerra. 2016. Contenidos de carbono en suelos ribereños en una asociación de perfiles tipo del declive. En: Paz F. y R. Torres (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo de Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo. pp. 672-679.
- Santiago, I. 2018. Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia. Tesis de Licenciatura. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México, México.
- Schlesinger, W. H. 2005. *Biogeochemistry*. Elsevier Science. Durham, NC, USA.

- Shan-Min, S., P. C. Brookes and D. C. Jenkinson. 1987. Soil respiration and the measurement of microbial biomass C by the fumigation technique in fresh and in air-dried soil. *Soil Biology and Biochemistry* 19:153-158.
- Skally, C. and E. Sagor. 2001. Comparing riparian management zones to riparian areas in Minesota: a pilot study. Minesota: Minesota Forest Resource Council.
- Smith, D. 1954. Maximum moisture content method for determining specific gravity of small wood samples. United State Department of Agriculture. Madison, Wisconsin.
- Soledad, A. 2013. Comportamiento nutrimental del sistema agua-suelo en la zona occidental del Parque Nacional Izta-Popo. UNAM-FES Zaragoza, Ciudad de México, México.
- Soria, C. R. 2016. Calidad del agua y el cambio de uso de suelo en la subcuenca de San Martín Texmelucan. Tesis de Licenciatura. UNAM-FES Zaragoza. Ciudad de México, México.
- Torres, R. J., y A. Guevara. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica* 63:40-59.
- Treviño, E. J., C. Cavazos y O. A. Aguirre. 2001. Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y Bosques* 7:13-25.
- Walkley, A. and I. A. Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and aproposed modification of the chromic acid method. *Soil Science* 37:29-37.
- Weltzin, J. F. and G. R. McPherson. 1999. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate savanna ecotones. *Ecological Monographs* 69:513-534.

ECOSISTEMAS TERRESTRES



Capítulo 18

MATORRALES Y PASTIZALES

Coordinador

Oscar Briones¹, Yareni Perroni²

Colaboradores

**Stephen Bullock³, Alejandro E. Castellanos⁴, Ben de Jong⁵, Israel Estrada-Contreras²,
Fernando Paz-Pellat⁶, Angelina Martínez-Yrizar⁷, Yolanda Maya⁸, Noé M. Montaña⁹,
Numa Pavón¹⁰, Alma Velázquez-Rodríguez¹¹ y Enrico A. Yeppez¹²**

¹ Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.

² Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México.

³ Departamento de Biología de la Conservación, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México.

⁴ Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

⁵ Unidad Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México

⁶ GRENASER, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

⁷ Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Sonora, México.

⁸ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C, La Paz, Baja California Sur, México.

⁹ Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Ciudad de México.

¹⁰ Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México.

¹¹ Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, *campus* El Cerrillo. Toluca, Estado de México, México.

¹² Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

INTRODUCCIÓN

Los matorrales y pastizales xerófilos están compuestos por plantas leñosas de porte bajo; suculentas, herbáceas y gramíneas, son parte fundamental del ciclo del carbono, debido a su importancia en la liberación y captura de CO₂ por su amplia distribución a nivel global (Poulter *et al.*, 2014; Ahlstrom *et al.*, 2015); en México cubren más de la mitad de la superficie terrestre (ver Caja 1). En décadas recientes, se han realizado esfuerzos concertados a nivel nacional para inventariar los almacenes de carbono de los ecosistemas terrestres en México. Tal es el caso de los inventarios nacionales forestales y de suelos (INFyS) realizados por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), de la cartografía sobre el uso del suelo y vegetación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y, de la serie de síntesis nacional 2011-2018 sobre el

estado actual del conocimiento del ciclo de carbono y sus interacciones en México, publicados por el Programa Mexicano del Carbono (<http://pmcarbono.org/pmc/>). Por otro lado, las investigaciones científicas realizadas a nivel local sobre los inventarios y flujos de carbono en parcelas experimentales, reportadas recientemente por Montaña *et al.* (2016) y Briones *et al.* (2018a), permiten entender con mayor detalle la magnitud de los procesos ecológicos que afectan el ciclo del carbono en los ecosistemas de las zonas áridas y semiáridas. En este capítulo se presenta el análisis de la concentración de carbono en las hojas, tallo y raíces; de las formas de crecimiento de las plantas; del contenido de carbono en la biomasa aérea y subterránea de los tipos de vegetación sin perturbación y durante su regeneración; de la producción de hojarasca y, de la respiración del suelo de los matorrales y pastizales xerófilos de México.

Caja 1. Matorrales y Pastizales Xerófilos

La Figura C1.1 muestra fotografías de matorrales y pastizales xerófilos. Estos ecosistemas se componen principalmente de plantas leñosas de porte bajo, suculentas, herbáceas y gramíneas. Debido a su gran extensión, representan comunidades muy importantes por secuestrar CO₂ y, con ello, contribuir a contrarrestar el cambio climático. Los matorrales xerófilos crecen desde el nivel del mar hasta 2300 m de elevación y los pastizales xerófilos se distribuyen en la mitad norte y occidente de México.



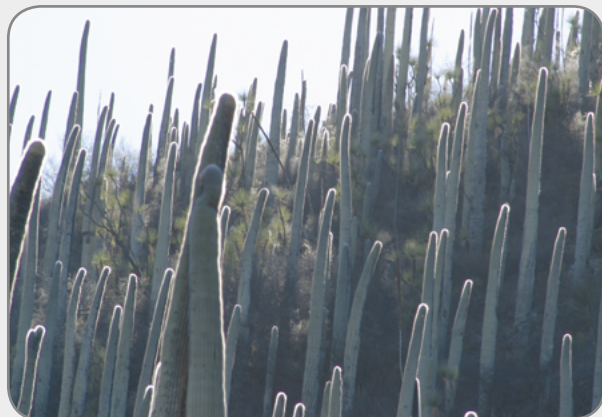
Matorral sarcocaula, en Sonora. Foto: Alejandro E. Castellanos.



Matorral desértico micrófilo, en Chihuahua. Foto: Oscar Briones.



Matorral espinoso tamaulipeco, en Nuevo León. Foto: Oscar Briones.



Matorral crasicaule en Tehuacán, Puebla. Foto: Oscar Briones.



Matorral desértico rosetófilo (Izotal), en Veracruz.
Foto: Oscar Briones.



Pastizal halófilo, en Coahuila. Foto: Yareni Perroni.

Figura C1.1. Matorrales y pastizales xerófilos característicos de México.

CONTEXTO

La captura de carbono ocurre cuando la vegetación absorbe CO₂ durante la fotosíntesis, almacenando el carbono en su biomasa (Chapin *et al.*, 2011). Los ecosistemas terrestres, adecuadamente conservados y manejados, pueden capturar y almacenar cantidades muy significativas de carbono en la vegetación y en el suelo. La energía total fijada por fotosíntesis, o productividad primaria bruta (PPB), tiene como controladores principales, en los ecosistemas terrestres, a la cantidad de luz, concentración de CO₂ en el aire, temperatura, disponibilidad de agua y concentración de nitrógeno foliar (Field y Mooney 1986; Chapin *et al.*, 2011). La captura de carbono por la vegetación terrestre es la fotosíntesis neta y la productividad primaria neta (PPN) es el incremento en la acumulación de biomasa o carbono por la vegetación (Schlesinger y Bernhardt, 2013). En los matorrales y pastizales xerófilos, la escasez de agua es la restricción más fuerte para la producción de biomasa y carbono, aunque la deficiencia en nitrógeno y el bajo contenido de carbono orgánico son, también, factores importantes que ocasionan la baja PPN (Montaño *et al.*, 2016; Briones *et al.*, 2018a). En los ecosistemas terrestres, una fracción considerable de la PPN se invierte en los tejidos perennes y leñosos de las plantas, en donde se acumula como biomasa a través del tiempo, pero otra parte se destina al follaje, que directamente incide en la PPB (Schlesinger y Bernhardt, 2013). Esta última fracción puede representar una gran proporción de la productividad primaria en los ecosistemas desérticos. Para los matorrales, la asignación de la PPB al follaje se ha calculado entre 35% y 60% del total, mientras que en los pastizales se estima que prácticamente toda la PPN sobre el suelo está formada por tejido fotosintético (Whittaker y Niering, 1975; Schlesinger y Bernhardt, 2013). En las comunidades vegetales la acumulación de biomasa viva se estabiliza cuando la inversión en tejido leñoso se equilibra con la muerte y pérdida de las estructuras vegetales (Schlesinger y Bernhardt, 2013). En este punto no hay un incremento neto en la biomasa, aun cuando la materia orgánica muerta se acumula en el suelo de manera continua, principalmente en forma de mantillo mediante la caída de hojarasca y desprendimiento de raíces (Schlesinger y Bernhardt, 2013). Además de la producción de hojarasca y mantillo, el destino de la PPN (y con ello una parte del carbono vegetal que se pierde del ecosistema) se destina a la respiración autótrofa (Ra; hojas, tallos y raíces) y a la

respiración heterótrofa (Rh) realizada por la microbiota del suelo y del mantillo. Esta última, expresada como mineralización de carbono, ocurre durante el proceso de descomposición de la materia orgánica en el suelo (Schlesinger y Bernhardt, 2013). La descomposición del mantillo es un proceso clave del ecosistema que determina la acumulación de carbono y nutrientes en el suelo, además de regular la tasa de liberación de nutrientes hacia las raíces de las plantas o hacia los microorganismos del suelo (Harmon *et al.*, 1999). Conocer la tasa de descomposición de la hojarasca que se deposita en el suelo es esencial para explicar el tamaño de los reservorios de carbono y el tiempo de residencia del carbono en el suelo (Harmon *et al.*, 1999). El carbono también puede perderse del ecosistema por volatilización de compuestos orgánicos, producción de compuestos orgánicos por las raíces y por la cosecha de biomasa e incendios (Chapin *et al.*, 2011).

Dependiendo de la variación ambiental (*i.e.* precipitación), la concentración de CO₂ en el aire y las alteraciones antropogénicas (*i.e.* cambio del uso del suelo), los ecosistemas se pueden convertir en fuente (emisión/liberación de CO₂), o en sumidero (captura/absorción de CO₂) de carbono (Ahlström *et al.*, 2015; Murray-Tortarolo *et al.*, 2016). Por ejemplo, un estudio sobre el balance neto anual de carbono en un matorral sarcocaula de Baja California Sur, mostró que el ecosistema capturó carbono en un año seco, mientras que lo liberó en un año húmedo (Bell *et al.*, 2012). Cuando la vegetación natural se transforma en agostadero o campo de cultivo, el suelo se perturba y se extrae o quema la vegetación, o bien, cuando se pierde el carbono orgánico por erosión del suelo, una gran parte del carbono almacenado se libera a la atmósfera en forma de CO₂ y el ecosistema pasa de ser reservorio, a fuente de carbono. Los estudios sobre el flujo de carbono en México revisados por Murray-Tortarolo *et al.* (2016), sugieren que el país se ha comportado como fuente o como sumidero de carbono en décadas pasadas, aunque los autores advierten que el resultado del balance neto de carbono pudo haber estado fuertemente influenciado por la aproximación metodológica utilizada para alimentar el modelo.

El conocimiento del ciclo global del carbono en los matorrales y pastizales xerófilos, es muy importante dada su relación con el cambio climático, asociado al incremento antropogénico de CO₂ atmosférico (Chapin *et al.*, 2011; Schlesinger y Bernhardt, 2013). Se sabe que los ecosistemas podrían incrementar la captura de carbono, debido al efecto de fertilización ocasionado



por el incremento antropogénico del CO₂ del aire (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016; Verduzco *et al.*, 2018). Por ejemplo, en el Desierto de Mojave, la vegetación aumentó la absorción de carbono cuando se incrementó la concentración atmosférica de CO₂, durante diez años, en niveles previstos para 2012 (Evans *et al.*, 2014). El modelo de Murray-Tortarolo *et al.* (2016) sugiere que, en las últimas décadas, México ha funcionado como sumidero de carbono debido, principalmente, al efecto del incremento del CO₂ atmosférico, ocasionado por el incremento antropogénico en la PPB de los ecosistemas, a pesar de las reducciones en productividad ocasionadas por la sequía y pérdida de la cobertura vegetal, resultado de los cambios de uso del suelo. Por otro lado, Méndez *et al.* (2017) encontraron una tendencia hacia la disminución en la productividad regional, en ecosistemas áridos en el noroeste de México.

Los matorrales y pastizales xerófilos, aunque su contenido de carbono (masa por unidad de área) en la biomasa y suelo es relativamente bajo a moderado, son importantes a escala global, ya que las zonas áridas y semiáridas en donde prosperan ocupan aproximadamente 37% a 47% de la superficie terrestre de los continentes y se prevee que su extensión se incremente en el futuro cercano (Lal, 2004; Feng y Fu, 2013). Por otro lado, posiblemente los reservorios o almacenes de carbono en la vegetación desértica han sido subestimados debido a que la vegetación submontana y la que crece en cursos de agua efímeros, que puede ser hasta 300% mayor (Méndez *et al.*, 2017), ha sido poco estudiada por desarrollarse en sitios menos accesibles, en comparación con la vegetación más árida y con menor cobertura, característica de las planicies, de mucho mayor extensión y accesibilidad (Búrquez *et al.*, 2010). En este capítulo se describe la concentración y el almacén de carbono en los matorrales y pastizales xerófilos, con base en los trabajos realizados a escala local en parcelas experimentales y, a escala nacional, en México. Además, se estiman los flujos de carbono asociados con la PPN, producción de hojarasca y

respiración del suelo. Esta síntesis aporta elementos que identifican la relevancia de la contribución de estos ecosistemas al ciclo global del carbono en México, los vacíos de información y las prioridades de investigación sobre este tema.

Características de los matorrales y pastizales xerófilos de México

De acuerdo con el INFyS 2009-2014 (CONAFOR, 2018), la superficie con vegetación forestal, que incluye a los matorrales y pastizales xerófilos, ocupa casi 138 millones de hectáreas y cubre 70% de la superficie del país. Los matorrales xerófilos de las zonas áridas y semiáridas son las formaciones vegetales más ampliamente distribuidas en México, cubriendo 26% y 15% de la superficie forestal, respectivamente, mientras que las formaciones de otras superficies forestales, en donde se incluye a los pastizales xerófilos, cubren el 11% de la superficie forestal (CONAFOR, 2018). El informe INFyS 2009-2014 señala que las formaciones vegetales más conservadas en México son los matorrales xerófilos de las zonas áridas y semiáridas, con aproximadamente 90% de la superficie en condición primaria. En México, la superficie ocupada por las zonas áridas y semiáridas es alrededor de 60% del territorio y se localizan, principalmente, en las regiones norte y centro del país (CONAFOR-UACH, 2013) (ver Caja 2).

Las regiones desérticas se caracterizan porque la pérdida de agua por evaporación es mucho mayor que la entrada por precipitación; la temperatura es extrema y, en general, es baja la disponibilidad de agua y nutrientes en el suelo. Las zonas áridas y semiáridas ocupan un tercio de la superficie terrestre del planeta (Feng y Fu, 2013). Por lo anterior, los matorrales y pastizales xerófilos que crecen en las zonas áridas y semiáridas pueden tener un efecto significativo para mitigar el cambio climático, al absorber el CO₂ que se emite a la atmósfera por fuentes naturales o antropogénicas.

Caja 2. Zonas Áridas y Semiáridas de México

Los matorrales y pastizales xerófilos prosperan en las regiones áridas y semiáridas de México. Las zonas áridas son regiones con el Índice de Aridez (IA) = $P/ET < 0.65$ (Feng y Fu, 2013; P= Precipitación anual, ET = Evapotranspiración anual). Las zonas hiperáridas (IA < 0.05) cubren 0.67%, las áridas (IA = 0.05 - 0.20) cubren 18.91% y las semiáridas (IA = 0.20 - 0.50) ocupan 34.77% de la superficie del país (CONAFOR-UACH, 2013). Las zonas áridas y semiáridas de México fueron clasificadas por Faustino Miranda, a mediados del siglo pasado, como Sonorense, Chihuahuense, Hidalguense y Poblana, así como Tamaulipeca, Guerrerense, Tehuantepeca, Veracruzana y Yucateca, siendo las principales las primeras cuatro (Rzedowski, 1978).

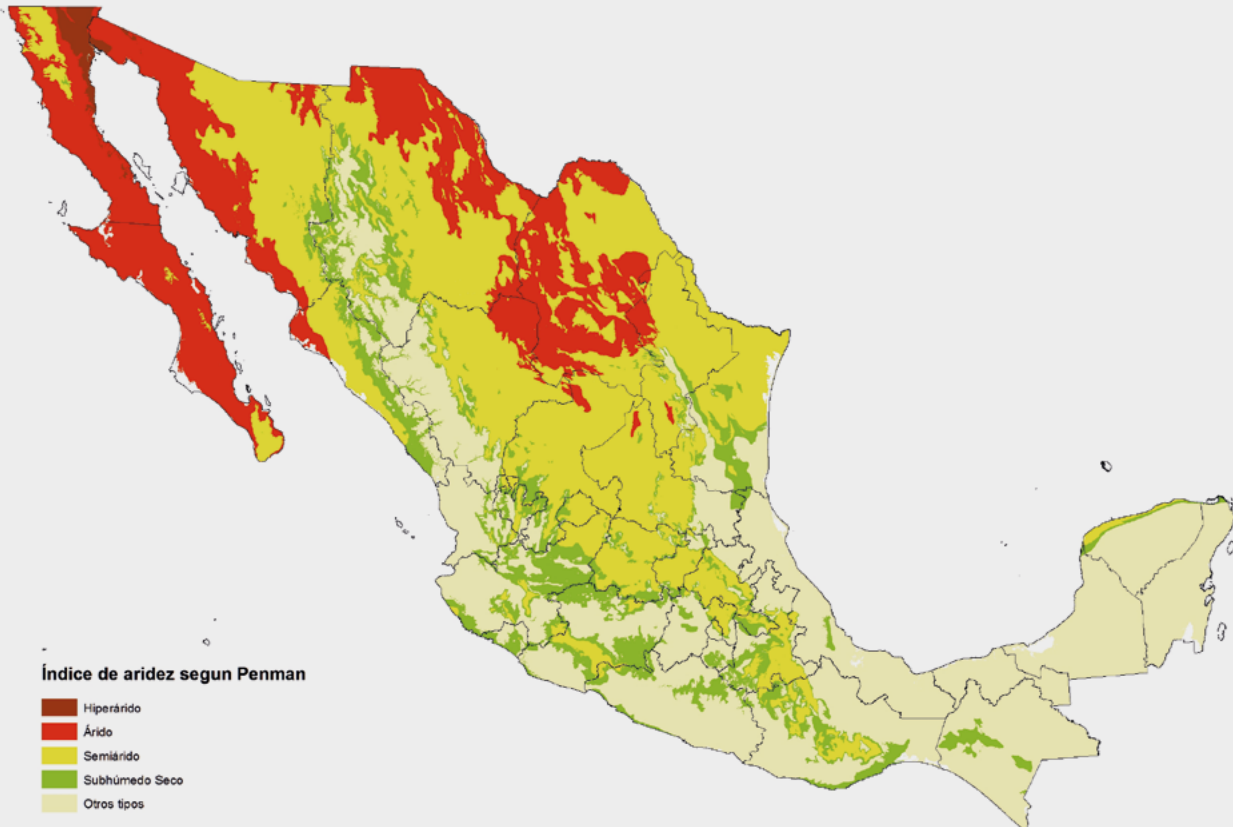


Figura C2.1 Regiones hiperáridas, áridas y semiáridas de México.
Fuente: mapa proporcionado por Arturo Flores Martínez.

Los matorrales xerófilos, incluyendo la vegetación gipsófila y halófila, cubren grandes extensiones de la península de Baja California y de las planicies y montañas bajas de Sonora, la mayor parte del Altiplano, norte y este de la Sierra Madre Oriental, en las planicies costeras de Tamaulipas y Nuevo León y, algunas porciones discontinuas de Hidalgo, Puebla y Oaxaca en la sombra orográfica en el sur de la Sierra Madre Oriental (Rzedowski, 1978; INEGI, 2017). Los matorrales xerófilos se desarrollan desde el nivel del mar hasta los 2300 msnm y se caracterizan por una amplia variedad fisonómica, entre los que destacan el

matorral desértico micrófilo, con arbustos de los géneros *Larrea* y *Flourensia*; matorral desértico rosetófilo, con especies de *Agave* y *Yucca*; matorral crasicauale, con especies de *Opuntia*; matorral sarcocauale, con especies de *Carnegeia* y *Opuntia*; matorral sarcocrasicauale, con especies de *Fouquieria* y *Pachycereus*; el matorral sarcocauale de neblina, con una mezcla de especies de los matorrales sarcocauale y crasicauale; matorral rosetófilo costero, con especies de *Agave* y otras suculentas; matorral espinoso tamaulipeco, con especies arbustivas de los géneros *Acacia*, *Parkinsonia* y *Leucophyllum* entre otros; el matorral submontano con arbustos de

los géneros *Helietta*, *Neopringlea* y *Cordia*, entre otros y, los mezquitales xerófilos, dominados por especies del género *Prosopis*. El clima en donde crecen los matorrales xerófilos es cálido, con temperaturas de 16 a 24 °C, en promedio anual y, en donde la precipitación total anual oscila entre 100 y 400 mm, aunque pueden presentarse valores hasta de 900 mm. Algunos matorrales xerófilos presentan un solo estrato arbustivo y son casi monoespecíficos, pero otros son más diversos y tienen varios estratos arbustivos. La cobertura vegetal puede oscilar desde 5% en sitios muy secos, hasta 100% en sitios húmedos, pero generalmente la vegetación cubre la mitad de la superficie del terreno. En los pastizales xerófilos, la cobertura puede ser de 100%; son más abundantes en las zonas semiáridas que en las áridas del país y se distribuyen en la mitad norte y occidente de México (Rzedowski, 1978; INEGI, 2017). Los pastizales xerófilos son frecuentes en las regiones planas del noroeste de Sonora y occidente del Altiplano, desde Chihuahua hasta Jalisco y Guanajuato. Los pastizales halófilos y gipsófilos son frecuentes en cuencas cerradas, con suelos con deficiencia de drenaje, salino-sódicos o yesíferos. Los pastizales xerófilos están dominados por varias especies de gramíneas, además de hierbas y arbustos de diferentes familias, como las compuestas y leguminosas. Los pastizales xerófilos se localizan en la zona de transición entre los matorrales xerófilos y los bosques, principalmente en el Altiplano, a lo largo de la falda de la Sierra Madre Occidental, desde Sonora, Chihuahua y Coahuila, hasta Jalisco, Michoacán, el Valle de México, Puebla y Tlaxcala. Los

pastizales xerófilos se desarrollan en suelos casi siempre ígneos, en elevaciones entre 1100 y 2500 msnm; las temperaturas son más frescas, en comparación con las del matorral xerófilo, con medias anuales de 12 a 20 °C y la precipitación total anual oscila entre 300 a 600 mm, pero la temperatura es más fresca, en comparación con la del matorral xerófilo.

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Los datos analizados en esta síntesis provienen de publicaciones científicas, libros, tesis e informes técnicos del periodo 1980-2017, revisadas por Montaño *et al.* (2016) y Briones *et al.* (2018a) y de otras obras recientemente publicadas (Briones *et al.*, 2018b; de Jong *et al.*, 2018; Paz y Velázquez, 2018).

El contenido de carbono aéreo y radical, a escala local, se obtuvo de los datos de biomasa aérea y subterránea (masa seca) de los matorrales y pastizales xerófilos. La biomasa se estimó en diferentes sitios con presencia de estos tipos de vegetación, a través de la cosecha y/o ecuaciones alométricas en parcelas de 25 a 600 m². La biomasa subterránea se calculó a partir de la extracción de monolitos y cilindros de suelo y, ecuaciones alométricas de raíces (Briones *et al.*, 2018a).

En este capítulo, el contenido de carbono de la biomasa aérea y subterránea de los estudios locales se estimó multiplicando la proporción promedio de la concentración de carbono de las hojas y tallos (0.43) y raíces (0.44) de 140 y 23 muestras de tejido, respectivamente (Cuadros 1 y 2).

Cuadro 1. Concentración de carbono (%) en tres formas de crecimiento de plantas de los matorrales y pastizales xerófilos de México.

Arbustos y árboles (54 spp.)	Hoja		Tallo		Raíz	
Media	44.50	a	45.09	a	44.75	a
Error Estándar	0.42		0.22		0.58	
Mín.	35.30		41.00		40.00	
Máx.	52.40		47.45		49.00	
n	73		41		19	
Suculentas y semisuculentas (17 spp.)						
Media	36.54	b	39.17	b	42.00	a
Error Estándar	2.71		2.49		1.15	
Mín.	17.80		23.00		40.00	
Máx.	44.00		46.10		44.00	

Continuación Cuadro 1...

Arbustos y árboles (54 spp.)	Hoja	Tallo	Raíz
n	13	9	3
Pastos (3 spp.)			
Media	42.35	a	44.20
Error Estándar	1.96		
Mín.	39.30		44.20
Máx.	47.05		44.20
n	4		1

Diferentes letras indican diferencias significativas ($P < 0.04$) entre las formas de crecimiento, después de la prueba de rangos de Kruskal-Wallis. n = número de muestras.

Cuadro 2. Concentración de carbono (%) en hojas, tallos y raíces, de 74 especies de matorrales y pastizales xerófilos de México.

Especie	Familia	Forma Crec.	Hoja (%)	Tallo (%)	Raíz (%)	Ref.
<i>Acacia berlandieri</i>	Fabaceae	A	45.0	45.0	40.0	h
<i>Acacia cochlicantha</i>	Fabaceae	A	46.6	----	----	k
<i>Acacia constricta</i>	Fabaceae	A	45.4	----	----	k
<i>Acacia cymbispina</i>	Fabaceae	A	48.7	----	----	k
<i>Acacia farnesiana</i>	Fabaceae	A	46.0	45.0	40.0	h
<i>Acacia farnesiana</i>	Fabaceae	A	45.8	43.9	----	c
<i>Acacia farnesiana</i>	Fabaceae	A	48.1	45.8	----	f
<i>Acacia greggii</i>	Fabaceae	A	46.6	45.4	----	c
<i>Acacia greggii</i>	Fabaceae	A	46.5	----	----	k
<i>Acacia rigidula</i>	Fabaceae	A	50.0	----	----	c
<i>Acacia rigidula</i>	Fabaceae	A	49.2	44.9	----	f
<i>Acacia rigidula</i>	Fabaceae	A	46.0	43.0	43.0	h
<i>Acacia schaffneri</i>	Fabaceae	A	50.1	44.4	----	f
<i>Acacia tortuosa</i>	Fabaceae	A	40.5	----	----	b
<i>Ambrosia cordifolia</i>	Asteraceae	A	41.4	----	----	k
<i>Ambrosia deltoidea</i>	Asteraceae	A	47.0	----	----	k
<i>Buddleja cordata</i>	Scrophulariaceae	A	42.0	45.0	45.0	h
<i>Bumelia celastrina</i>	Sapotaceae	A	49.6	46.3	----	f
<i>Bursera fagaroides</i>	Burseraceae	A	42.0	41.0	46.0	h
<i>Bursera laxiflora</i>	Burseraceae	A	43.5	----	----	k
<i>Caesalpinia pumila</i>	Fabaceae	A	44.7	----	----	k
<i>Celtis pallida</i>	Ulmaceae	A	37.6	44.3	----	c
<i>Celtis pallida</i>	Ulmaceae	A	44.0	43.0	41.0	h
<i>Celtis pallida</i>	Ulmaceae	A	36.0	----	----	k
<i>Celtis floridum</i>	Ulmaceae	A	43.0	----	----	k
<i>Cercidium macrum</i>	Fabaceae	A	46.6	45.9	----	f



Continuación Cuadro 2...

Especie	Familia	Forma Crec.	Hoja (%)	Tallo (%)	Raíz (%)	Ref.
<i>Cercidium microphyllum</i>	Fabaceae	A	44.4	----	----	k
<i>Cercidium praecox</i>	Fabaceae	A	43.4	----	----	k
<i>Colubrina texensis</i>	Rhamnaceae	A	43.2	45.4	----	c
<i>Condalia hookeri</i>	Rhamnaceae	A	42.0	45.0	----	c
<i>Condalia hookeri</i>	Rhamnaceae	A	45.0	45.0	49.0	h
<i>Cordia boissieri</i>	Boraginaceae	A	43.1	46.4	----	f
<i>Cordia boissieri</i>	Boraginaceae	A	40.0	47.0	45.0	h
<i>Croton sonora</i>	Euphorbiaceae	A	44.2	----	----	k
<i>Diospyros texana</i>	Ebenaceae	A	43.9	44.3	----	c
<i>Diospyros texana</i>	Ebenaceae	A	----	44.4	----	c
<i>Diospyros texana</i>	Ebenaceae	A	47.3	45.5	----	f
<i>Encelia farinosa</i>	Asteraceae	A	38.7	----	----	e
<i>Encelia farinosa</i>	Asteraceae	A	41.8	----	----	k
<i>Eysenhardtia orthocarpa</i>	Fabaceae	A	45.3	----	----	k
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	Fabaceae	A	49.0	47.0	48.0	h
<i>Eysenhardtia texana</i>	Fabaceae	A	43.1	44.4	----	c
<i>Eysenhardtia texana</i>	Fabaceae	A	46.5	46.5	----	f
<i>Flourensia cernua</i>	Asteraceae	A	48.6	----	46.1	j
<i>Forestiera angustifolia</i>	Oleaceae	A	49.8	47.4	----	f
<i>Forestiera angustifolia</i>	Oleaceae	A	43.0	43.0	43.0	h
<i>Guaiacum angustifolium</i>	Zygophyllaceae	A	44.0	41.7	----	c
<i>Guaiacum coulteri</i>	Zygophyllaceae	A	47.1	----	----	k
<i>Gymnosperma glutinosum</i>	Asteraceae	A	50.5	----	45.5	j
<i>Havardia pallens</i>	Fabaceae	A	48.2	47.5	----	f
<i>Havardia pallens</i>	Fabaceae	A	46.0	46.0	47.0	h
<i>Ipomoea arborescens</i>	Convolvulaceae	A	43.4	----	----	k
<i>Larrea tridentata</i>	Zygophyllaceae	A	52.4	----	44.2	j
<i>Larrea tridentata</i>	Zygophyllaceae	A	47.8	----	----	k
<i>Leucaena leucocephala</i>	Fabaceae	A	49.0	46.0	45.0	h
<i>Lycium berlandieri</i>	Solanaceae	A	35.3	46.1	----	c
<i>Lysiloma divaricata</i>	Fabaceae	A	43.1	----	----	k
<i>Mahonia trifoliolata</i>	Berberidaceae	A	46.0	45.2	----	c
<i>Mimosa laxiflora</i>	Fabaceae	A	41.6	----	----	k
<i>Olneya teosota</i>	Fabaceae	A	40.6	----	----	k
<i>Olneya teosota</i>	Fabaceae	A	39.4	----	----	e
<i>Prosopis articulata</i>	Fabaceae	A	39.4	----	----	d
<i>Prosopis glandulosa</i>	Fabaceae	A	47.3	45.9	----	c
<i>Prosopis glandulosa</i>	Fabaceae	A	----	45.8	----	c

Continuación Cuadro 2...

Especie	Familia	Forma Crec.	Hoja (%)	Tallo (%)	Raíz (%)	Ref.
<i>Prosopis glandulosa</i>						
<i>var. torreyana</i>	Fabaceae	A	48.6	----	43.5	j
<i>Prosopis laevigata</i>	Fabaceae	A	38.5	----	----	b
<i>Prosopis laevigata</i>	Fabaceae	A	45.0	44.0	47.0	h
<i>Prosopis velutina</i>	Fabaceae	A	47.3	----	----	k
<i>Phaulothamnus spinescens</i>	Achatocarpaceae	A	38.3	----	----	k
<i>Randia rhagocarpa</i>	Rubiaceae	A	43.0	46.0	46.0	h
<i>Schaefferia cuneifolia</i>	Hippocrateaceae	A	39.9	43.0	----	c
<i>Senna pallida</i>	Fabaceae	A	43.6	----	----	k
<i>Zanthoxylum fagara</i>	Rutaceae	A	43.6	45.8	----	c
<i>Zanthoxylum fagara</i>	Rutaceae	A	43.0	46.0	46.0	h
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	Rhamnaceae	A	42.4	45.6	----	c
<i>Agave chihuahuana</i>	Asparagaceae	S	38.0	43.0	----	h
<i>Bursera microphylla</i>	Burseraceae	S	44.0	44.0	44.0	h
<i>Cylindropuntia fulgida</i>	Cactaceae	S	36.9	----	----	k
<i>Cylindropuntia versicolor</i>	Cactaceae	S	37.5	----	----	k
<i>Cyrtocarpa edulis</i>	Anacardiaceae	S	23.1	----	----	d
<i>Fouquieria diguetii</i>	Fouquieriaceae	S	17.8	----	----	d
<i>Fouquieria diguetii</i>	Fouquieriaceae	S	44.3	----	----	k
<i>Fouquieria macdougalli</i>	Fouquieriaceae	S	45.6	----	----	k
<i>Euphorbia antisiphylitica</i>	Euphorbiaceae	S	----	40.5	----	c
<i>Isolatocereus dumortieri</i>	Cactaceae	S	----	46.1	----	g
<i>Jatropha cardiophylla</i>	Euphorbiaceae	S	44.3	----	----	k
<i>Jatropha cordata</i>	Euphorbiaceae	S	42.7	----	----	k
<i>Jatropha cuneata</i>	Euphorbiaceae	S	19.9	----	----	d
<i>Neubuxbaumia tetetzo</i>	Cactaceae	S	----	23.0	----	i
<i>Opuntia leptocaulis</i>	Cactaceae	S	----	41.4	----	c
<i>Opuntia lindheimeri</i>	Cactaceae	S	----	30.5	----	c
<i>Yucca filifera</i>	Asparagaceae	S	39.0	42.0	42.0	h
<i>Yucca periculosa</i>	Asparagaceae	S	42.0	42.0	40.0	h
<i>Cenchrus ciliaris</i>	Poaceae	P	39.0	----	----	k
<i>Hilaria mutica</i>	Poaceae	P	44.1	----	----	a
<i>Hilaria mutica</i>	Poaceae	P	39.3	----	44.2	j
<i>Sporobolus airoides</i>	Poaceae	P	47.1	----	----	a
Media			43.3	44.0	44.4	

Forma de Crecimiento: A = Arbustos y Árboles; S = Suculentas y Semisuculentas; P = Pastos. Para los autores de los nombres científicos, consultar las Referencias (Ref.).

^aMontaño *et al.* 1988; ^bReyes-Reyes *et al.*, 2003; ^cNorthup *et al.*, 2005; ^dArriaga y Maya, 2007; ^eMartínez-Yrizar *et al.*, 2007; ^fYerena-Yamallel *et al.*, 2011a; ^gPavón *et al.*, 2015; ^hPompa-García *et al.*, 2017; ⁱNieto-García *et al.*, 2018; ^jBriones, O. (datos inéditos, n = 4-5 plantas); ^kCastellanos *et al.*, 2018.



La localización geográfica de los sitios usados para la estimación de la biomasa a escala local, en los matorrales xerófilos, se muestra en la Caja 3. En la Caja 4 se presenta la localización de los sitios usados en la estimación de biomasa a escala local en los pastizales xerófilos y, finalmente, en la Caja 5 se muestra la localización de los sitios considerados para la estimación

de la producción de hojarasca y la tasa de mineralización potencial de carbono en matorrales xerófilos.

En los cuadros que se presentan más adelante, el Identificador (ID) de los sitios corresponde a los números de los sitios que se muestran en las Cajas 3, 4 y 5 y http://pmcarbono.org/pmc/bases_datos/.

Caja 3. Sitios de estimación de la biomasa en matorrales xerófilos

En la Figura C3.1 se muestra la localización de los sitios en donde se realizaron estimaciones de biomasa en matorrales xerófilos de México.

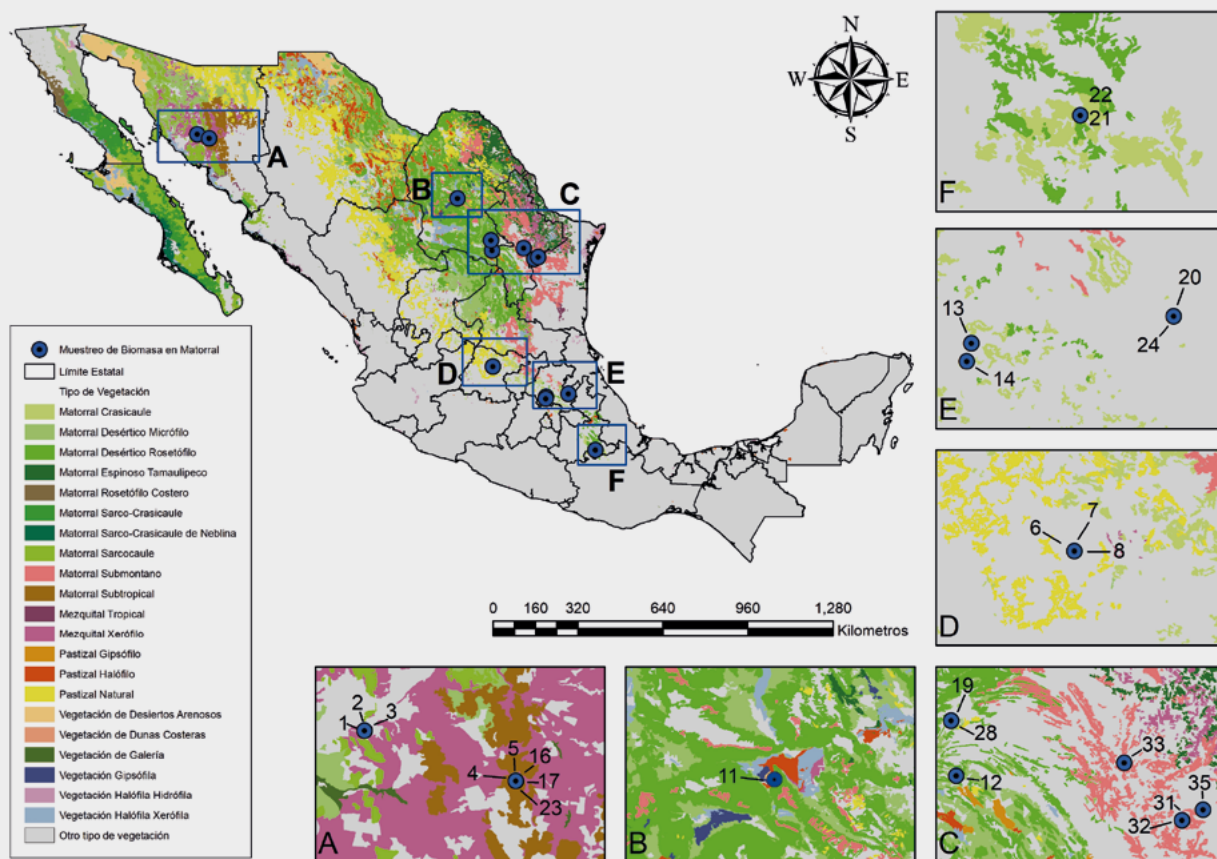


Figura C3.1. Sitios (círculo azul) en donde se ha estimado la biomasa aérea y/o subterránea de los matorrales xerófilos de México.

Caja 4. Sitios de estimación de la biomasa en pastizales xerófilos

En la Figura C4.1 se muestra la localización de los sitios en donde se realizaron estimaciones de la biomasa en pastizales xerófilos de México.

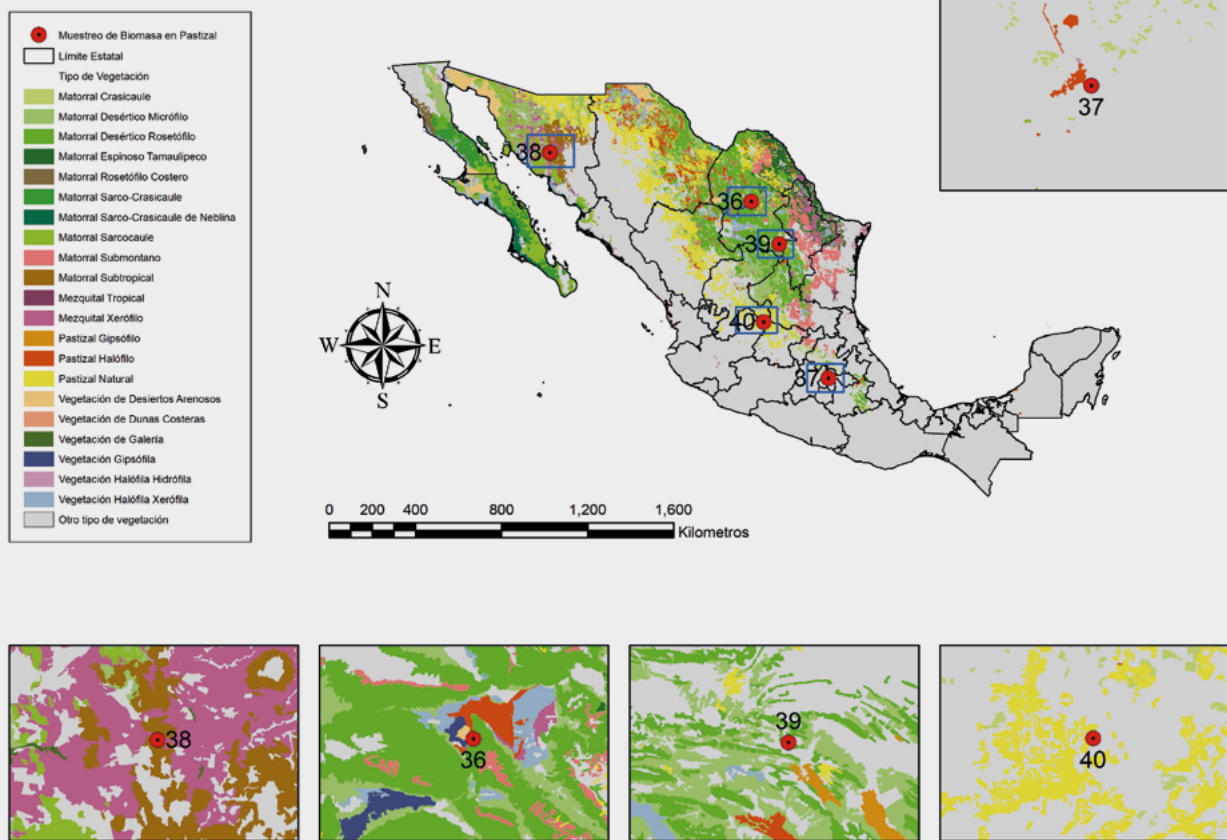


Figura C4.1. Sitios (círculo rojo) en donde se ha estimado la biomasa aérea y/o subterránea de los pastizales xerófilos de México.

Caja 5. Sitios de estimación de la producción de biomasa y tasa de mineralización potencial de carbono en matorrales xerófilos

En la Figura C3.1 se muestra la localización de los sitios en donde se realizaron estimaciones de la biomasa en matorrales xerófilos de México.

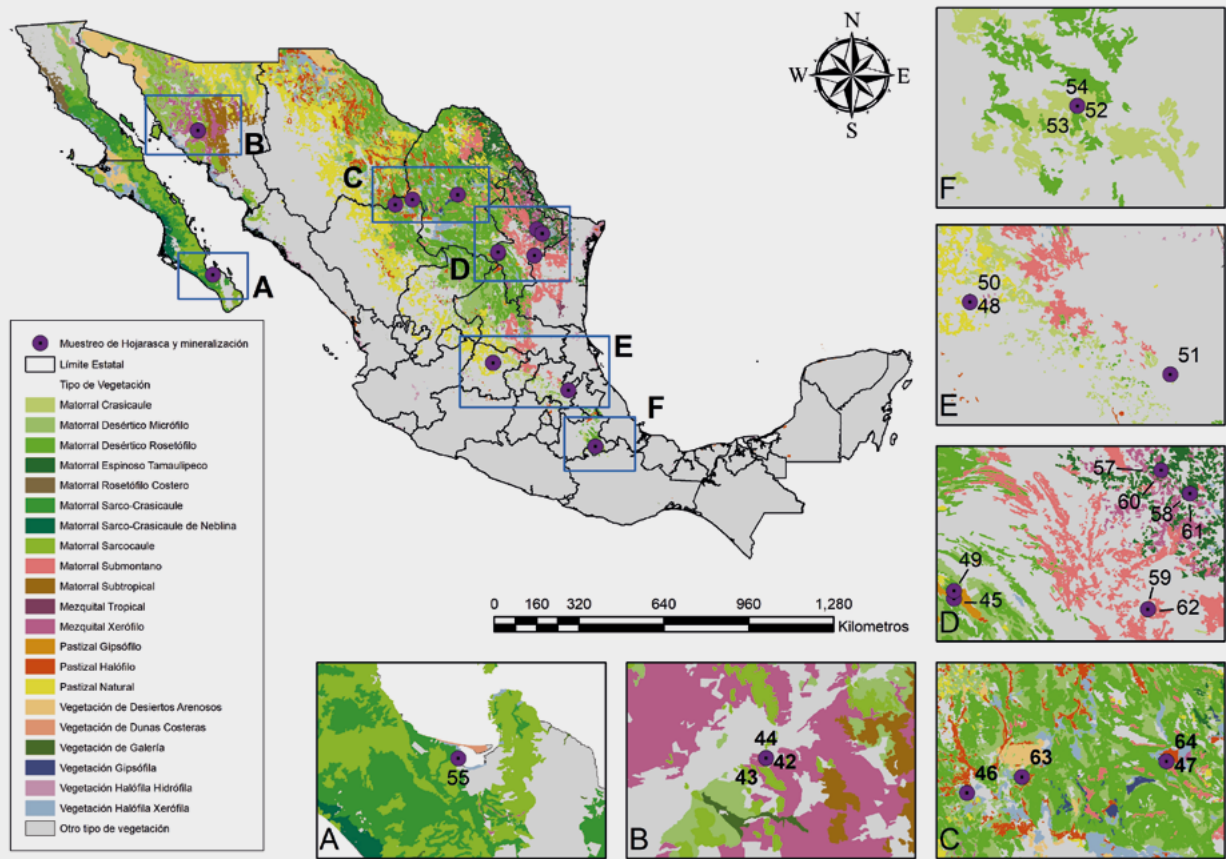


Figura C5.1. Sitios (círculo púrpura) en donde se ha estimado la producción de hojarasca y la mineralización potencial de carbono en el suelo de los matorrales xerófilos de México.

La biomasa subterránea, a escala local, de los matorrales y pastizales se estimó considerando el promedio del cociente de la biomasa radical:biomasa tallo de 0.62 (n = 6) y 1.32 (n = 3), respectivamente (Cuadros 3 y 4; valores con tipografía no itálica). El CO₂ equivalente es la cantidad equivalente de CO₂ almacenado a partir de la cantidad de carbono de un determinado depósito y se obtuvo de la multiplicación del cociente del peso atómico del CO₂ y carbono (44/12 = 3.66) y el contenido de carbono en la biomasa.

La producción de hojarasca se ha registrado con trampas de hojarasca y la tasa neta potencial de mineralización de carbono en el suelo (TNPMC) o respiración micorbiiana del suelo, con trampas de NaOH (Cuadro 5). Los estudios de la productividad primaria neta son sumamente escasos; a nivel local se ha usado el método de cosechas múltiples de la biomasa, mientras que a nivel regional se estima con base en modelos con variables climáticas o imágenes de satélite (Briones *et al.*, 2018a)

Cuadro 3. Contenido de carbono en la biomasa aérea y radical, estimado en estudios a escala local de matorrales xerófilos de México.

ID	USyV	Estado	Carbono aéreo (Mg ha ⁻¹)	Carbono radical (Mg ha ⁻¹)	Carbono total (Mg ha ⁻¹)	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	Biomasa radical (Mg ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg ha ⁻¹)	R:T	CO ₂ equivalente (Mg ha ⁻¹)	Ref.
1	MDM	SON	12.57	7.92	20.49	29.24	18.00	47.24	0.62	75.15	a
2	MDM	SON	5.60	3.53	9.13	13.03	8.02	21.05	0.62	33.49	a
3	MDM	SON	3.01	1.89	4.90	6.99	4.30	11.29	0.62	17.96	a
4	MDM	SON	3.48	3.70	7.18	----	----	----	1.06	26.33	t
5	MDM	SON	2.39	2.54	4.93	----	----	----	1.06	18.08	t
6	MDM	GTO	2.09	1.32	3.41	4.87	3.00	7.87	0.62	12.52	b
7	MDM	GTO	8.83	5.56	14.39	20.53	12.64	33.17	0.62	52.76	b
8	MDM	GTO	18.23	11.49	29.72	42.40	26.11	68.51	0.62	108.97	b
9	MDM	CHI	----	----	4.01	----	----	9.24	----	14.70	c
10	MDM	CHI	----	----	8.73	----	----	20.12	----	32.01	c
11	MDM	COAH	1.69	0.99	2.68	3.94	2.24	6.18	0.57	9.83	d, e
12	MDM	COAH	2.87	1.73	4.59	6.37	3.92	10.29	0.62	16.84	f
13	MDM	HGO	47.21	1.53	48.73	109.78	3.47	113.25	0.03	178.68	g
14	MDM	HGO	1.94	1.18	3.11	4.50	2.68	7.18	0.60	11.42	g
15	MDM	NL	12.97	8.72	21.69	30.16	19.82	49.98	0.66	79.53	h
16	VG	SON	33.47	10.72	44.19	----	----	----	----	162.03	t
17	BM	SON	4.02	4.27	8.29	----	----	----	----	30.40	t
18	MDR	CHI	----	----	2.51	----	----	5.78	----	9.20	c
19	MC	COAH	4.47	2.82	7.29	10.40	6.40	16.80	0.62	26.73	i
20	MC	HGO	4.61	2.90	7.51	10.72	6.60	17.32	0.62	27.55	j
21	MC	PUE	6.77	4.27	11.04	15.75	9.70	25.45	0.62	40.49	k
22	MC	PUE	2.40	1.51	3.92	5.59	3.44	9.03	0.62	14.37	l
23	MC	SON	2.91	1.64	4.55	----	----	----	----	16.68	t
24	MSM	HGO	14.63	9.24	23.87	34.01	21.00	55.01	0.62	87.51	m
25	MSM	NL	18.93	12.28	31.21	44.03	27.91	71.94	0.63	114.45	h
26	MSM	TAM	20.76	12.77	33.53	48.29	29.02	77.31	0.60	122.96	h
27	MET	NL	21.88	14.29	36.17	50.89	32.48	83.37	0.64	9.20	h



Continuación Cuadro 3...

ID	USyV	Estado	Carbono aéreo (Mg ha ⁻¹)	Carbono radical (Mg ha ⁻¹)	Carbono total (Mg ha ⁻¹)	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	Biomasa radical (Mg ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg ha ⁻¹)	R:T	CO ₂ equivalente (Mg ha ⁻¹)	Ref.
28	MET	NL	4.69	2.95	7.64	10.90	6.71	17.61	0.62	9.20	n
29	MET	NL	3.83	2.41	6.24	8.90	5.48	14.38	0.62	9.20	o
30	MET	NL	34.39	21.67	56.05	79.97	49.24	129.21	0.62	9.20	o
31	MET	NL	25.75	16.23	41.98	59.89	36.88	96.77	0.62	9.20	p
32	MET	NL	17.19	10.83	28.02	39.98	24.62	64.60	0.62	9.20	p
33	MET	NL	10.75	6.77	17.52	25.00	15.39	40.39	0.62	9.20	q
34	MET	NL	13.50	8.51	22.01	31.40	19.33	50.73	0.62	9.20	r
35	MET	NL	13.98	8.81	22.79	32.51	20.02	52.53	0.62	9.20	s
Media*			10.79	6.63	16.33	25.78	15.96	38.63	0.65	36.61	
Error Estándar*			1.67	0.94	2.43	3.92	2.43	5.95	0.02	6.87	

^aBúrquez *et al.*, 2010; ^bBecceril-Piña *et al.*, 2014; ^cJurado-Guerra *et al.*, 2013; ^dPerromi *et al.*, 2014; ^eTapia 2008; ^fGermán-Venegas 2014; ^gNávar *et al.*, 2002; ^hHernández-del Carmen 2006; ⁱPavón 2007; ^jPavón y Briones 2000; ^kNieto-García *et al.*, 2018; ^lPavón 2007; ^mPantoja-Cedillo 2013; ⁿEspinoza-Bretado y Navar 2005; ^oHeiseke y Foroughbakhch 1985; ^pYerena-Yamalle *et al.*, 2011b; ^qYerena-Yamalle *et al.*, 2014; ^rYerena-Yamalle *et al.*, 2015; ^sMéndez-Estrella *et al.*, 2017.

En itálicas los valores calculados en este trabajo, con carbono aéreo = 0.43 * biomasa aérea y con carbono radical = 0.44 * biomasa radical. R:T = Cociente biomasa radical/biomasa tallo. USyV = Clase de vegetación *sensu* INEGI (2017). MDM = Matorral desértico micrófilo, MDR = Matorral desértico rosetófilo, MC = Matorral crasicaule, MSM = Matorral submontano, MET = Matorral espinoso tamaulipeco, VG = Vegetación de galería, BM = Bosque de Mezquite. ID= Identificador. *Calculado sin ID 13.

Cuadro 4. Contenido de carbono en la biomasa aérea y radical estimados en estudios en escala local en pastizales xerófilos de México.

ID	USyV	Estado	Carbono aéreo (Mg ha ⁻¹)	Carbono radical (Mg ha ⁻¹)	Carbono total (Mg ha ⁻¹)	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	Biomasa radical (Mg ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg ha ⁻¹)	R:T	CO ₂ equivalente (Mg ha ⁻¹)	Ref.
36	PY	COAH	2.12	3.30	5.42	4.93	7.51	12.44	1.52	19.89	1, 2
37	PS	MEX	3.72	4.23	7.95	8.65	9.62	18.27	1.11	29.16	3
38	PN	SON	2.85	1.99	4.84				0.70	17.75	t
39	PN	COAH	2.01	2.71	4.72	4.68	6.16	10.84	1.32	17.31	4
40	PN	JAL	0.59	9.46	10.04	1.363	21.489	22.852	15.77	36.82	5
Media*			2.67	3.06	5.73	6.09	7.76	13.85	1.32	21.03	
Error Estándar*			0.39	0.47	0.76	1.11	0.87	1.96	0.18	2.77	

En itálicas los valores calculados en este trabajo, con carbono aéreo = 0.43 * biomasa aérea y carbono radical = 0.44 * biomasa radical. R:T = Cociente biomasa radical/biomasa tallo. USyV = Clase de vegetación *sensu* INEGI (2017). PY = Pastizal gipsófilo, PS = Pastizal halófilo, PN = Pastizal natural. ID= Identificador. *Calculado sin ID 40.

¹Perromi *et al.*, 2014; ²Tapia-Torres *et al.*, 2015; ³Long *et al.*, 1989; ⁴Tapia, 2008; ⁵Medina-Roldán *et al.*, 2007; ^tMéndez-Estrella *et al.*, 2017.

Cuadro 5. Producción de hojarasca, tasa de descomposición de hojarasca, tiempo de residencia de hojarasca, carbono en el suelo y tasa neta potencial de mineralización de carbono en el suelo (TNPMC) para matorrales y pastizales xerófilos de México.

ID	USyV	Estado	PMA (mm)	Producción de hojarasca (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Tasa de descomposición de hojarasca (g g ⁻¹ d ⁻¹)	Tiempo de residencia de hojarasca (días)	Carbono en el suelo (mg g ⁻¹)	TNPMC (mg C g ⁻¹ d ⁻¹)	Ref.
41	MDM	SON	335	3.57	---	---	11.4	---	a
42	MDM	SON	335	1.574	---	---	15.8	---	a
43	MDM	SON	335	0.595	---	---	4.6	---	a
44	MDM	SON	349	---	---	---	4.61	0.01	b
45	MDM	NL	325	1.625	---	---	20.9	---	c
46	MDM	DGO	264	---	---	---	10.9	0.0095	d
47	MDM	COAH	217	---	---	---	9.9	0.0092	e
48	MDM	GTO	362	---	---	---	32	0.03	f
49	MDR	NL	304	4.071	---	---	29.1	---	c
50	MC	GTO	402	0.253	---	---	---	---	g
51	MC	HGO	550	---	---	---	16.2	0.048	h
52	MC	PUE	380	---	---	---	15.3	0.0126	i
53	MC	PUE	380	---	---	---	22.1	0.0371	i
54	MC	PUE	380	---	---	---	29.7	0.0452	i
55	MSC	BCS	173.6	1.2	---	---	---	---	j
56	MSC	SON	132	0.2	---	---	---	---	k
57	MET	NL	700	4.471	---	---	---	---	l
58	MET	NL	533.3	6.743	---	---	---	---	l
59	MET	NL	805	4.788	---	---	---	---	l
59.1	MET	NL	805	6.304	---	---	---	---	m
60	MET	NL	672	6.527	---	---	---	---	m

Continuación Cuadro 5...

ID	USyV	Estado	PMA (mm)	Producción de hojarasca (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Tasa de descomposición de hojarasca (g g ⁻¹ d ⁻¹)	Tiempo de residencia de hojarasca (días)	Carbono en el suelo (mg g ⁻¹)	TNPMC (mg C g ⁻¹ d ⁻¹)	Ref.
61	MET	NL	700	3.215	----	----	----	----	n
62	MET	NL	533.3	4.316	----	----	----	----	n
59.2	MET	NL	805	4.629	----	----	----	----	n
63	PH	DGO	271	1.674	0.0019	467.7	----	----	o
64	PH	COAH	217	----	----	----	12.8	0.0117	p
Media			434.1	3.38*	----	----	16.81	0.0237	
Error estándar			----	0.54	----	----	2.4	0.005	

USyV = Clase de vegetación *sensu* INEGI (2017); PMA = Precipitación media anual; MDM = Matorral desértico micrófilo, MDR = Matorral desértico rosetófilo, MC = Matorral crasicaule, MET = Matorral espinoso tamaulipeco, PS = Pastizal halófilo, MSC = Matorral sarcoceale. ID= Identificador. * Los registros para un mismo sitio en años distintos se promediaron. El valor en itálicas de producción de hojarasca se calculó con la ecuación que se presenta en la Figura C3.1 (Caja 3) y no se consideró en el cálculo de la media.

^aMartínez-Yrizar *et al.*, 1999; ^bNúñez *et al.*, 2001; ^cGonzález-Rodríguez *et al.*, 2013; ^dPerroni *et al.*, 2013; ^ePerroni *et al.*, 2013; ^fPerroni *et al.*, 2013; ^gFrias-Hernández *et al.*, 1999; ^hPavón, 2005; ⁱPerroni *et al.*, 2010; ^jMaya y Arriaga, 1996; ^kDíaz-Martínez, 2001; ^lGonzález-Rodríguez *et al.*, 2008; ^mGonzález-Rodríguez *et al.*, 2011; ⁿLópez-Hernández *et al.*, 2013; ^oMontaña *et al.*, 1988; ^pTapia-Torres *et al.*, 2015.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Concentración de carbono en las plantas

Para estimar la captura y almacenamiento del carbono en los ecosistemas, es necesario conocer la asignación del carbono en las principales estructuras de las plantas. De acuerdo con las condiciones del ambiente físico, la disponibilidad de recursos y las adaptaciones morfológicas y fisiológicas, las plantas modifican la asignación de carbono para la captura, mantenimiento o reserva de recursos, o bien, para la reproducción (Chapin *et al.*, 2011). En las evaluaciones de los almacenes y flujos de carbono en los ecosistemas, a nivel mundial, así como en los estudios regionales en bosques manejados y agroforestales, se asume que para la planta completa la biomasa consiste de 50% de carbono (Chapin *et al.* 2011; Thomas y Martin, 2012). Sin embargo, el uso de ese supuesto puede sobrestimar hasta en un 5% el contenido de carbono en los ecosistemas forestales (Thomas y Martin, 2012). Por ejemplo, para un matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México, se estimó una diferencia de 1.5 Mg ha⁻¹ en el contenido de carbono al utilizar un factor de conversión de biomasa a carbono que osciló entre 42% y 48% entre la corteza, ramillas, ramas, tallos y hojas de 10 especies leñosas dominantes, en lugar del factor de 50% (Yerena-Yamallel *et al.*, 2011b). En 175 especies mexicanas, casi todas leñosas, la concentración promedio de carbono fue de 44.7%, pero la variación del contenido de carbono dependió, significativamente, del tipo de tejido vegetal, las condiciones ambientales particulares de cada sitio y el grupo taxonómico, oscilando de 44% a 45.8% en las especies de regiones templadas, de 42.8% a 44.3% en *taxa* de regiones tropicales y subtropicales y, de 43.8% a 44.2% en especies de zonas áridas y semiáridas (Pompa-García *et al.*, 2017).

En las plantas de los matorrales y pastizales xerófilos (aún considerando los inevitables sesgos en la información por los escasos estudios, a la fecha) la concentración promedio de carbono de las hojas y tallos fue de 43% (error estándar, e.e. = 0.527; tamaño de muestra, n = 140) y de las raíces fue 44% (e.e. = 0.528, n = 24 muestras). Sin embargo, la concentración de carbono varió entre las formas de crecimiento (Figura 1). Los arbustos y árboles (media = 44.7%; e.e. = 0.25; n = 54 especies) y pastos (42.7%; e.e. = 1.5; n = 3 especies) tuvieron una concentración de carbono significativamente mayor ($H_{Kruskal-Wallis} = 25.9$,

$P < 0.00001$) a las suculentas y semi-suculentas (38.1%; e.e. = 1.7; n = 17 especies), Cuadro 1. La concentración de carbono en las hojas, tallos y raíces de los arbustos y árboles, osciló alrededor de la media, mientras que aumentó de 31.9% en las hojas, a 42.0% en las raíces de las plantas suculentas y semi-suculentas (Cuadro 1). En las hojas y raíces de los pastos, la concentración de carbono osciló alrededor de 43.8%, pero el tamaño de muestra fue muy reducido. En las hojas y tallos de 30 especies desérticas, Briones *et al.* (2018a) reportaron que la media de la proporción del contenido de carbono fue de 44% y de 45% en los tallos y hojas, respectivamente. Considerando las especies del estudio anterior y 44 especies más reportadas en citas posteriores, en este trabajo se estimaron valores ligeramente menores: el contenido de carbono en los tallos y hojas de los matorrales y pastizales xerófilos fue 43% (e.e. = 0.844) y 44% (e.e. = 0.57), respectivamente (Cuadros 1 y 2).

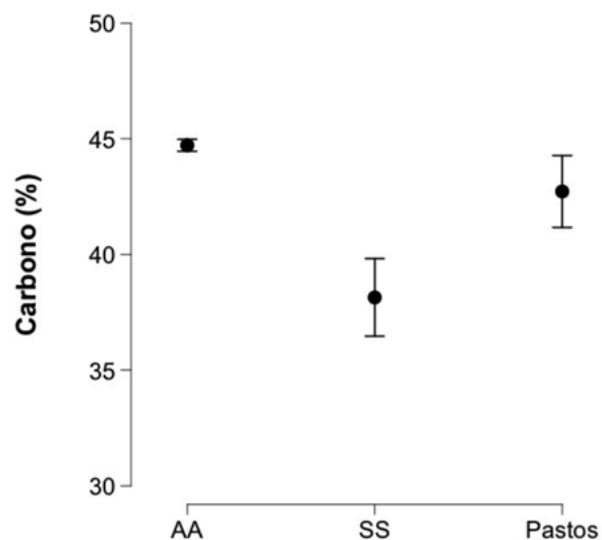


Figura 1. Concentración de carbono (porcentaje promedio +/- 1 error estándar) entre formas de crecimiento de las plantas de los matorrales y pastizales xerófilos de México.

AA = Arbustos y árboles (n = 133 muestras), SS = Suculentas y semi-suculentas (n = 25), Pastos (n = 5).

Captura y almacén de biomasa y carbono en los matorrales y pastizales xerófilos

Todos los procesos biológicos del ecosistema están soportados por la entrada de energía a través de la fotosíntesis de los organismos autótrofos, por lo que es fundamental entender los factores abióticos y biológicos que la regulan, así como todos aquellos factores que determinan la magnitud y velocidad del flujo del



carbono entre el aire, la vegetación y el suelo. La determinación de la biomasa de un ecosistema permite estimar los almacenes de carbono en la vegetación, así como los flujos potenciales de carbono hacia la atmósfera y el suelo. En los ecosistemas terrestres, los principales flujos de transferencia del carbono son la producción de la biomasa viva en tallos, hojas y raíces, la producción de hojarasca y raíces muertas, la descomposición de la materia orgánica y la respiración de las raíces, fauna edáfica y microorganismos (Chapin *et al.*, 2011).

A pesar de la importancia ecológica y económica de los pastizales y matorrales xerófilos mexicanos, los trabajos sobre el contenido de carbono en la biomasa vegetal y los flujos de carbono verticales y horizontales, son escasos y se encuentran dispersos. Esfuerzos recientes de síntesis son los de Escobar *et al.* (2008), Montaña *et al.* (2016) y Briones *et al.* (2018a).

Estudios a escala local

El matorral desértico micrófilo ha sido el ecosistema mayormente estudiado, seguido del matorral espinoso tamaulipeco, matorral crasicaule y matorral submontano (Cuadro 3). Para el pastizal natural se encontraron dos estudios, pero uno de ellos presentó valores inesperadamente muy altos y no se consideró en la estimación de los promedios (Cuadro 4). Para el matorral desértico rosetófilo, el pastizal gipsófilo y el pastizal halófilo, se encontró solamente un estudio. Con base en los estudios locales se estimó que el promedio del carbono total almacenado en la biomasa de los matorrales xerófilos es de 16.33 Mg ha^{-1} (e.e. = 2.43, $n = 34$ sitios), con valores mínimos y máximos de 2.51 Mg ha^{-1} en un matorral desértico rosetófilo en Chihuahua y de 56.05 Mg ha^{-1} en un matorral espinoso tamaulipeco, respectivamente (Cuadro 3). El almacén promedio del carbono total en la biomasa de los pastizales xerófilos se estimó en 5.73 Mg ha^{-1} (e.e. = 0.87, $n = 4$ sitios), con valores mínimos y máximos de 7.95 en un pastizal halófilo en el Estado de México y 4.72 Mg ha^{-1} en un pastizal natural en el estado de Coahuila, respectivamente (Cuadro 4). Considerando la relación entre el peso atómico del CO_2 y el carbono, el CO_2 equivalente promedio de los matorrales y pastizales xerófilos se estimó en 36.61 (e.e. = 6.87) y 21.03 Mg ha^{-1} (e.e. = 3.20), respectivamente. Al calcular las porciones de carbono asignadas a la parte aérea y subterránea de los matorrales, se encontró que el carbono aéreo promedio (10.71 Mg ha^{-1} , e.e. = 1.67,

$n = 31$ sitios) fue aproximadamente 66% del carbono total, con fluctuaciones mínimas y máximas de 1.69 Mg ha^{-1} en un matorral desértico micrófilo de Coahuila a 34.39 Mg ha^{-1} en un matorral espinoso tamaulipeco en el estado de Nuevo León; mientras que el carbono radical promedio (6.63 Mg ha^{-1} , e.e. = 0.94, $n = 31$ sitios) fue aproximadamente 41% del carbono total y fluctuó entre 0.99 Mg ha^{-1} en un matorral desértico micrófilo y 21.67 Mg ha^{-1} en un matorral desértico en Nuevo León.

Es importante destacar que la suma del carbono aéreo y subterráneo de los matorrales xerófilos no coincide exactamente con la magnitud del almacén de carbono total, debido a la diferencia en el tamaño de muestra. En contraste con el matorral xerófilo, en el pastizal xerófilo el carbono asignado a la parte subterránea fue mayor que el de la parte aérea. El carbono promedio aéreo de los pastizales fue aproximadamente 47% (2.67 Mg ha^{-1} , e.e. = 0.39, $n = 4$) del carbono total, con mínimos y máximos de 2.01 y 3.72 Mg ha^{-1} en un pastizal natural de Coahuila y en un pastizal halófilo del Estado de México, respectivamente; mientras que el carbono subterráneo fue 53% (3.06 Mg ha^{-1} , e.e. = 0.47, $n = 4$) del carbono total, con fluctuaciones entre 2.71 Mg ha^{-1} en un pastizal natural de Coahuila y 4.23 Mg ha^{-1} en un pastizal halófilo del Estado de México. Los valores de carbono almacenado de los matorrales y pastizales xerófilos en unidades de biomasa (estimados como $C = 0.43 * \text{biomasa aérea}$ y $C = 0.44 * \text{biomasa radical}$) están en un nivel intermedio entre el intervalo de 2 Mg ha^{-1} a 5 Mg ha^{-1} de la biomasa registrada para los ecosistemas desérticos del mundo (Ehleringer y Mooney, 1982) y entre el intervalo de 37 Mg ha^{-1} a 117 Mg ha^{-1} de la biomasa aérea del bosque tropical seco en México (Martínez-Yrizar *et al.*, 2000).

Cabe señalar que el carbono total almacenado, estimado con base en estudios locales discutidos por Montaña *et al.* (2016) y el carbono aéreo referidos por Briones *et al.* (2018a) para los matorrales y pastizales de las zonas desérticas de México, fueron menores a los estimados en esta síntesis. El promedio del carbono total almacenado en la biomasa de los matorrales áridos y semiáridos estimado por Montaña *et al.* (2016) osciló alrededor de 9.97 Mg ha^{-1} , con valores mínimos y máximos de 1.44 y 15.1 Mg ha^{-1} , mientras que el carbono total promedio almacenado de dos pastizales fue alrededor 1.23 Mg ha^{-1} , con mínimo y máximo de 0.72 y 1.74 Mg ha^{-1} . Briones *et al.* (2018a) reportaron que la concentración promedio de carbono en las plantas de las zonas áridas mexicanas fue 44.6% de la

biomasa y estimaron que los matorrales y pastizales áridos almacenan en promedio 10.3 Mg ha^{-1} (e.e. = 1.84). Las diferencias en los valores del carbono aéreo y subterráneo, referidos en los tres estudios, podrían deberse básicamente a las diferencias en los valores de concentración de carbono asignados a las estructuras vegetales y del cociente raíz:tallo utilizado. Finalmente, sobresale que, debido a la amplia superficie que los matorrales y pastizales xerófilos ocupan en México y a la relativamente escasa cantidad de datos de biomasa aérea y subterránea y contenido de carbono existente, las estimaciones del almacén de carbono reportados en este trabajo, así como las comparaciones con otros estudios, deben tomarse con precaución.

Estudios a escala nacional

Con estimaciones de equivalente de CO_2 en las áreas naturales protegidas de México, Vega-López (2008) concluyó que el matorral xerófilo y la vegetación semiárida almacenaron 80 Mg CO_2 equivalente ha^{-1} (75% en suelo, 24% en vegetación aérea y 1% en raíces) y fueron solo ligeramente superados por el bosque seco tropical en su capacidad para almacenar carbono, mientras que los pastizales xerófilos almacenaron una cantidad de carbono un poco mayor (97 Mg CO_2 equivalente ha^{-1} : 83% en el suelo y 17% en la vegetación aérea). En su informe, Vega-López (2008) describe brevemente la metodología para estimar el contenido de carbono de los ecosistemas, por lo que los resultados deben considerarse con cautela. La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2018) encontró que los matorrales xerófilos de las zonas áridas y semiáridas y, de otras áreas forestales (en donde se incluyeron a los pastizales xerófilos), fueron los ecosistemas con menores contenidos de carbono almacenado, con estimaciones promedio de 0.32 (límite inferior 0.23, límite superior 0.41) Mg C ha^{-1} , 1.55 (1.41, 1.69) Mg C ha^{-1} y 2.48 (1.98, 2.97) Mg C ha^{-1} , respectivamente (CONAFOR, 2018). En el informe de resultados de CONAFOR (2018) no se consideraron los estratos arbustivo y herbáceo, por lo tanto, la subestimación del contenido de carbono en los matorrales y pastizales xerófilos podría estar acentuada y las magnitudes estimadas del contenido de carbono deben tomarse con reserva.

Con base en las mediciones de los arbustos, plantas arborescentes y cactáceas del censo INFyS 2004-2007 de CONAFOR, así como de ecuaciones alométricas para especies de zonas áridas y semiáridas (de Jong *et*

al., 2018) se estimó que el promedio del carbono total almacenado en la vegetación primaria (sin intervención antropogénica) de los matorrales xerófilos fue de 1.28 Mg ha^{-1} (e.e. = 0.17), con valores mínimos y máximos de 0.39 Mg ha^{-1} en la vegetación de dunas costeras y de 2.64 Mg ha^{-1} en el mezquital, respectivamente (Cuadro 6). El almacén promedio del carbono total en la vegetación primaria de los pastizales xerófilos se estimó en 1.71 Mg ha^{-1} (e.e. = 1.19), con valores mínimos y máximos de 4.08 Mg ha^{-1} en el pastizal natural y 0.25 Mg ha^{-1} en el pastizal gipsófilo (Cuadro 6). El carbono aéreo promedio (1.00 Mg ha^{-1} , e.e. = 0.14) de los matorrales fue aproximadamente 78% del carbono total, con fluctuaciones mínimas y máximas de 0.46 Mg ha^{-1} en el matorral rosetófilo costero a 2.09 Mg ha^{-1} en el mezquital; mientras que el carbono radical promedio (0.29 Mg ha^{-1} , e.e. = 0.04) fluctuó entre 0.17 Mg ha^{-1} en el matorral crasicaule y en el matorral sarcocraule y 0.55 Mg ha^{-1} en el mezquital.

El carbono promedio aéreo de los pastizales fue aproximadamente 79% (1.35 Mg ha^{-1} , e.e. = 0.96) del carbono total, con mínimos y máximos de 0.18 y 3.26 Mg ha^{-1} en el pastizal gipsófilo y pastizal natural, respectivamente; mientras que el carbono subterráneo promedio fue 0.36 Mg ha^{-1} (e.e. = 0.23), con fluctuaciones entre 0.82 Mg ha^{-1} en el pastizal natural y 0.07 Mg ha^{-1} en un pastizal halófilo. En las estimaciones de los estadísticos anteriores no se consideró al chaparral, debido a que es un tipo de vegetación con características climáticas templadas y por tener valores de biomasa y carbono atípicamente altos en comparación con los matorrales xerófilos de los climas áridos y semiáridos. El matorral desértico micrófilo y el matorral sarcocraule son los ecosistemas con mayor número de sitios (19 y 18%, respectivamente) en el censo INFyS 2004-2007, seguidos del matorral espinoso tamaulipeco (9.9%) y el matorral desértico rosetófilo (9.4%). En comparación con el pastizal natural, el pastizal halófilo (4%) y el pastizal gipsófilo (3%) están pobremente representados en el censo del INFyS. La Caja 6 muestra la localización geográfica de los sitios del INFyS usados para generar las estimaciones de carbono que se muestran en el Cuadro 6.

Las diferencias en las magnitudes de los almacenes de carbono en los matorrales y pastizales xerófilos, estimados en los estudios locales y nacionales, se explican parcialmente por las diferencias en las aproximaciones metodológicas para la estimación de la biomasa aérea y subterránea. En los estudios locales, la biomasa aérea y subterránea se estima de la cosecha



directa de la biomasa y ecuaciones alométricas de especies locales, o ecuaciones generales que agrupan a varias especies de una misma región (Briones *et al.*, 2018a). En los estudios nacionales, la biomasa aérea y subterránea se evalúa con datos de la altura de la vegetación y ecuaciones alométricas generales (Vega-López, 2008; CONAFOR, 2018), o bien, con datos de la altura de los elementos arbustivos y cactáceas distintivas y, ocho ecuaciones alométricas (de Jong *et al.*, 2018). En este capítulo, el contenido de carbono de la biomasa aérea y subterránea de los estudios locales se estimó con un factor de conversión de biomasa aérea y subterránea a carbono de 0.43 y 0.44, respectivamente, mientras que en los otros estudios nacionales el factor de conversión de biomasa a carbono que se ha usado es 0.5.

Cuadro 6. Contenido de carbono en la biomasa aérea y radical de los sitios de 400 m² del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2007 de CONAFOR (de Jong *et al.*, 2018) con matorrales y pastizales xerófilos y otros tipos de vegetación de México.

USyV	No. de sitios	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)			Biomasa radical (Mg ha ⁻¹)			Biomasa total (Mg ha ⁻¹)			R:T	Carbono aéreo	Carbono radical (Mg ha ⁻¹)	Carbono total			
		Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.							
MC	99	0.00	1.25	1.83	8.61	0.00	0.38	0.52	2.32	0.00	1.63	2.35	10.93	0.31	0.54	0.17	0.70
MC/VS	20	0.01	3.23	3.08	10.90	0.00	0.93	0.83	2.86	0.01	4.15	3.91	13.77	0.29	1.39	0.41	1.79
MDM	1841	0.00	1.62	2.69	44.59	0.00	0.49	0.68	9.94	0.00	2.11	3.37	54.53	0.30	0.70	0.22	0.91
MDM/VS	204	0.00	1.77	3.78	41.83	0.00	0.52	0.90	9.40	0.00	2.30	4.67	51.23	0.30	0.76	0.23	0.99
MDR	906	0.00	2.65	6.39	135.22	0.00	0.75	1.38	26.50	0.00	3.40	7.76	161.71	0.28	1.14	0.33	1.47
MDR/VS	48	0.01	2.79	3.24	18.93	0.01	0.81	0.82	4.66	0.01	3.60	4.07	23.59	0.29	1.20	0.36	1.56
MET	954	0.00	4.20	6.17	93.82	0.00	1.15	1.42	19.18	0.00	5.35	7.59	113.01	0.27	1.80	0.51	2.31
MET/VS	332	0.00	4.57	4.97	37.49	0.00	1.26	1.21	8.53	0.00	5.83	6.18	46.02	0.28	1.96	0.55	2.52
MK	92	0.00	4.86	8.20	35.69	0.00	1.26	1.93	8.17	0.00	6.12	10.13	43.86	0.26	2.09	0.55	2.64
MK/VS	12	0.04	2.91	2.80	8.12	0.02	0.85	0.76	2.21	0.06	3.76	3.56	10.33	0.29	1.25	0.37	1.62
MKE	36	0.00	4.30	6.40	26.57	0.00	1.15	1.55	6.29	0.00	5.45	7.95	32.86	0.27	1.85	0.51	2.36
MKE/VS	9	1.13	1.16	0.04	1.18	0.39	0.40	0.01	0.40	1.51	1.55	0.06	1.59	0.34	0.50	0.17	0.67
MKX	734	0.00	2.04	3.28	25.33	0.00	0.60	0.84	6.03	0.00	2.64	4.11	31.36	0.29	0.88	0.26	1.14
MKX/VS	124	0.00	1.84	3.30	25.48	0.00	0.54	0.83	6.06	0.00	2.38	4.13	31.54	0.29	0.79	0.24	1.03
ML	576	0.00	2.21	4.19	57.43	0.00	0.63	1.01	12.43	0.00	2.84	5.19	69.86	0.29	0.95	0.28	1.23
ML/VS	16	0.06	45.49	29.04	75.44	0.03	9.83	6.11	15.82	0.08	55.31	35.15	91.26	0.22	19.56	4.33	23.88
MRC	55	0.00	1.07	1.30	6.31	0.00	0.35	0.37	1.77	0.01	1.41	1.68	8.07	0.32	0.46	0.15	0.61
MRC/VS	8	0.14	0.79	0.76	2.56	0.06	0.27	0.23	0.79	0.20	1.07	0.98	3.35	0.34	0.34	0.12	0.46
MSC	1747	0.00	1.52	5.18	126.20	0.00	0.44	1.14	24.93	0.00	1.95	6.31	151.13	0.29	0.65	0.19	0.84
MSC/VS	24	0.00	1.01	1.24	4.57	0.00	0.33	0.37	1.33	0.00	1.34	1.61	5.90	0.32	0.43	0.14	0.58
MSCC	735	0.00	1.23	2.72	42.55	0.00	0.38	0.67	9.54	0.00	1.61	3.39	52.09	0.31	0.53	0.17	0.70
MSCC/VS	17	0.00	0.79	1.06	3.26	0.00	0.26	0.32	0.99	0.00	1.06	1.38	4.25	0.33	0.34	0.12	0.46
MSM	823	0.00	4.57	8.24	85.23	0.00	1.23	1.83	17.62	0.00	5.80	10.06	102.85	0.27	1.97	0.54	2.51
MSM/VS	157	0.00	4.48	8.42	73.19	0.00	1.19	1.87	15.40	0.00	5.67	10.28	88.60	0.27	1.93	0.52	2.45
MSN	220	0.00	2.05	7.12	94.65	0.00	0.57	1.50	19.33	0.00	2.62	8.61	113.99	0.28	0.88	0.25	1.13
MST	325	0.00	3.41	7.48	72.99	0.00	0.93	1.66	15.37	0.00	4.34	9.14	88.36	0.27	1.47	0.41	1.88
MST/VS	94	0.00	2.37	5.33	43.99	0.00	0.68	1.20	9.82	0.00	3.06	6.53	53.82	0.29	1.02	0.30	1.32



Continuación Cuadro 6...

USyV	No. de sitios	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)			Biomasa radical (Mg ha ⁻¹)			Biomasa total (Mg ha ⁻¹)			R:T	Carbono aéreo (Mg ha ⁻¹)	Carbono radical (Mg ha ⁻¹)	Carbono total			
		Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.	Mín.	Media	Máx.							
PI	472	0.00	12.70	22.74	117.96	0.00	2.93	4.72	23.49	0.00	15.63	27.46	141.45	0.23	5.46	1.29	6.75
PN	118	0.00	7.58	13.54	90.57	0.00	1.87	2.94	18.60	0.01	9.45	16.47	109.16	0.25	3.26	0.82	4.08
PN/VS	108	0.00	9.91	11.65	55.41	0.00	2.46	2.65	12.05	0.00	12.37	14.30	67.46	0.25	4.26	1.08	5.34
PH	5	0.23	1.41	1.39	3.02	0.09	0.45	0.41	0.92	0.32	1.87	1.80	3.94	0.32	0.61	0.20	0.80
PY	4	0.11	0.43	0.48	0.98	0.05	0.16	0.16	0.34	0.16	0.59	0.64	1.32	0.36	0.18	0.07	0.25
VH	244	0.00	1.04	2.68	17.37	0.00	0.30	0.69	4.32	0.00	1.34	3.37	21.70	0.29	0.45	0.13	0.58
VH/VS	24	0.00	0.59	0.85	3.34	0.00	0.20	0.26	1.01	0.00	0.79	1.11	4.35	0.34	0.25	0.09	0.34
VHH	49	0.13	3.17	3.64	12.92	0.06	0.91	0.94	3.33	0.18	4.08	4.58	16.25	0.29	1.36	0.40	1.76
VD	197	0.00	0.70	1.21	5.95	0.00	0.23	0.36	1.68	0.00	0.92	1.57	7.63	0.32	0.30	0.10	0.40
VU	11	0.02	0.67	0.86	2.79	0.01	0.23	0.26	0.86	0.03	0.90	1.13	3.65	0.34	0.29	0.10	0.39
VY	4	0.20	1.46	0.86	2.06	0.08	0.48	0.27	0.66	0.29	1.93	1.12	2.71	0.33	0.63	0.21	0.84
Matorrales																	
Media		0.02	2.32	4.24	47.17	0.01	0.65	1.00	10.01	0.03	2.97	5.23	57.19	0.29	1.00	0.29	1.28
Error estándar		0.01	0.32	0.59	9.77	0.01	0.08	0.12	1.90	0.02	0.39	0.71	11.67	0.01	0.14	0.04	0.17
No. sitios	9648																
Matorrales/VS*																	
Media		0.10	2.18	2.99	21.14	0.04	0.63	0.74	4.88	0.14	2.81	3.73	26.03	0.30	0.94	0.28	1.22
Error estándar		0.09	0.39	0.67	6.39	0.03	0.10	0.15	1.35	0.12	0.49	0.82	7.74	0.01	0.17	0.04	0.21
No. sitios	1089																
Pastizales																	
Media		0.11	3.14	5.13	31.52	0.05	0.82	1.17	6.62	0.16	3.97	6.30	38.14	0.31	1.35	0.36	1.71
Error estándar		0.07	2.24	4.21	29.53	0.03	0.53	0.89	5.99	0.09	2.77	5.10	35.52	0.03	0.96	0.23	1.19
No. sitios	127																

En itálicas los valores calculados en este trabajo, con carbono aéreo = 0.43 * biomasa aérea y carbono radical = 0.44 * biomasa radical. USyV = Clase de vegetación *sensu* INEGI (2017). MC = Matorral crasicaule, MDM = Matorral desértico microfilo, MDR = Matorral desértico rosetófilo, MET = Matorral espinoso tamaulipeco, MK = Mezquital, MKE = Mezquital tropical, MKX = Mezquital xerófilo, ML = Chaparral, MRC = Matorral rosetófilo costero, MSC = Matorral sarco-caule, MSCC = Matorral sarco-caule, MSM = Matorral submontano, MSN = Matorral sarco-caule de neblina, MST = Matorral subtropical, PI = Pastizal inducido, PN = Pastizal natural, PH = Pastizal halófilo, PY = Pastizal gipsófilo, VH = Vegetación halófila hidrófila, VHH = Vegetación halófila hidrófila, VD = Vegetación de desiertos arenosos, VU = Vegetación de dunas costeras, VY = Vegetación gipsófila, /VS = Vegetación secundaria, /VS = Cocciente biomasa radical/biomasa tallo, D.E. = Desviación estándar, *Calculado sin Chaparral/VS.

Caja 6. Distribución geográfica de los sitios de muestreo del INFyS

En la Figura C6.1 se muestra la localización geográfica de los sitios de muestreo en pastizales y matorrales del INFyS, período 2004-2007.

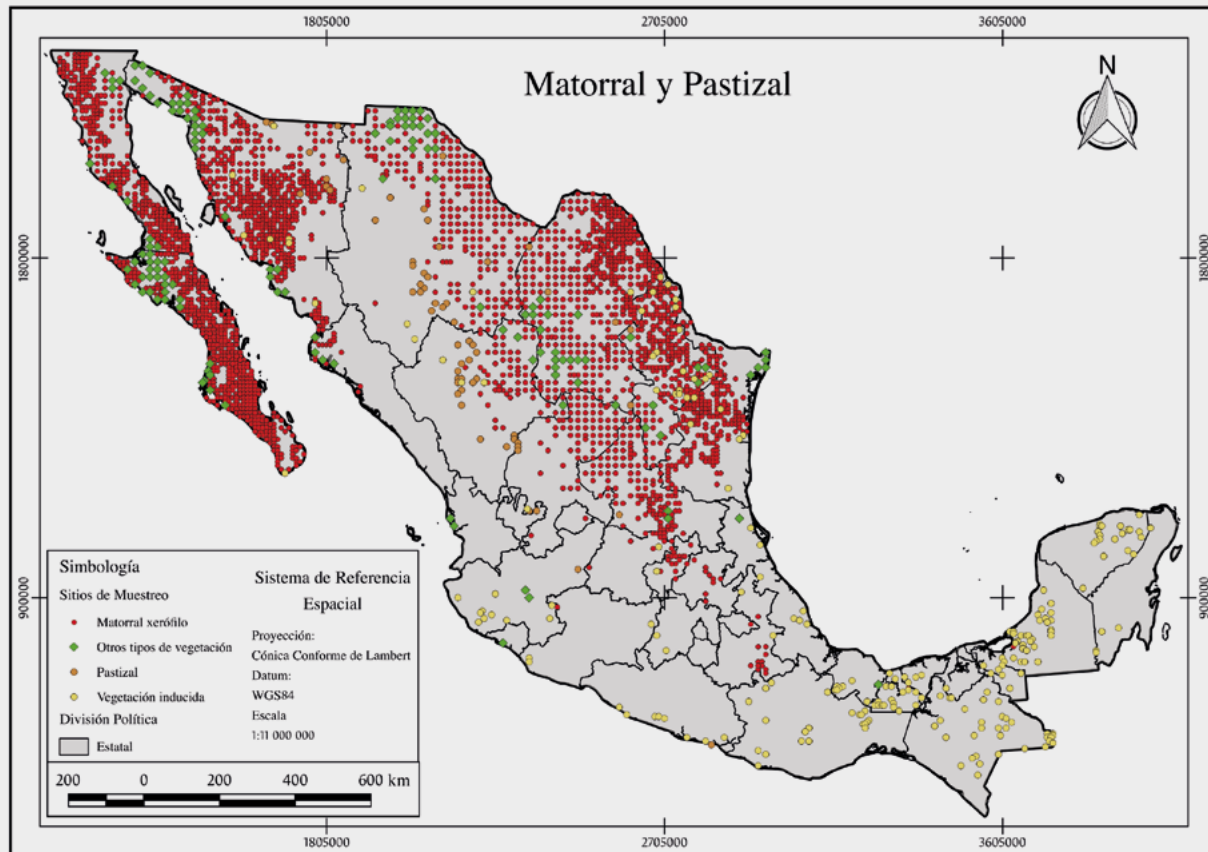


Figura C6.1. Distribución geográfica de los sitios de muestreo en matorrales y pastizales del INFyS.

Estimaciones de los flujos de carbono en los matorrales y pastizales xerófilos

Las estimaciones de producción de hojarasca y las escasas estimaciones de la productividad primaria neta (PPN) realizadas en las zonas áridas y semiáridas de México, se discuten en Montaña *et al.* (2016) y Briones *et al.* (2018a). La producción promedio de hojarasca registrada con trampas de hojarasca en 16 sitios de las zonas desérticas mexicanas fue de 3.38 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (e.e. = 0.54) (Cuadro 5). Las pocas estimaciones de la PPN realizadas por el método de cosecha e indirectamente, con base en modelos con variables

climáticas o imágenes de satélite, sugieren que la PPN oscila entre <0.5 y 3.4 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para las regiones áridas más secas, pero en las menos secas es casi cuatro veces más alta. La producción de hojarasca en las zonas áridas y semiáridas de México fue mayor a los desiertos norteamericanos y en sitios mexicanos fue cercana al Bosque Tropical Caducifolio (Briones *et al.*, 2018a). Debido a que la producción de la hojarasca depende, principalmente, de la distribución de la lluvia en los ecosistemas desérticos de México, un buen indicador de la producción de hojarasca es la precipitación promedio anual (Briones *et al.*, 2018a); ver Caja 7.

Caja 7. Flujo de carbono por hojarasca y respiración microbiana

La Figura C7.1 muestra la relación entre la producción de hojarasca y la tasa neta potencial de mineralización de carbono, con la precipitación promedio anual en los matorrales xerófilos. La producción de hojarasca es un estimador indirecto de la productividad primaria neta y, la tasa neta potencial de mineralización de carbono es la respiración potencial de los microorganismos heterótrofos del suelo.

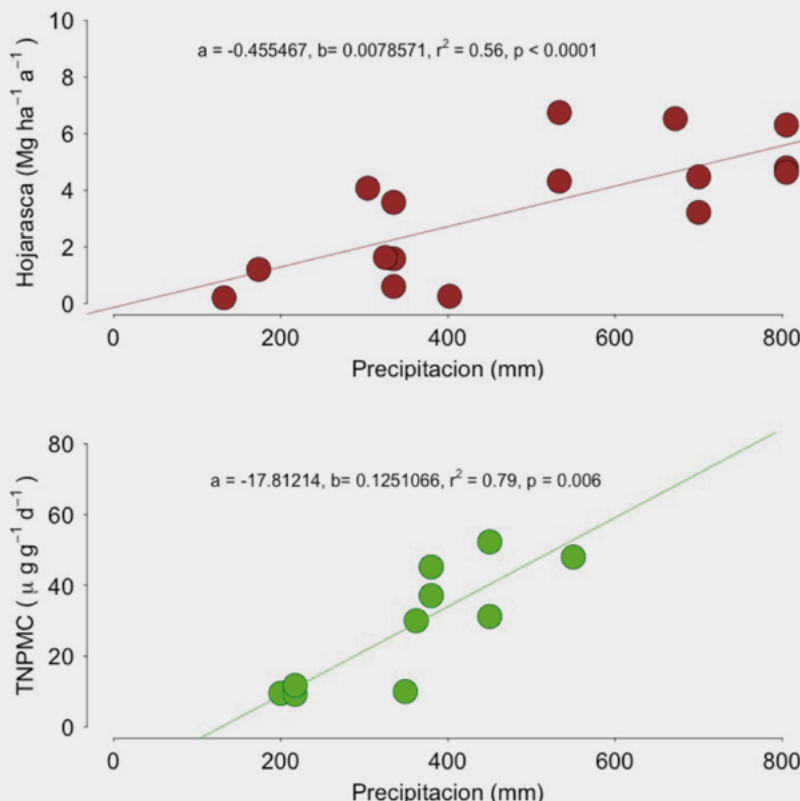


Figura C67.1 Relación entre la producción de hojarasca y la tasa neta potencial de mineralización (TNPMC) con la precipitación en los matorrales xerófilos.

Fuente: modificadas de Briones *et al.* (2018a).

Como los patrones globales de producción de hojarasca son similares a los patrones globales de la PPN (Esser *et al.*, 1982), es posible considerar a la producción de hojarasca como un estimador adecuado de la PPN de los ecosistemas. Saugier *et al.* (2001) estimaron 2.5 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de PPN para los desiertos en el planeta, de la cual 60% es aérea y el resto ocurre bajo el suelo. Por lo anterior, la PPN confiere a los matorrales xerófilos mexicanos una productividad mayor a la que se reporta en otros desiertos del mundo. Este resultado puede explicarse, probablemente, por la gran variedad de ecosistemas que representan a los matorrales xerófilos en México, establecidos en condiciones orográficas diversas, e inclusive, conformando ecotonos con selvas tropicales bajas o medianas (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2010).

En los ecosistemas desérticos existe evidencia de que la disponibilidad del nitrógeno y fósforo en el suelo es un controlador importante de la PPN (Whitford, 2002). En periodos cortos, con mayor disponibilidad de agua, o en largos periodos de años con más humedad que el promedio, en los ecosistemas desérticos la PPN disminuye por efecto de la menor disponibilidad de nutrientes en el suelo (Whitford, 2002). Específicamente, para el caso del fósforo, se debe considerar la antigüedad del material parental que soporta al ecosistema, dado que materiales más antiguos contienen menos concentraciones de fósforo (Walker y Adams, 1958).

La hojarasca, troncos y raíces muertas, son degradados por la fauna y los microorganismos edáficos, así como por factores ambientales; por

ejemplo, la radiación ultravioleta durante el proceso de descomposición, hasta la transformación de los nutrientes orgánicos en inorgánicos, como el caso del carbono que se libera como CO₂ a la atmósfera (Montaño *et al.*, 2016). A pesar de que la descomposición es un flujo fundamental en el ciclo del carbono, hay pocos estudios realizados en los matorrales y pastizales xerófilos de México (Montaño *et al.*, 2016; Briones *et al.*, 2018a). No obstante, los datos existentes muestran que la tasa de descomposición anual de la hojarasca es relativamente lenta (0.001 - 0.44 g C año⁻¹) en comparación con ecosistemas méxicos (Montaño *et al.*, 2016).

Respiración del suelo

La respiración del suelo (Rs) es la suma de la respiración autótrofa (Ra, raíces) y la respiración heterótrofa (Rh, microorganismos y fauna del suelo). A nivel global, a la Rs se le considera el segundo flujo de carbono más importante hacia la atmósfera y su regulación depende de la temperatura y humedad del suelo, fotosíntesis, disponibilidad de materia orgánica y composición de la biota del suelo. Sin embargo, en México sólo 28 estudios, realizados principalmente en sistemas agrícolas y bosques, han cuantificado directamente esta variable en el campo, aun cuando los ecosistemas áridos y semiáridos son de los que requieren más atención debido a su extensión en el país y a su heterogeneidad ambiental (Cueva *et al.*, 2016). Recientemente se publicó una base de datos de flujos verticales de CO₂ en ecosistemas terrestres y costeros de México, usando la técnica de covarianza de vórtices, la cual contiene datos de variables asociadas a los flujos de carbono en 14 sitios de monitoreo, de los cuales, cuatro corresponden a matorrales xerófilos y dos a pastizales (Delgado-Balbuena *et al.*, 2018), en donde la Rs quedó integrada en el flujo de respiración del ecosistema.

La Rs se ha medido solo en dos casos, en forma directa, para ecosistemas de México; aun cuando la medición fue continua, en campo, la mayoría de las veces se hizo de forma parcial, atendiendo únicamente a la respiración heterótrofica con métodos de incubación en el laboratorio. En los ecosistemas áridos y semiáridos, la Rs (Ra, Rh y pocas veces ambas) se han evaluado bajo la copa de las plantas y en áreas sin vegetación, debido a que en estos ecosistemas la vegetación se distribuye en parches o islas de recursos (Perroni *et al.*, 2013; Cueva *et al.*, 2016). La tasa

promedio de Rs en estos ecosistemas es de 2.6 g C m⁻² d⁻¹ con valores máximos de 9.34 g C m⁻² d⁻¹ y mínimos de 0.01 g C m⁻² d⁻¹ (Cueva-Rodríguez *et al.*, 2012; León *et al.*, 2014; Robles-Zazueta *et al.*, 2014).

Los datos de la Rs medida de forma parcial, con base en la Rh potencial, indican que el valor promedio de la tasa neta de mineralización de carbono (TNPMC) en el suelo de los matorrales y pastizales xerófilos fue 0.0237 mg C g⁻¹ d⁻¹ (e.e. = 0.5) (Briones *et al.*, 2018a), Cuadro 5. Las estimaciones por tipo de vegetación muestran que el promedio del matorral desértico micrófilo (TNPMC = 0.0147 mg C g⁻¹ d⁻¹, n = 4) fue casi la mitad, mientras que el promedio del matorral crasicaule fue más alto (TNPMC = 0.0357 mg C g⁻¹ d⁻¹, n = 4) que el promedio. Un sitio de pastizal halófilo tuvo el valor más bajo registrado (TNPMC = 0.0117 mg C g⁻¹ d⁻¹). Estos valores fueron menores al promedio encontrado en el matorral subtropical por Celaya-Michel (2015) bajo árboles nodrizas (Rs = 0.0454 mg C g⁻¹ d⁻¹), en sitios de pastizales inducidos con exóticas como buffel (*Cenchrus ciliaris*). Valores menores se encontraron en sitios bajo nodrizas y el mismo pasto exótico (Rs = 0.0345 mg C g⁻¹ d⁻¹ y 0.0232 mg C g⁻¹ d⁻¹, respectivamente) y en los interespacios desnudos (0.014 mg C g⁻¹ d⁻¹ y 0.018 mg C g⁻¹ d⁻¹, respectivamente). Es importante tener en cuenta que los valores que presenta Celaya-Michel (2015) corresponden a la respiración del suelo que incluye tanto la Ra, como la Rh.

Efecto del cambio en el uso del suelo en el almacén de carbono de los matorrales y pastizales xerófilos

Los principales usos de la vegetación de los matorrales y pastizales xerófilos han sido la ganadería extensiva y la agricultura de temporal y riego, aunque también existen prácticas agroforestales autóctonas que tienen una condición intermedia entre la vegetación conservada y la agricultura tecnificada y cuyos impactos en la vegetación y el suelo se han estudiado muy poco (Moreno-Calles *et al.*, 2016). En un pastizal nativo de *Bouteloua gracilis*, el cambio en el uso de la tierra por sobrepastoreo excesivo durante décadas, afectó el contenido de carbono del suelo y en la biomasa aérea al cambiar de una condición excelente a pobre, lo cual ocasionó una disminución del carbono total de 10.04 Mg ha⁻¹ a 3.42 Mg ha⁻¹ (Medina-Roldán *et al.*, 2007), Cuadro 7.



El matorral primario presentó el mayor contenido de carbono con $10.75 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la biomasa aérea del matorral espinoso tamaulipeco, en comparación con la drástica reducción a 2.80 y 4.31 Mg ha^{-1} de carbono aéreo en dos sistemas recuperados bajo regeneración natural, después de más de 25 años de que el matorral se desmontó con cadenas o se utilizó para agricultura tradicional (Yerena-Yamallel *et al.*, 2011b; Cuadro 7). En otro estudio se menciona, que recuperar el estado inicial del matorral espinoso tamaulipeco, en términos de su capacidad de almacenar carbono, puede tomar décadas ya que un sitio con matorral bajo regeneración natural alcanzó solamente 56% del carbono original después de 30 años (Yerena-Yamallel *et al.*, 2014). Por otro lado, el matorral espinoso tamaulipeco secundario sobrepasó el contenido de carbono aéreo (17.84 Mg ha^{-1}) después de 30 años de regeneración, en comparación

con el matorral primario (13.98 Mg ha^{-1}) (Yerena-Yamallel *et al.*, 2015; Cuadro 7). Estos estudios sugieren que el matorral espinoso tamaulipeco tiene alta capacidad de recuperación de manera natural y, además de cumplir con la función de conservar suelos y aguas, tiene un alto potencial como almacenador de carbono (Yerena-Yamallel *et al.*, 2014). La capacidad de la vegetación secundaria de incrementar el contenido de carbono y la biomasa aérea, también está documentada para matorrales subtropicales, en donde la productividad neta del ecosistema se ha estimado mediante flujos turbulentos (Hinojo-Hinojo *et al.*, 2019), bosques secundarios tropicales y templados de México (Casiano-Domínguez *et al.*, 2018) y bosques tropicales secos latinoamericanos (Chazdon *et al.*, 2016).

Cuadro 7. Contenido de carbono en la biomasa de matorrales xerófilos en proceso de regeneración natural y en pastizales xerófilos con distinta condición de pastoreo localizados en México.

ID	USyV	Estado	Carbono aéreo (Mg ha ⁻¹)	Carbono radical (Mg ha ⁻¹)	Carbono total (Mg ha ⁻¹)	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	Biomasa radical (Mg ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg ha ⁻¹)	Ref.
Regeneración									
28	MET	Matorral primario	10.75	----	----	25	----	----	r
28.1	MET/VS	27 años	4.31	----	----	10.02	----	----	r
28.2	MET/VS	25 años	2.80	----	----	6.52	----	----	r
29	MET	Matorral primario	13.50	----	----	31.4	----	----	s
29.1	MET/VS	10 años	3.91	----	----	9.09	----	----	s
29.2	MET/VS	20 años	7.10	----	----	16.5	----	----	s
29.4	MET/VS	30 años	7.61	----	----	17.7	----	----	s
30	MET	Matorral primario	13.98	----	----	32.51	----	----	t
30.1	MET/VS	15 años	4.97	----	----	11.55	----	----	t
30.2	MET/VS	30 años	17.84	----	----	41.48	----	----	t
Condición									
34	PN	Excelente	0.59	9.46	10.04	1.36	21.49	22.85	5
34.1	PN/VS	Buena	0.50	4.74	5.23	1.16	10.76	11.92	5
34.2	PN/VS	Regular	0.59	5.58	6.17	1.38	12.68	14.06	5
34.3	PN/VS	Pobre	0.65	2.77	3.42	1.51	6.30	7.81	5

En itálicas los valores calculados con datos obtenidos para este trabajo, con carbono aéreo = 0.43 * biomasa aérea y carbono radical = 0.44 * biomasa radical. USyV = Clase de vegetación *sensu* INEGI (2017). MET = Matorral espinoso tamaulipeco; PN = Pastizal natural; VS = Vegetación secundaria. ID= Identificador.

¹Perrom *et al.*, 2014; ²Tapia-Torres *et al.*, 2015; ³Long *et al.*, 1989; ⁴Tapia 2008; ⁵Medina-Roldán *et al.*, 2007; ⁶Yerena-Yamalle *et al.*, 2011 b; ⁷Yerena-Yamalle *et al.*, 2014; ⁸Yerena-Yamalle *et al.*, 2015.



SIGUIENTES PASOS

La importancia ecológica de los ecosistemas como sumideros o fuentes de carbono a la atmósfera, depende de su capacidad para almacenar y transferir carbono, de su resistencia y respuesta a las variaciones de las condiciones ambientales, de las prácticas de manejo y uso del suelo y, de la superficie cubierta. A pesar de esto último, pocos han sido los estudios sobre la fijación, almacenamiento y dinámica del carbono de los matorrales y pastizales xerófilos; es notable la ausencia, casi total, de estudios en matorrales xerófilos con vegetación crasicaule (con tallos carnosos), tales como los izotales, lechuguillales, nopaleras y matorrales con abundancia de cactáceas columnares.

Los estudios más recientes de síntesis, disponibles a la fecha (Montaño *et al.*, 2016; Briones *et al.*, 2018a) y la nueva información examinada en este capítulo, muestran que la mayoría de las investigaciones y registro de datos sobre los almacenes y flujos de carbono en los matorrales y pastizales xerófilos de México se han realizado por investigadores y estudiantes de licenciatura y posgrado de las Universidades Públicas y Centros Públicos de Investigación. Otra fuente reciente de información de datos sobre los almacenes y flujos de carbono en los ecosistemas terrestres, son los inventarios nacionales de uso del suelo, carbono edáfico y biomasa, realizados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), que se han publicado recientemente (de Jong *et al.*, 2018; Paz y Velázquez, 2018) y se encuentran disponibles para su consulta.

El análisis de la información disponible destaca la necesidad de incrementar el conocimiento científico sobre el ciclo del carbono en los ecosistemas áridos y semiáridos del país, abarcando una mayor cobertura geográfica, que aporte mejores bases para su entendimiento, así como nuevas estrategias para su manejo y mejores políticas públicas para la captura de carbono y reducción de emisiones de CO₂ a la atmósfera. En el mismo sentido, dicho conocimiento científico es crucial para mejorar los modelos sobre los servicios ecosistémicos que podrían ofrecer los matorrales y pastizales xerófilos, en términos de almacenamiento y secuestro de carbono, con la finalidad de obtener los mejores pagos ambientales por estos servicios, como se ha demostrado con el uso de diferentes coberturas vegetales y, a una escala más amplia para México, Bolivia y Brasil (Quijas *et al.*, 2018). En consecuencia, los siguientes temas son prioritarios para la investigación

sobre el ciclo del carbono y sus interacciones en los ecosistemas terrestres (Fuentes-Ponce *et al.*, 2012), incluyendo los matorrales y pastizales xerófilos:

Generar datos sobre el contenido de carbono de los tejidos foliares, caulinares y radical, de las diferentes formas de vida y sus especies, sobre las relaciones funcionales entre el tamaño de las plantas y contenido de carbono, así como sobre los principales almacenes (biomasa viva y muerta aérea y subterránea, mantillo y suelo) y flujos del carbono (productividad primaria, descomposición y respiración del suelo), lo cual permitirá hacer balances de carbono en los matorrales y pastizales xerófilos y determinar con mayor precisión su contribución a nivel nacional y global.

Investigar la variación espacial y temporal de los almacenes y flujos de carbono en el sistema suelo-vegetación-atmósfera.

Explorar modelos globales y regionales para estimar almacenes y flujos de carbono y, compararlos con estudios locales, así como investigar la posibilidad de escalar los estudios locales utilizando técnicas de sensores remota.

Determinar los procesos biogeoquímicos que controlan las variaciones espaciales y temporales de las fuentes y almacenes de carbono, de manera que puedan conformar modelos dinámicos del carbono en el ecosistema. En particular, es necesario concentrarse en las interacciones del carbono con la dinámica hídrica y con la disponibilidad de nitrógeno y fósforo, ya que son elementos estrechamente relacionados con las variaciones en la productividad primaria neta, producción de hojarasca, descomposición del mantillo y fertilidad del suelo.

Desarrollar metodologías estandarizadas que permitan mejorar las estimaciones de los almacenes y transferencias de carbono, tanto a nivel local como regional y nacional, que faciliten establecer comparaciones y el uso de los datos a diferentes escalas espaciales y la estimación cuantitativa de los servicios ambientales de los matorrales y pastizales xerófilos. Las aproximaciones metodológicas deben considerar las posibles relaciones estequiométricas carbono-nitrógeno-fósforo y su relación como posible controladores de incrementos o decrementos de los almacenes y flujos de carbono, bajo diferentes escenarios de cambio climático para México.

Desarrollar modelos encaminados a un adecuado manejo de los reservorios y flujos de carbono para contribuir a favorecer el secuestro de carbono y proveer las bases científicas para los tomadores de decisiones.

Evaluar los efectos del cambio global sobre la dinámica del ciclo del carbono, a diversas escalas espacio-temporales, para poder realizar modelos prospectivos de cambio de uso de suelo y contaminación de suelos y aire, entre otros.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El estudio del ciclo del carbono en los matorrales y pastizales de las zonas áridas es prioritario para entender las consecuencias del incremento acelerado de la concentración de CO₂ y otros gases de efecto invernadero en la atmósfera. El conocimiento del ciclo del carbono es importante para diseñar estrategias adecuadas para reducir las emisiones de carbono y contribuir a mitigar el cambio climático global, para optimizar las políticas de manejo de la productividad y de los servicios ecosistémicos que proveen y, para establecer prácticas de uso sostenible.

A pesar de la gran diversidad ecológica que sustentan los ecosistemas con matorrales y pastizales xerófilos y la extensa superficie que ocupan en México, son muy pocos los estudios sobre el contenido y los flujos de carbono que determinan el almacenamiento de carbono en la biomasa aérea y subterránea. Sin embargo, los valores de carbono estimados con base en estudios locales y nacionales, sitúan a los matorrales y pastizales xerófilos en un lugar intermedio entre los ecosistemas de los desiertos norteamericanos y el bosque tropical caducifolio.

Debido a que los recursos económicos y humanos son limitados y, a la complejidad del ciclo del carbono, es recomendable fomentar el diálogo al interior de la comunidad científica y fortalecer la vinculación con las instancias nacionales encargadas de inventariar los recursos naturales del país. Esto permitiría identificar prioridades, oportunidades de colaboración interinstitucional y optimizar recursos para avanzar en el entendimiento de los procesos, controles y mecanismos de transferencia en el ciclo del carbono, en los ecosistemas con matorrales y pastizales xerófilos. Es urgente investigar el papel de la sequía, del CO₂ atmosférico, del contenido de nutrientes del suelo y del cambio en el uso del suelo, en el ciclo del carbono. Para lograr lo anterior, es recomendable apoyar la formación de recursos humanos especializados en el ciclo del carbono en ambientes desérticos, tanto a través de las instituciones de educación superior, como por medio de las redes de colaboración entre investigadores y generar núcleos de investigación relacionados con las diferentes áreas geográficas en el país.

AGRADECIMIENTOS

Se reconoce el apoyo del Dr. Claudio Mota en la elaboración de las figuras y cuadros.

LITERATURA CITADA

- Ahlström, A., M. R. Raupach, G. Schurgers, B. Smith, A. Arneeth, M. Jung, M. Reichstein, J. G. Canadell, P. Friedlingstein, A. K. Jain, E. Kato, B. Poulter, S. Sitch, B. Stocker, N. Viovy, Y. P. Wang, A. Wiltshire, S. Zaehle and N. Zeng. 2015. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO₂ sink. *Science* 348:895-899.
- Arriaga, L. and Y. Maya. 2007. Spatial variability in decomposition rates in a desert scrub of Northwestern Mexico. *Plant Ecology* 189:213-225.
- Becerril-Piña, R., E. González-Sosa, C. A. Mastachi-Loza, C. Díaz-Delgado y N. M. Ramos-Salinas. 2014. Contenido de carbono en un ecosistema semiárido del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 1:9-18.
- Bell, T. W., O. Menzer, E. Troyo-Diequez and W. C. Oechel. 2012. Carbon dioxide exchange over multiple temporal scales in an arid shrub ecosystem near La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Global Change Biology* 18:2570-2582.
- Briones, O., A. Búrquez, A. Martínez-Yrizar, N. Pavón y Y. Perroni. 2018a. Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques* 24:1-19
- Briones, O., Y. Perroni, A. E. Castellanos, I. Estrada-Contreras, A. Martínez-Yrizar, Y. Maya, N. M. Montaña, N. Pavón y E. Yepez. 2018b. Base de datos de carbono en la biomasa de matorrales y pastizales xerófilos de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:200-209
- Búrquez, A. y A. Martínez-Yrizar 2010. Límites geográficos entre las selvas bajas caducifolias y los matorrales espinosos y xerófilos: ¿qué conservar? *En: Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel y R. Dirzo (eds). Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México. Fondo de Cultura Económica. CONABIO. México. pp. 53-62.*
- Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Núñez, S., T. Quintero and A. Aparicio. 2010. Aboveground biomass in three Sonoran Desert communities: Variability within and among sites using replicated plot harvesting. *Journal of Arid Environments* 74:1240-1247.
- Casiano-Domínguez, M., F. Paz-Pellat, M. Rojo-Martínez, S. Covaleda-Ocon y D. A. Aryal. 2018. El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques* 24:1-22.
- Castellanos, A. E., J. M. Llano-Sotelo, L. E. Machado-Encinas, J. E. López-Piña, J. R. Romo-Leon, J. Sardans and J. Peñuelas.



2018. Foliar C, N, and P stoichiometry characterize successful plant ecological strategies in the Sonoran Desert. *Plant Ecology* 219:775-788.
- Celaya-Michel, H. 2015. Impactos del cambio en el uso del suelo en la disponibilidad de recursos y funcionamiento de ecosistemas en la región central de Sonora, y su relación con los procesos de Desertificación. Tesis de Doctorado. Posgrado en Biociencias, Universidad de Sonora. 92 p.
- Chapin, S., P. Manson and H. Mooney. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer Science and Business Media, New York, Inc.
- Chazdon, R. L., E. N. Broadbent, D. M. A. Rozendaal, F. Bongers, A. M. A. Zambrano, T. M. Aide, P. Balvanera, J. M. Becknell, V. Boukili, P. H. S. Brancalion, D. Craven, J. S. Almeida-Cortez, G. A. L. Cabral, B. de Jong, J. S. Denslow, D. H. Dent, S. J. DeWalt, J. M. Dupuy, S. M. Durán, M. M. Espirito-Santo, M. C. Fandino, R. G. César, J. S. Hall, J. L. Hernández-Stefanoni, C. C. Jakovac, A. B. Junqueira, D. Kennard, S. G. Letcher, M. Lohbeck, M. Martínez-Ramos, P. Massoca, J. A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y. R. F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E. A. Pérez-García, D. Piotto, J. S. Powers, J. Rodríguez-Velazquez, I. Eunice Romero-Pérez, J. Ruíz, J. G. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeifa, N. B. Schwartz, M. K. Steininger, N. G. Swenson, M. Uriarte, M. van Breugel, H. van der Wal, M. D. M. Veloso, H. Vester, I. C. G. Vieira, T. V. Bentos, G. B. Williamson and L. Poorter. 2016. Carbon sequestration potential of secondgrowth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci. Adv.* doi:10.1126/sciadv.1501639.
- CONAFOR. 2018. Comisión Nacional Forestal. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe de Resultados 2009-2014. 1er Edición. 200 p. www.gob.mx/conafor. (Consulta: noviembre 23, 2018).
- CONAFOR-UACH. 2013. Comisión Nacional Forestal-Universidad Autónoma Chapingo. Línea base nacional de degradación de tierras y desertificación. Informe final. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma de Chapingo. Zapopan, Jalisco. Comisión Nacional Forestal.
- Cueva, A., C. A. Robles Zazueta, J. Garatuzza and E. A. Yépez. 2016. Soil respiration in Mexico: Advances and future directions. *Terra Latinoamericana* 34:253-269.
- Cueva-Rodríguez, A., E.A. Yépez, J. Garatuzza-Payan, C. J. Watts y J. C. Rodríguez. 2012. Diseño y uso de un sistema portátil para medir la respiración de suelo en ecosistemas. *Terra Latinoamericana* 30:327-336.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2018. Base de datos de la biomasa de los sitios del Inventario Nacional Forestal y de Suelos del ciclo 2004-2007. Elementos para Políticas Públicas 2:69-84.
- Delgado-Balbuena, J., E. A. Yépez, F. Paz-Pellat, G. Angeles, C. Aguirre-Gutiérrez, M. S. Alvarado-Barrientos, T. Arredondo, F. Ayala-Niño, S. Bullock, A. Castellanos, A. Cueva, B. Figueroa, J. Garatuzza-Payan, E. González-del Castillo, E. González-Sosa, A. Guevara-Escobar, C. Hinojo Hinojo, U. P. Kyaw-Tha y C. J. Watts. 2018. Base de datos de flujos verticales de dióxido de carbono en ecosistemas terrestres y costeros en México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:93-108.
- Díaz-Martínez, A. M. 2001. Variación espacial y temporal de la producción de hojarasca en la subdivisión Costa Central del Golfo del Desierto Sonorense en Sonora, México. Tesis de Licenciatura. Centro de Estudios Superiores del Estado de Sonora, Hermosillo, México.
- Ehleringer, J., and H. Mooney. 1982. Productivity of desert and Mediterranean-climate plants. *In: O. L. Lange, P. S. Nobel, L. B. Osmond and H. Ziegler (eds.). Ecosystems process, mineral cycling, productivity and man's influence. Physiological Plant Ecology IV, Vol. 12*. Springer, Amsterdam. pp. 205-231.
- Escobar, E., M. Maass, D. Alcocer, E. Azpra, L. Flacón, A. Gallegos, F. García, F. García-Oliva, V. Jaramillo, R. Lecuanda, V. Magaña, A. Martínez-Yrizar, A. Muhlia, R. Rodríguez y J. Zavala-Hidalgo. 2008. Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas. *En: Capital Natural de México, vol. I. Conocimiento Actual de la Biodiversidad*. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- Espinosa-Bretado, R. y J. Nívar. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11:25-31.
- Esser, G., I. Aselmann and H. Lieth. 1982. Modelling the carbon reservoir in the system compartment "litter". *Mitteilungen aus dem Geologisch-Paläontologischen Institut der Universität Hamburg* 52:39-38.
- Evans, R., A. Koyama, D. Sonderegger, T. Charlet, B. Newingham, L. Fenstermaker, B. Harlow, V. Jin, K. Ogle, S. Smith and R. Nowak. 2014. Greater ecosystem carbon in the Mojave Desert after ten years exposure to elevated CO₂. *Nature Climate Change*. doi:10.1038/NCLIMATE2184.
- Feng, S. and Q. Fu. 2013. Expansion of global drylands under a warming climate. *Atmos. Chem. Phys.* 13:10081-10094.
- Field, C. and H.A. Mooney. 1986. The photosynthesis-nitrogen relationship in wild plants. *In: Givnish, T. J. (ed.) On the Economy of Plant Form and Function*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 25-55.
- Frías-Hernández, J. T., L. L. Aguilar, V. P. Olalde, J. A. Balderas, L. G. Gutiérrez, J. J. Alvarado, J. Castro, H. Vargas, A. Albores and L. Dendooven. 1999. Research note soil characteristics in

- a semiarid Highland of Central Mexico as affected by mesquite trees (*Prosopis laevigata*). *Arid Soil Research and Rehabilitation* 13 305-312.
- Fuentes-Ponce, M., J. Etchevers-Barra y O. Briones. 2012. El papel del Programa Mexicano del Carbono en México en relación a los suelos. *En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds.). Dinámica del carbono en el suelo. Programa Mexicano del Carbono, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo* pp. 45-50
- Germán-Venegas, E. 2014. Análisis de la productividad vegetal aérea y subterránea de diferentes coberturas en el Valle del Mezquital y sus implicaciones en el contenido orgánico del suelo. (Tesis de Licenciatura). Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México 113 p.
- González-Rodríguez, H., R. G. Ramírez-Lozano, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza, M. Cotera-Correa, A. Carrillo-Parra y J. J. Marroquin-Castillo. 2013. Producción de hojarasca y retorno de nutrientes vía foliar en un matorral desértico micrófilo en el noreste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19:249-262.
- González-Rodríguez, H., T. G. Domínguez-Gómez, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza, R. G. Ramírez-Lozano, M. Pando-Moreno and C. J. Fernández. 2011. Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology* 212:1747-1557.
- González-Rodríguez, H., T. G. Domínguez-Gómez, I. Cantú-Silva, R. G. Ramírez-Lozano, M. V. Gómez-Meza, T. G. Domínguez-Gómez, J. Bravo-Garza and R. K. Maiti. 2008. Spatial and seasonal litterfall deposition pattern in the Tamaulipan thornscrub, Northeastern Mexico. *International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology* 1:177-181.
- Harmon, M. E., K. J. Nadelhoffer and J. M. Blair. 1999. Measuring decomposition, nutrient turnover, and stores in plant litter. *In: Robertson, G. P., D. C. Coleman and C. S. Bledsoe (eds.). Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research.* Oxford University Press.
- Heiseke, D. y R. Froughbackch. 1985. El matorral como recurso forestal. Facultad de Ciencias Forestales UANL, Linares, N.L., México. *Reporte Científico* 1:1-31.
- Hernández-del Carmen, R. 2006. *Opuntia rastrera*: Captura de carbono en ecosistemas naturales y agroecosistemas en el sureste de Coahuila. Tesis de Ingeniería. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 37 p.
- Hinojo-Hinojo, C., A. E. Castellanos, T. Huxman, J. C. Rodríguez, R. Vargas, J. R. Romo-León and J. A. Biederman. 2019. Native shrubland and managed buffelgrass savanna in drylands: implications on ecosystem carbon and water fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* 268:269-278.
- INEGI. 2017. Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1:250,000: serie VI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 204 p.
- Jurado-Guerra, P., R. A. Saucedo-Terán, C. R. Morales-Nieto y M. Martínez-Salvador. 2013. Almacén y captura de carbono en pastizales y matorrales de Chihuahua. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación - Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.
- Lal, R. 2004. Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management* 33:528-544.
- León, E., R. Vargas, S. Bullock, E. Lopez, A.R. Panosso and N. La Scala. 2014. Hot spots, hot moments, and spatio-temporal controls on soil CO₂ efflux in a water-limited ecosystem. *Soil Biol. Biochem* 77:12-21.
- Long, S. P., E. Garcia-Moya, S. K. Imbamba, A. Kamalrut, M. T. F. Piedade, J. M. O. Scurlock, Y. K. Shen and D. O. Hall. 1989. Primary productivity of natural grass ecosystems of the tropics: a reappraisal. *Plant and Soil* 115:155-166.
- López-Hernández, J. M., H. González-Rodríguez, R. G. Ramírez-Lozano, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Mesa, M. Pando-Moreno, y A. E. Estrada-Castillón. 2013. Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica* 35:41-64.
- Martínez-Yrizar, A., A. Búrquez and M. Maass. 2000. Structure and functioning of tropical deciduous forest in Western Mexico. *In: Robichaux, R. H. and D. Yetman (eds.). The Tropical Deciduous Forest of Alamos: Biodiversity of a Threatened Ecosystem in Mexico.* University of Arizona Press. USA pp. 19-35.
- Martínez-Yrizar, A., S. Nuñez and A. Búrquez. 2007. Leaf-litter decomposition in a southern Sonoran Desert, northwestern Mexico: effect of habitat and litter quality. *Acta Oecologica* 32:291-300.
- Martínez-Yrizar, A., S. Nuñez, H. Miranda and A. Búrquez. 1999. Temporal and spatial variation of litter production in Sonoran Desert communities. *Plant Ecology* 145:37-48.
- Maya, Y. and L. Arriaga. 1996. Litterfall and phenological patterns of the dominant overstory species of a desert scrub community in north-western Mexico. *Journal of Arid Environments* 34:23-35.
- Medina-Roldán, E. T. Arredondo, E. García-Moya and M. Huerta. 2007. Soil water dynamics along a range condition gradient in a shortgrass steppe. *Rangeland Ecology and Management* 60:79-87.
- Méndez-Estrella, R., J. R. Romo-León and A. E. Castellanos. 2017. Mapping changes in carbon storage and productivity services provided by riparian ecosystems of semi-arid environments in Northwestern Mexico. *International Journal of Geo-Information* doi:10.3390/ijgi6100298.
- Montaña, C., E. Ezcurra, A. Carrillo and J. P. Delhoume, 1988. The decomposition of litter in grasslands of northern Mexico: a comparison between arid and non-arid environments. *Journal of Arid Environments* 14:55-60.



- Montaño, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García-Oliva, R. García-Sánchez, Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia-Torres, E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-59.
- Moreno-Calles, A., A. Casas, V. M. Toledo y M. Vallejo-Ramos. 2016. Etnoagroforestería en México. Universidad Nacional Autónoma de México. 360 p.
- Murray-Tortarolo, G., P. Friedlingstein, S. Sitch, V. J. Jaramillo, F. Murguía-Flores, A. Anav and N. Zeng. 2016. The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences* 13:223-238.
- Návar, J. J., E. Méndez and V. Dale. 2002. Estimating stand biomass in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Annals of Forest Science* 59:813-821.
- Nieto-García, V., V. Huerta-Saavedra, A. Martínez-Ramírez, B. Chávez-Vergara y N. Montaño. 2018. Biomasa aérea y almacén de carbono en dos leguminosas y una cactácea del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. *En: Paz-Pellat, F., A. Velázquez y M. Rojo (eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 513-520.*
- Northup, B. K., S. F. Zitzer, S. Archer, C. R. McMurtry and T. W. Boutton. 2005. Above-ground biomass and carbon and nitrogen content of woody species in a subtropical thornscrub parkland. *Journal of Arid Environments* 62:23-43.
- Núñez, S., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez and F. García-Oliva. 2001. Carbon mineralization in the southern Sonoran Desert. *Acta Oecologica* 22:269-276.
- Pantoja-Cedillo, A. D. 2013. Estimación de captura y almacenamiento de carbono en mezquites en el rancho El Calabozo Municipio de China, Nuevo León. Tesis de Ingeniería. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 40 p.
- Pavón, N. P. 2005. Biomass and root production of two plant life forms in a semiarid Mexican scrub: responses to soil nitrogen availability. *Canadian Journal of Botany* 83:1317-1321.
- Pavón, N. P. 2007. Fine root biomass and production in a semiarid Mexican shrubland. *The Southwestern Naturalist* 52:116-119.
- Pavón, N. P. and O. Briones. 2000. Root distribution, standing crop biomass and belowground productivity in a semidesert in Mexico. *Plant Ecology* 146:131-136.
- Pavón, N. P., C. O. Ayala and A. P. Martínez-Falcón. 2015. Water and carbon storage capacity in *Isolatocereus dumortieri* (Cactaceae) in an intertropical semiarid zone in Mexico. *Plant Species Biology* 31:240-243.
- Paz, F. y A. Velázquez. 2018. Base de datos de perfiles de suelos en México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:210-235
- Perroni, Y., C. Montaña and F. García-Oliva. 2010. Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil in a tropical semi-arid ecosystem. *Functional Ecology* 24:233-242.
- Perroni, Y., F. García-Oliva and V. Souza. 2014. Plant species identity and soil P forms in an oligotrophic grassland-desert scrub system. *Journal of Arid Environments* 108:29-37.
- Perroni, Y., O. Briones y C. Montaña, C. 2013. Variabilidad en el ciclado de C por unidades funcionales de procesamiento de nutrientes en el suelo de dos desiertos mexicanos. *En: Paz-Pellat, F., J. Wong, M. Bazan y V. Saynes (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. pp. 269-278.*
- Pompa-García, M., J. A. Sigala-Rodríguez, E. Jurado and J. Flores. 2017. Tissue carbon concentration of 175 Mexican forest species. *iForest* 10:754-758.
- Poulter, B., D. Frank, P. Ciais, R. B. Myneni, N. Andela, J. Bi, G. Broquet, J. G. Canadell, F. Chevalier, Y. Y. Liu, S. W. Running, S. Sitch and R. ran der Werf, G. R. 2014. Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature* 509:600-603.
- Quijas, S., A. Boist, C. Thonicke, G. Murray-Tortarolo, T. H. Mwampamba, M. Skutshc, M. Simões, N. Ascarrunz, M. Peña-Claros, L. Jones, E. J. Arets, V. Jaramillo, E. Lazos, M. Toledo, L. Guerreiro, R. B. D. Ferraz and P. Balvanera. 2018. Modelling carbon stock and carbon sequestration ecosystem services for policy design: a comprehensive approach using a dynamic vegetation model. *Ecosystems and People* 15:42-60.
- Reyes-Reyes, B. G., E. Zamora-Villafranco, M. L. Reyes-Reyes, V. Frías-Hernández, V. Olalde-Portugal and L. Dendooven. 2003. Decomposition of leaves of huisache (*Acacia tortuosa*) and mesquite (*Prosopis spp*) in soil of the central highlands of Mexico. *Plant and Soil* 256:359-370.
- Robles-Zazueta, C. A., E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, J. Garatza-Payan y C. J. Watts. 2014. Estimación de la respiración de suelo mediante el método del gradiente en un matorral subtropical de Sonora. *En: Paz-Pellat, F. y J. Wong-González (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 55-61.*
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. 432 p.
- Saugier, B., J. Royand and H. A. Mooney. 2001. Estimations of global terrestrial productivity: converging toward a single number? *In: J. Roy, B. Saugier, and H. A. Mooney (eds.). Terrestrial global productivity. Academic Press. San Diego. pp. 543-557.*
- Schlesinger, W. H. and E. Bernhardt. 2013. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. 3rd. edition. Elsevier, Oxford UK.

- Tapia, A. C. 2008. Estimación del secuestro de carbono en pastizales áridos. Tesis de Ingeniería. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 24 p.
- Tapia-Torres, Y. 2010. Efecto del tipo de vegetación en la dinámica de nutrientes y en la estructura de las comunidades bacterianas del suelo en el valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Tapia-Torres, Y., N. E. López-Lozano, V. Souza and F. García-Oliva. 2015. Vegetation-soil system controls soil mechanisms for nitrogen transformations in an oligotrophic Mexican Desert. *Journal of Arid Environments* 114:62-69.
- Thomas, S. C. and A. R. Martin. 2012. Carbon content of tree tissues: a synthesis. *Forests* 3:332-352.
- Vega-López, E. 2008. Valor Económico Potencial de las Áreas Naturales Protegidas Federales de México como Sumideros de Carbono. The Nature Conservancy-México.
- Verduzco, V. S., E. R. Vivoni, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, T. Tarin, J. Garatuzza-Payan, A. Robles-Morua and V. Y. Ivanov. 2018. Climate change impacts on net ecosystem productivity in a subtropical shrubland of northwestern México. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123:688-711.
- Walker, T. W. and A. F. R. Adams. 1958. Studies on soil organic matter: 1. Influence of phosphorus content of parental material on accumulations of carbon, nitrogen, sulphur and organic phosphorus in grassland soils. *Soil Sci.* 85:307-318.
- Whitford, W. G. 2002. Ecology of desert systems. Academic Press. New York.
- Whittaker, R. H. and W. A. Niering. 1975. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production, and diversity along the elevation gradient. *Ecology* 56:771-790.
- Yerena-Yamallel, J. I., J. Jiménez-Pérez, E. Alanís-Rodríguez, M. Pompa-García, O.A. Aguirre-Calderón y E. J. Treviño-Garza. 2015. Contenido de carbono en la biomasa aérea del Mezquital con historial agrícola, en México. *Interciencia* 40:722-726.
- Yerena-Yamallel, J. I., J. Jiménez-Pérez, E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón y E. J. Treviño-Garza. 2011b. Contenido de carbono en la biomasa aérea en diferentes sistemas de uso de suelo, en el matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 7:71-77.
- Yerena-Yamallel, J. I., J. Jiménez-Pérez, E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle y E. J. Treviño-Garza. 2014. Dinámica de la captura de carbono en pastizales abandonados el noreste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 17:113-121.
- Yerena-Yamallel, J. I., J. Jiménez-Pérez, O. Aguirre-Calderón y E. J. Treviño-Garza. 2011a. Concentración de carbono en la biomasa aérea del Matorral Espinoso Tamaulipeco. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17:283-291.



Capítulo 19

BOSQUES Y SELVAS

Coordinadores

Ben de Jong¹ y Fernando Paz-Pellat²

Colaboradores

**Fabiola Rojas-García³, Deb Raj Aryal⁴, Omar Masera-Cerutti⁵, René D. Martínez-Bravo⁵,
Víctor Salas-Aguilar⁶, Marcos Casiano-Domínguez⁷, Sara Covalada-Ocón⁸,
Jorge D. Etchevers-Barra⁹, Alma Velázquez-Rodríguez¹⁰ y Rodrigo Vargas¹¹**

¹Unidad Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México.

²GRENASER, Colegio de Postgraduados *campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

³Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

⁴Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma Chiapas, Villaflores, Chiapas, México.

⁵Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, *campus* Morelia, UNAM, Morelia, Michoacán, México.

⁶Geoinformática, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua, México.

⁷Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, SLP, México.

⁸Kibeltik Clima y Medio Ambiente, A.C., San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

⁹Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México.

¹⁰Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México, México.

¹¹Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware, Newark, DE, USA.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas terrestres, particularmente los bosques, tienen grandes almacenes de carbono (C) en la biomasa aérea y subterránea (Ruesch y Gibbs, 2008; Carré *et al.*, 2010; Pan *et al.*, 2011), por lo que sus cambios repercuten en las emisiones de gases efecto invernadero y el papel que estos ecosistemas tienen en los balances globales (Brown y Lugo, 1982), particularmente los asociados a la deforestación (Pan *et al.*, 2011; Houghton *et al.*, 2012). Los bosques, además de los humedales, son tipos de vegetación que tienen los mayores almacenes de carbono de los ecosistemas terrestres en sus distintos componentes (Brown y Lugo, 1982; Pacala *et al.*, 2007; Pan *et al.*, 2011), por lo que es importante su análisis con relación al cambio climático (IPCC, 2013). El término bosques incluye a las selvas (bosques tropicales), por lo que se usará, en lo sucesivo, como sinónimo de bosques y selvas, a menos que se especifique lo contrario.

Los bosques utilizan la radiación solar para crecer y mantenerse, transformándola en energía química a través del proceso de fotosíntesis (Chapin *et al.*, 2011), por lo que la tasa de captura de la radiación

está codicionada por el medio (Clark *et al.*, 1998; de Castilho *et al.*, 2000). Para poder estimar el contenido de carbono, es necesario conocer la biomasa de los árboles (Brown *et al.*, 1989; Peterson *et al.*, 2012), comprender el ciclo de nutrientes (Hughes *et al.*, 1999; Augusto *et al.*, 2000) y, en lo general, los ciclos biogeoquímicos asociados (Schlesinger, 1997).

La realización de inventarios nacionales de GEI (INEGEI), con base en los términos de las guías del IPCC (1996), requiere el análisis de los almacenes y flujos de GEI por sectores. Los bosques se incluyen en el sector de Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura o forestería (USCUSS). El cambio de uso del suelo (CUS) en los ecosistemas terrestres constituye una de las principales fuentes de emisión a nivel global (Houghton, 2003; Archard *et al.*, 2004; Houghton *et al.*, 2012; FAO e ITPS, 2015), con valores que oscilan entre el 12 y el 20% de las emisiones totales (Houghton *et al.*, 2012). Éste porcentaje ha disminuido con el tiempo, principalmente a causa del incremento en las emisiones provenientes de los combustibles fósiles. Actualmente, las guías y directrices del IPCC (2003 y 2006) definen al sector en forma integrada con la agricultura (incluye la ganadería), como Agricultura, Forestería y Otros

Usos del Suelo (AFOUS).

Los bosques han tenido un papel preponderante en las negociaciones de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), durante la última década debido a la adopción inicial del mecanismo REDD, que evolucionó a REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación evitada + conservación e incremento de los almacenes de carbono y manejo forestal sustentable), el cual plantea incentivos financieros para evitar la deforestación y degradación forestal (Gibbs *et al.*, 2007; Kohl *et al.*, 2009). El ímpetu en la implementación de REDD+ ha generado numerosas discusiones sobre su práctica y métodos de aplicación. El concepto de bosque requiere de una definición clara para poder caracterizar la deforestación (cambio de bosque a no bosque) y degradación forestal (Sasaki y Putz, 2009; Putz y Redford, 2010; Morales-Barquero *et al.*, 2014). En términos de los diferentes métodos de monitoreo, reporte y verificación (MRV) establecidos para REDD+ (inventarios forestales y sensores remotos; Birdsey *et al.*, 2013), la degradación forestal (bosque que permanece como bosque; cambio de bosque sin

degradación a bosque degradado) es importante de considerar, aunque difícil de implementar (Vargas *et al.*, 2013; Morales-Barquero *et al.*, 2014).

Uno de los problemas críticos en la implementación de REDD+ es la incertidumbre asociada a los almacenes y emisiones GEI (Pelletier *et al.*, 2010 y 2013; Sheng, 2017), por lo que su caracterización reviste gran importancia. Los errores de estimación de la biomasa en los inventarios forestales son, principalmente, función de errores de muestreo, de medición, de selección del modelo de estimación, de estimación de los parámetros del modelo y, de representatividad espacial (Parresol, 1999; Chave *et al.*, 2004; Pelletier *et al.*, 2010; Molto *et al.*, 2013; Temesgen *et al.*, 2015).

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Tipos de bosques y selvas

El análisis de los almacenes de carbono de los bosques y selvas de México, se basa en la clasificación de usos del suelo y vegetación (USyV) del INEGI (1980), Cuadro 1.

Cuadro 1. Tipos y características de bosques y selvas.

Grupos de Vegetación / Agroecosistemas	Tipo de Vegetación	Intervalo de Alturas (m)	Clave	Sucesión*		
				A	a	h
Bosque de Coníferas	Bosque de Ayarín	15-40	BS	1	1	1
	Bosque de Cedro	15-35	BB	1	1	1
	Bosque de Oyamel	15-30	BA	1	1	1
	Bosque de Pino	15-30	BP	1	1	1
	Bosque de Pino-Encino	8-35	BPQ	1	1	1
	Bosque de Táscate	8-15	BJ	1	1	1
Bosque de Encino	Bosque de Encino	4-30	BQ	1	1	1
	Bosque de Encino-Pino	8-35	BQP	1	1	1
Bosque Mesófilo de Montaña	Bosque Mesófilo de Montaña	10-25	BM	1	1	1
Selva Perennifolia	Selva Alta Perennifolia	> 30	SAP	1	1	1
	Selva Alta Subperennifolia	> 30	SAQ	1	1	1
	Selva Mediana Perennifolia	20-30	SMP	1	1	1

Cuadro 1. Tipos y características de bosques y selvas. (Continuación).

Grupos de Vegetación / Agroecosistemas	Tipo de Vegetación	Intervalo de Alturas (m)	Clave	Sucesión*		
				A	a	h
Selva Perennifolia	Selva Mediana Subperennifolia	25-30	SMQ	1	1	1
	Selva Baja Perennifolia	4-15	SBP	1	1	1
	Selva Baja Subperennifolia	4-15	SBPQ	1	1	1
Selva Subcaducifolia	Selva Mediana Subcaducifolia	15-30	SMS	1	1	1
	Selva Baja Subcaducifolia	4-15	SBS	1	1	1
Selva Caducifolia	Selva Mediana Caducifolia	15-20	SMC	1	1	1
	Selva Baja Caducifolia	4-15	SBC	1	1	1
Selva Espinosa	Selva Baja Espinosa Caducifolia	8-10	SBK	1	1	1
	Selva Baja Espinosa Subperennifolia	5-11	SBQ	1	1	1
	Mezquital Tropical	5-10	MKE	1	1	1
Vegetación Hidrófila	Selva de Galería	7	SG	1	1	1
	Bosque de Galería	4-30	BG	1	1	1
Vegetación Inducida	Bosque Inducido		BI	0	0	0
Agroecosistemas	Bosque Cultivado		BC	0	0	0

* En sucesión: A = arbóreo, a = arbustivo, h = herbáceo; con 0 si no aplica y 1 cuando aplica.

El INEGI utiliza el concepto de sucesión de la vegetación en dos clases: primaria y secundaria. La vegetación primaria es aquella sin perturbaciones, que se encuentra en su condición original. La vegetación secundaria (VS), por otra parte, se refiere a vegetación que ha sufrido perturbaciones antrópicas o naturales, por lo que su estructura o composición ha experimentado cambios. De acuerdo con el concepto de sucesión vegetal, el INEGI define tres estados en función de la predominancia de los estratos: vegetación herbácea (letra h), vegetación arbustiva (letra a) y vegetación arbórea (letra A). Las letras que describen el estado de la sucesión se asocian al término VS (*i.e.* VSA, VSa, VSh).

El sistema de clasificación del INEGI, define a la clase bosques (bosques y selvas) como vegetación arbórea de una altura mínima de 4 m a madurez y una cobertura aérea mínima del 10%. FAO usa una definición similar, pero con una altura mínima de 5 m (FAO, 2010).

Adicionalmente al criterio de altura y cobertura aérea, se debe definir la unidad mínima de mapeo (UMM), la cual FAO establece en 0.5 ha (FAO, 2010) e INEGI en 50 ha, en forma nominal, para la escala 1:250 000 (INEGI, 1997), aun cuando las UMM son generalmente menores en los tipos de vegetación con áreas promedio de cientos de hectáreas (de Jong *et al.*, 2018). Las alturas de las selvas se definen como: alta (mayor de 30 m), mediana (mayor a 15 m a 30 m) y baja (de 4 a 15 m).

Almacenes y flujos de carbono en los bosques

Los almacenes de carbono en los bosques, definidos por IPCC (2003 y 2006) corresponden a la biomasa aérea, a la biomasa subterránea viva y muerta, al material leñoso caído sobre la superficie, al mantillo y al suelo, Figura 1.

ALMACENES DE CARBONO

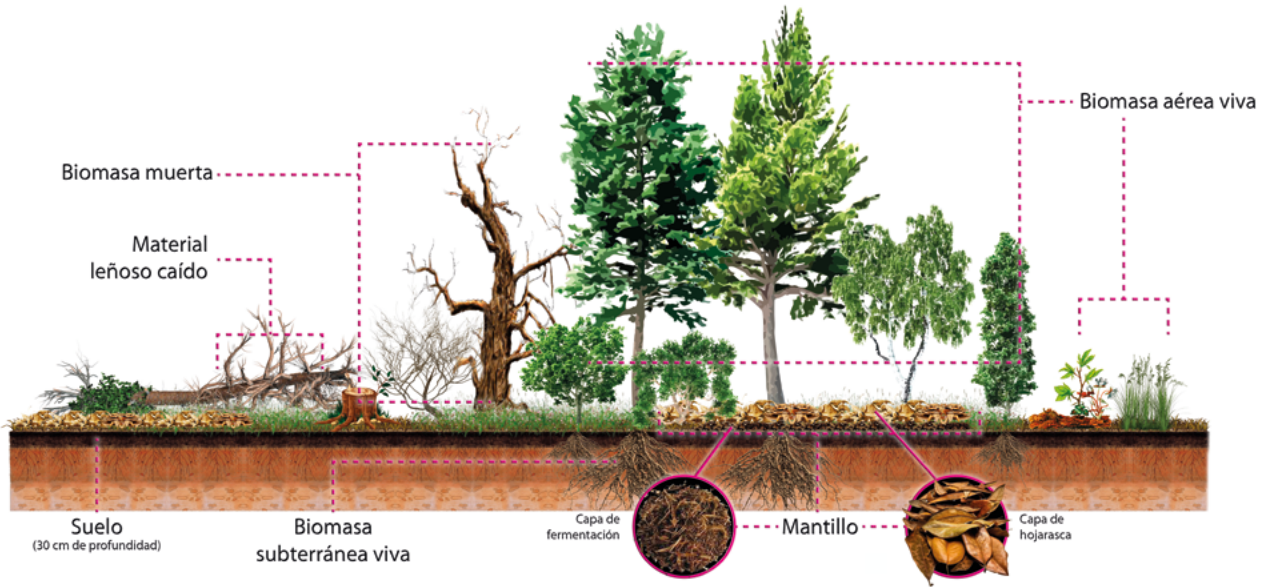


Figura 1. Almacenes de carbono en los bosques. Fuente: Casiano *et al.* (2018).

La Figura 2 describe las transferencias y flujos entre los distintos almacenes de los bosques: biomasa arriba del suelo (a.d.s.), raíces, mantillo, materia muerta (material leñoso caído), suelo y productos maderables.

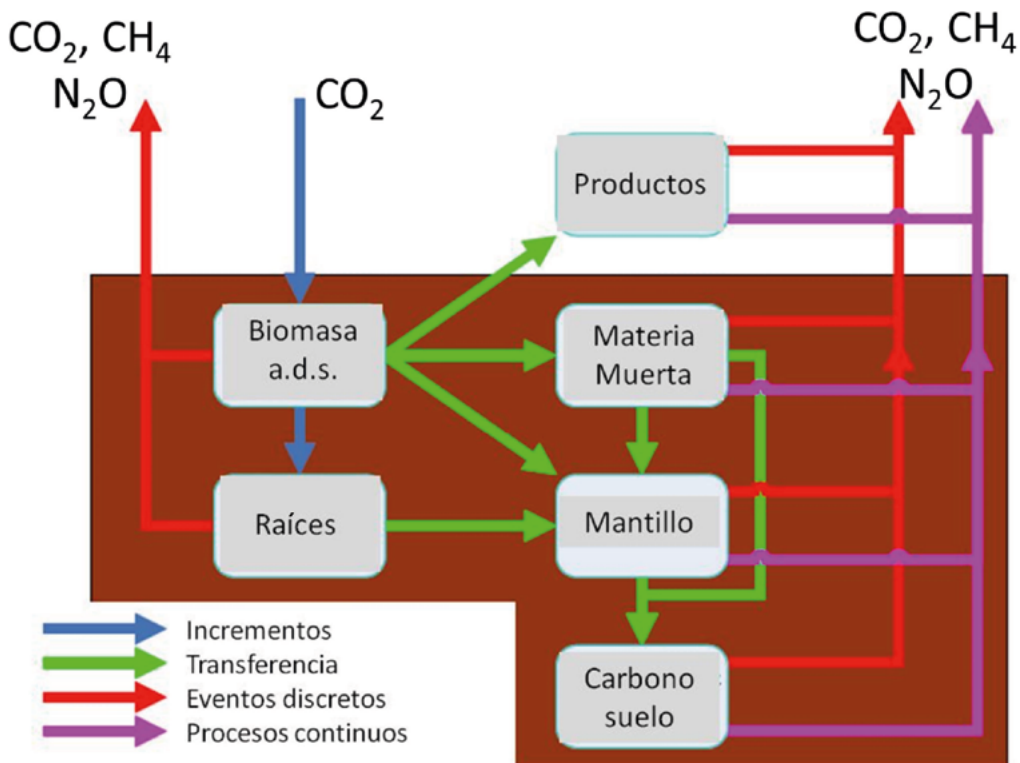


Figura 2. Transferencias y flujos entre los almacenes de carbono de los bosques.



En México se realizó un inventario nacional forestal en el periodo 1992-1994 (SARH, 1994), el cual sirvió de base a de Jong *et al.* (2006 y 2010) para el INEGEI de la Tercera Comunicación de México ante la CMNUCC. A partir de 2004, la Comisión Nacional Forestal implementó el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) a partir del uso de conglomerados, con cuatro sitios de muestreo de 400 m² para levantar información dasométrica, más otras variables (CONAFOR, 2004). Para el INFyS del primer ciclo de medición, con ciclos programados con duración de 5 años, se registraron alrededor de 22 000 conglomerados distribuidos en todo el país, con diferentes espaciamientos entre ellos, de acuerdo con los grupos de vegetación del INEGI (CONAFOR, 2004; de Jong *et al.*, 2018). En este primer ciclo solo se midieron variables asociadas con la biomasa aérea viva y muerta (tocones, árboles muertos en pie; aunque en los toconos no se midió su altura y diámetro). La información dasométrica obtenida en el primer ciclo se utilizó para generar el cuarto INEGEI (de Jong *et al.*, 2009) de la Cuarta Comunicación de México ante a CMNUCC y la evaluación de los recursos forestales FAO FRA 2010 de México (CONAFOR, 2010).

El segundo ciclo de medición inició en el 2009 (CONAFOR, 2009), se incluyeron los almacenes de material leñoso caído (cama de combustibles), mantillo y suelo, además de la biomasa aérea viva y muerta, por lo que por primera vez se obtuvieron datos completos de los almacenes definidos por el IPCC para los inventarios nacionales de GEI. Actualmente se está en el tercer ciclo de medición, aun cuando los datos todavía no están disponibles.

Estudios locales o regionales de almacenes de carbono

Durante las dos últimas décadas en México se han realizado estudios de los almacenes de carbono, principalmente biomasa y suelos. Dichos estudios, en la mayoría de los casos, se desarrollan a partir de cronosecuencias para aproximar la dinámica del carbono con datos de bosques degradados en sucesión (ver Caja 1) y bosques intactos. La recuperación de bosques

secundarios o degradados es una fuente importante de recuperación de carbono aéreo, que puede compensar las pérdidas por deforestación (Chazdon *et al.*, 2016).

La dinámica del carbono producto de cambios en el uso del suelo se ha estudiado en bosques tropicales caducifolios (Hughes *et al.*, 1999; Kauffman *et al.*, 2003 y 2009; Urquiza-Haas *et al.*, 2007; Eaton y Lawrence, 2008; Vargas *et al.*, 2009; Jaramillo *et al.*, 2011; Mora *et al.*, 2017), bosques tropicales perennifolios y subperennifolios (Williams, 1983; Hughes *et al.*, 2000; Jaramillo *et al.*, 2003a y b; Read y Lawrence, 2003; Kauffman *et al.*, 2009; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2013; Hernandez-Stedanoni *et al.*, 2011; Aryal *et al.*, 2014) y bosques templados (Maser *et al.*, 1997b; Ordoñez *et al.*, 2001; van Breugel *et al.*, 2006; de Jong *et al.*, 2007; Figueroa *et al.*, 2010; Mendoza-Ponce y Galicia, 2010; Chávez-Galicia *et al.*, 2015; Aguilar *et al.*, 2016), entre otros. Por otra parte, Casiano-Domínguez *et al.* (2018) realizaron un meta-análisis de cronosecuencias en relación con la biomasa aérea; Urquiza-Hass *et al.* (2007) y Vargas *et al.* (2008), entre otros, analizaron los cambios en el carbono de los almacenes de bosques, producto de cronosecuencias después de incendios y, Vargas (2012) se centró en el impacto de los huracanes en la producción primaria de los bosques.

La recuperación de los bosques secundarios después de un evento de perturbación, de acuerdo con los estudios de cronosecuencias (*i.e.* Hughes *et al.*, 1999; Hughes *et al.*, 2000; Vargas *et al.*, 2008; Orihuela-Belmonte *et al.*, 2013; Aryal *et al.*, 2017; Casiano *et al.*, 2018), requiere entre 45 y 125 años, para regresar a almacenes de carbono de la biomasa aérea similares a los de los bosques primarios o intactos.

Los sistemas agroforestales (SAF) cultivados e inducidos, tienen múltiples servicios ambientales (Beer *et al.*, 2003) y pueden comportarse como sumideros de carbono (Dixon, 1995), por lo que es importante considerarlos al analizar los bosques. Los sistemas agroforestales se han estudiado ampliamente en México, tanto en relación con sus almacenes de carbono, como por su dinámica (Roncal *et al.*, 2008; Soto-Pinto *et al.*, 2010; Espinoza *et al.*, 2012; Soto y Armijo, 2014; Masuhara *et al.*, 2015).

Caja 1. Cronosecuencias y sucesión de la vegetación

El uso de cronosecuencias permite el estudio sucesional de la vegetación cuando existe evidencia de que los sitios de bosque secundario, con diferentes edades, siguen la misma trayectoria; es decir, existe un supuesto importante que cumplir, el cual establece que todos los sitios que conforman la cronosecuencia deben diferir solamente en la edad (Figura C1.1). La violación a los supuestos implícitos en el uso de cronosecuencias limita su correcta aplicación, aun cuando en la mayoría de los estudios se ha pasado por alto dicha restricción (Chazdon *et al.*, 2007).

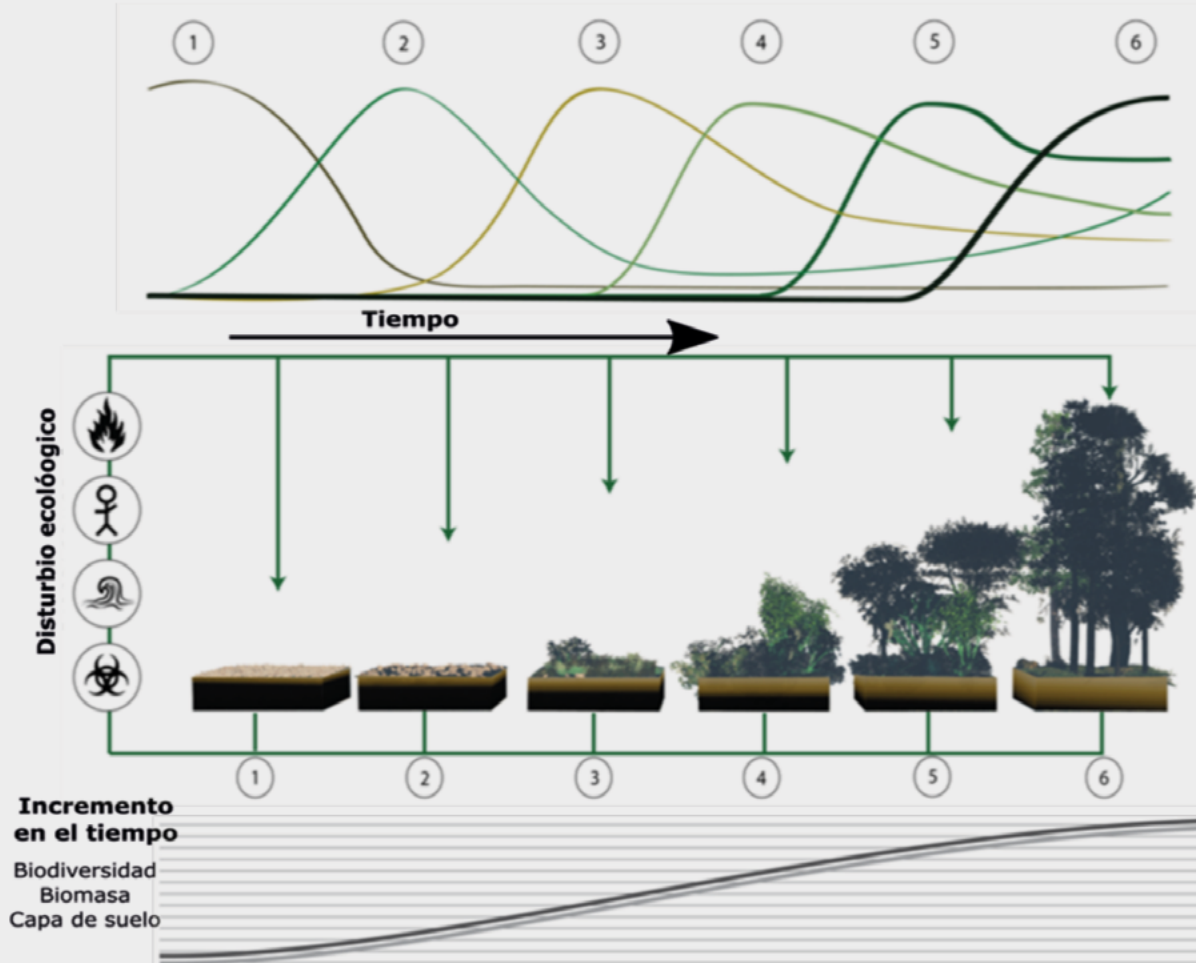


Figura C1.1. Sucesión de la vegetación en seis etapas cronológicas: (1) roca intemperizada, (2) musgo y hierbas anuales, (3) pastos perennes, (4) arbustivas leñosas, (5) árboles de rápido crecimiento, (6) bosque clímax. Fuente: Casiano *et al.* (2018).

La degradación de los bosques, producto de perturbaciones humanas o naturales, reduce la biomasa aérea (Urquiiza-Haas *et al.*, 2007; de Jong, 2013). El INFyS de la CONAFOR colecta información sobre agentes de perturbación con diferentes niveles de intensidad, por lo que de Jong (2013) analizó estos datos y encontró que, a medida que se incrementa el número de agentes, así como las intensidades, la biomasa aérea de los bosques se reduce.

Escenarios de opciones de mitigación

El Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono (PMC, 2008) plantea la generación de escenarios de mitigación (modelos predictivos) como una herramienta para el diseño de políticas públicas, ver Caja 2. La generación de escenarios de opciones de mitigación permite evaluar el impacto y costos asociados a la implementación de programas enfocados a políticas públicas.

Caja 2. Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono

La Figura C2.1 muestra en forma esquemática los elementos del Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono, en donde la generación de escenarios (modelos predictivos) es un factor crítico para los tomadores de decisiones, en la evaluación del impacto de las políticas públicas.

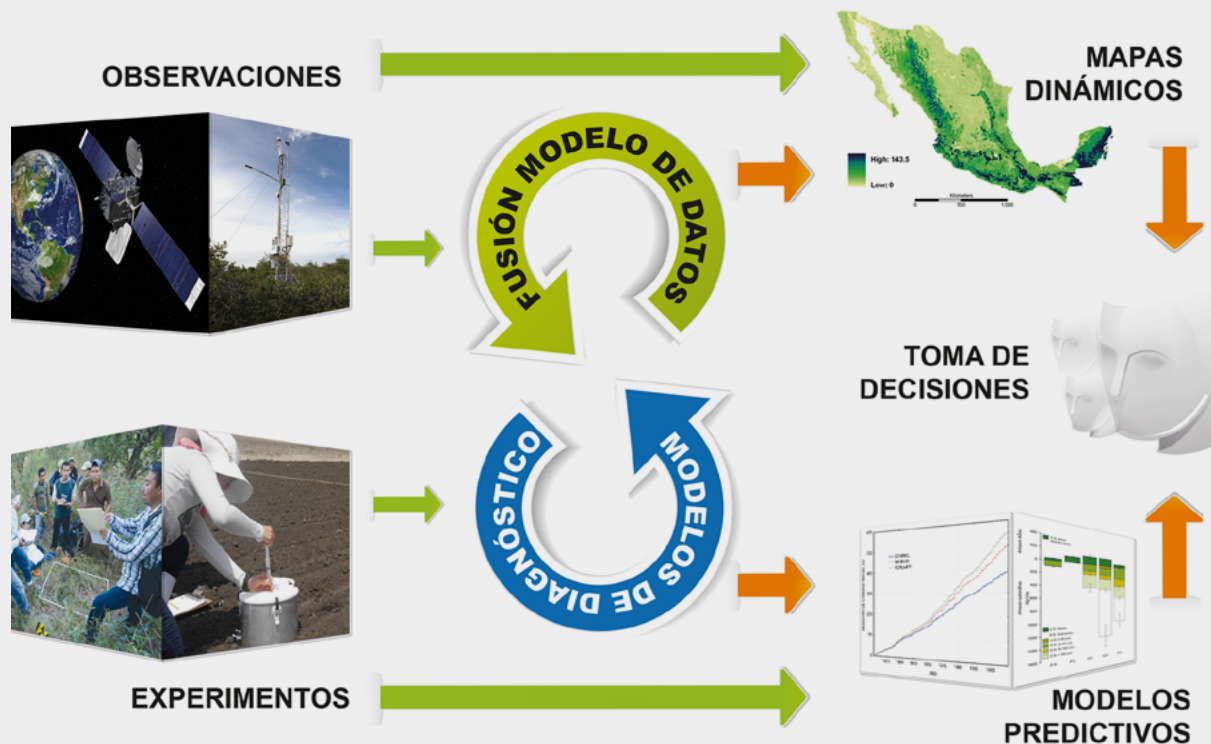


Figura C2.1. Elementos del Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono. Fuente: adaptado de PMC (2008).

Los escenarios de opciones de mitigación en México se plantearon usando casos de estudio (Masera *et al.*, 1995 y 1997a), regiones o paisajes forestales (de Jong *et al.*, 1999 y 2005), bosques templados (de Jong *et al.*, 2007), bosques templados y tropicales o sector forestal (Masera *et al.*, 1997b; Sheinbaum y Masera, 2000). Las opciones de mitigación se analizaron en función de costos y barreras para su implementación (Sheinbaum y Masera, 2000; Masera *et al.*, 2001). Los resultados muestran que el manejo de los bosques y los usos energéticos de la biomasa, son las mejores opciones para establecer acciones de intervención. En lo general, los escenarios construidos tienen niveles de incertidumbre altos que requieren de un análisis más profundo para determinar sus fuentes (de Jong, 2001).

Mendoza-Ponce *et al.* (2018) analizaron escenarios con las trayectorias de cambio definidas en el IPCC (representative concentration pathways, shared

socioeconomic pathways), para estimar las emisiones de cambio de uso del suelo e identificar los usos del suelo más vulnerables.

Modelación de la dinámica del carbono forestal

Los modelos de procesos biogeoquímicos se han utilizado en México para definir tendencias en las emisiones y capturas de GEI (Pacala *et al.*, 2007; Hayes *et al.*, 2012; King *et al.*, 2012; Jang *et al.*, 2014; Murray *et al.*, 2016; Quijas *et al.*, 2018), con un éxito relativo. Los resultados muestran que México constituye tanto un sumidero (Hayes *et al.*, 2012; King *et al.*, 2012; Jang *et al.*, 2014), como una fuente de GEI (Pacala *et al.*, 2007; Murray *et al.*, 2016), resultados que deben tomarse con cautela, dadas las aproximaciones gruesas de modelación utilizadas, así como los insumos y resolución espacial de los modelos.

Los enfoques híbridos de modelos de proceso y empíricos han dado, en lo general, mejores resultados en su implementación en México, dados los relativamente bajos requerimientos de parametrización. El modelo CO2FIX (Maserá *et al.*, 2003), en sus diferentes versiones, se ha utilizado para modelar procesos y estimar emisiones de GEI (de Jong *et al.*, 2007; Álvarez y Rubio, 2012) con buenos resultados; este modelo utiliza una formulación empírica para el crecimiento de la biomasa forestal. Está también el CBM-CFS3 (Kurz *et al.*, 2009), que se ha usado en México para aproximar la dinámica de los distintos almacenes de carbono (Figura 2) de los ecosistemas forestales (Tinoco *et al.*, 2012; Kurz *et al.*, 2016; Olguín *et al.*, 2012 y 2018). Otro esquema utilizado en ambientes forestales es el DNDC (Li *et al.*, 2000; Stange *et al.*, 2000), cuya implementación fue exitosa para modelar la dinámica de la biomasa forestal en bosques tropicales secos en la Península de Yucatán, en un área con mediciones extensivas para parametrizarlo (Dai *et al.*, 2014).

Adicionalmente, se han generado aproximaciones a la modelación empírica de la biomasa aérea bajo manejo forestal, a través del análisis estadístico con variables

relacionadas con el manejo forestal, estructura de los rodales, topografía y clima (Soriano-Luna *et al.*, 2018).

Con el conocimiento de las limitaciones de información disponible en México, en los últimos años el Programa Mexicano del Carbono (PMC) ha impulsado nuevos enfoques de parametrización de modelos que requieran el mínimo de datos, que además estén disponibles a escala nacional. En respuesta, se desarrolló el modelo de estados y transiciones (METs), Figura 3 (Covaleda *et al.*, 2012a y 2013; Paz *et al.*, 2012a; Paz y Covaleda, 2014), ver Caja 3. Tal como se muestra en la Figura 3, los METs son modelos conceptuales simples, de análisis de cambios de uso del suelo y vegetación (transiciones entre estados), que involucran acciones de manejo dentro de un estado y que, además de información de la dinámica del carbono, contienen información económica-financiera, socioeconómica, crediticia, limitaciones y barreras de implementación por tipo de productor, seguridad alimentaria, más otros factores (Paz *et al.*, 2012a), lo que ha favorecido su uso en la generación de escenarios de planeación e intervención (Covaleda *et al.*, 2012b, 2015, 2017 y 2018; Paz *et al.*, 2012a; Reyes *et al.*, 2012; Casiano y Paz, 2015).

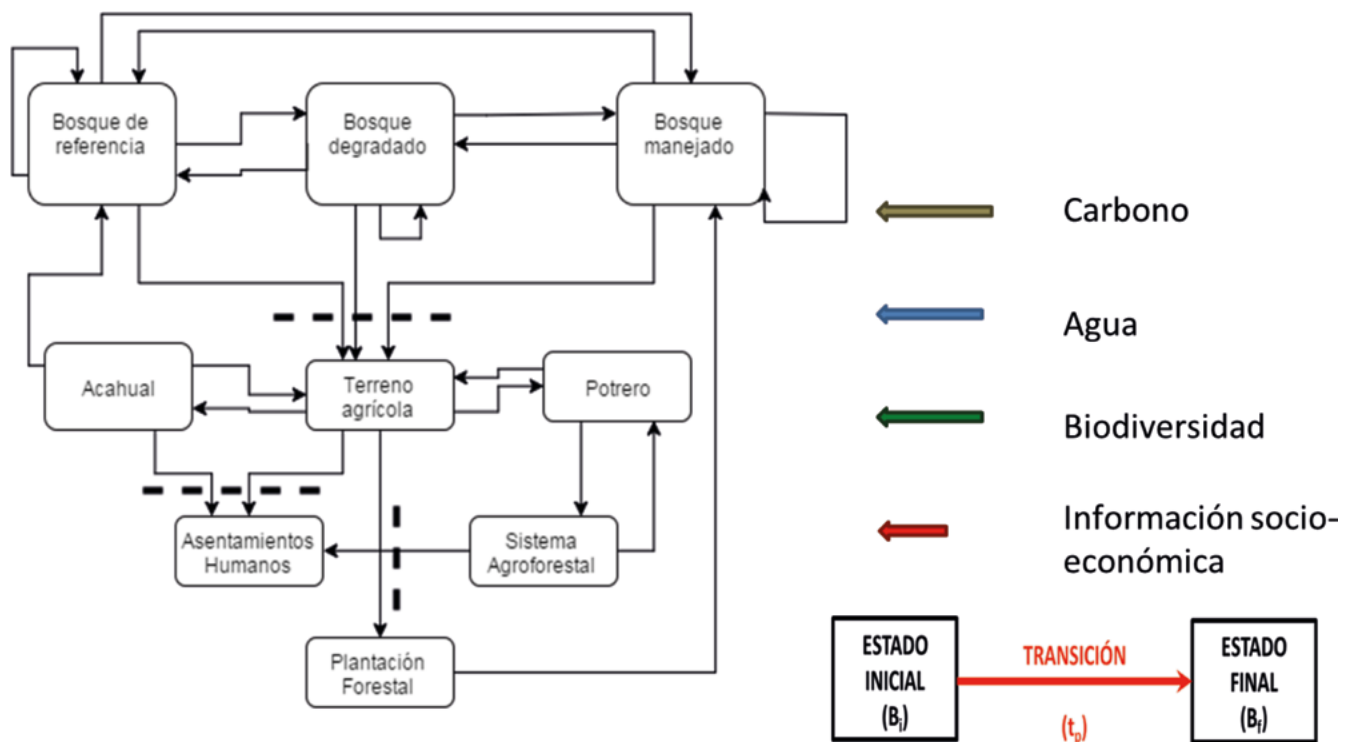


Figura 3. Modelo conceptual de estados y transiciones de bosques tropicales, que muestra almacenes (cajas) y flujos (flechas) de carbono. Las líneas punteadas indican umbrales prácticamente irreversibles en los usos del suelo y vegetación. Los flujos son de carbono, agua, biodiversidad e información socio-económica.

Uno de los problemas más críticos en la implementación de modelos a escala local es que la información de uso del suelo y vegetación (USyV) disponible en México está a escala 1:250 000, además de que incluye clases de USyV que resultan muy difíciles de mapear en actividades productivas de cambios o de manejo a nivel local. Los mapas de USyV a escala 1:250 000 los generó el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) para diferentes años base: Serie 1, año 1985 (INEGI, 1985) – de acuerdo con Mas *et al.* (2004) el año base debe ser 1976, que es el promedio de los años de las fotografías aéreas que se usaron; Serie

2, año 1993 (INEGI, 2002); Serie 3, año 2002 (INEGI, 2005a); Serie 4, año 2007 (INEGI, 2010); Serie 5, año 2011 (INEGI, 2013) y Serie 6, año 2014 (INEGI, 2017a). Las series de mapas de USyV tienen asociadas guías para la interpretación de los usos del suelo y vegetación: Serie 1 y 2 (INEGI, 2005b), Serie 3 (INEGI, 2009), Serie 4 (INEGI, 2012), Serie 5 (INEGI, 2014) y Serie 6 (INEGI, 2017b). Las series de mapas de USyV, desafortunadamente, no tienen asociadas incertidumbres en la asignación de las clases, por lo que es necesario considerar que los errores son despreciables (Couturier y Mas, 2009; Couturier *et al.*, 2012).

Caja 3. Modelo de estados y transiciones (MET)

La Figura C3.1 muestra en forma esquemática un modelo genérico para el sureste de México, con los almacenes de carbono de la biomasa aérea y suelo definidos.

METs asociados a carbono

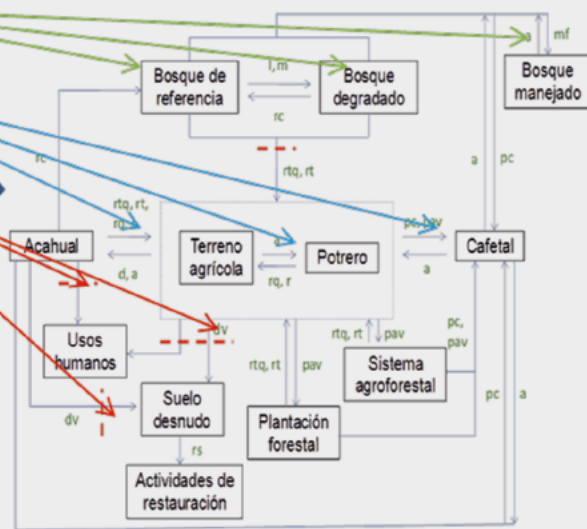
Elementos del modelo:

- **Estados:** Usos del suelo/tipos de vegetación (cuadros)
- **Transiciones:** Travectorias de cambio entre estados (flechas)
- **Umbrales:** Puntos que señalan transiciones en las que volver al estado inicial requiere de acciones de restauración (líneas rojas discontinuas)

Estado	Biomasa (Mg C ha ⁻¹)	Desviación estándar	Suelo (Mg C ha ⁻¹)	Desviación estándar
BR	137.2	51.0	179.4	101.9
Bd	87.34	33.1	134.0	65.9
BM	77.6	29.5	125.1	58.8
A	51.7	12.5	109.8	13.6
AT	4.7	3.3	75.2	21.46
AP	2.03	2.3	47.6	24.9
P	3.22	2.8	84.0	26.2
SA	14.3	1.9	89.5	19.0
PFo	50.5	19.8	76.2	20.1
C	37.9	15.3	89.0	30.2
UH	0.0	0.0	54.5	2.8

BR: Bosque de referencia; Bd: Bosque degradado; BM: Bosque manejado; A: Acahual; AT: Agricultura temporal; AP: Agricultura permanente P: Potrero; SA: Sistema agroforestal; PFo: Plantación forestal; C: Cafetal; UH: Usos humanos

MET genérico para Sureste (simplificado)



Los estados (usos del suelo/tipos de vegetación) pueden relacionarse con los SE, como el carbono.

Figura C3.1. Modelo de estados y transiciones genérico para el sureste de México y su parametrización. Los bosques de referencia son bosques primarios *sensu* INEGI. Cada cambio de estado tiene un tiempo de transición, no especificado en la figura.

En la Caja 4 se muestra un ejemplo (Paz, 2014) de la incertidumbre asociada al mapeo de actividades locales a las clases de USyV del INEGI. Destaca la necesidad de desarrollar un nuevo sistema de clasificación de los usos del suelo y vegetación, que

considere las actividades productivas y de manejo del territorio nacional, para poder contemplar esquemas de agregación de abajo hacia arriba, que reflejen la realidad de lo que ocurre a escala local en México.

Caja 4. Incertidumbre al escalar clases locales de USyV

Para comprender el impacto del mapeo de USyV locales en relación con las clases definidas en los mapas de USyV del INEGI, es conveniente analizar el ejemplo discutido por Paz (2014). Tomando como referencia el uso del suelo de la Serie 4 del INEGI, con año base 2007, el Cuadro C4.1 muestra las densidades de carbono para el bosque mesófilo de montaña primario (BM) en la Región de las Montañas del Norte en Chiapas. Adicionalmente a los factores de emisión (densidades de carbono), el Cuadro C4.1 destaca el costo del cambio del estado inicial (BM) al final, asociado a diferentes METs. La descripción de los estados finales para los METs de deforestación y degradación forestal se señala en el Cuadro C4.2 y refleja actividades locales específicas de los usos del suelo (actividades) a partir del BM. Los datos de carbono son de la biomasa viva y suelo.

Cuadro C4.1. Almacenes y costos de oportunidad del Estado Final de cambio de un Bosque Mesófilo (BM)

Edo. Final	(t CO ₂) ha ⁻¹	USD \$ (t CO ₂) ⁻¹	Edo. Final	(t CO ₂) ha ⁻¹	USD \$ (t CO ₂) ⁻¹
Deforestación					
Ah-templ	927.38	5.35	Ah-templ	927.38	5.35
AI-MF-templ	945.46	4.47	AI-MF-templ	945.46	4.47
AP-MF	1291.69	3.84	AP-MF	1291.69	3.84
ATA-MF-templ	862.68	6.3	ATA-MF-templ	862.68	6.3
AR	1227.16	3.01	AR	1227.16	3.01
Ty-templ	761.05	2.06	Ty-templ	761.05	2.06
PFr-templ	865.7	11.05	PFr-templ	865.7	11.05
P-templ	1259.27	6.78	P-templ	1259.27	6.78
PA-templ	1124.02	8.73	PA-templ	1124.02	8.73
PCV-templ	943.45	10.4	PCV-templ	943.45	10.4
Degradación forestal					
BMd-l	450.34	8.03	BMd-l	450.34	8.03
BMd-m	450.34	38.36	BMd-m	450.34	38.36
BMd-p	450.34	18.97	BMd-p	450.34	18.97
CN	924.19	3.25	CN	924.19	3.25
CC	825.82	3.21	CC	825.82	3.21
CO	682.07	5.27	CO	682.07	5.27

Cuadro C4.2 Descripción de las claves de USyV definidas en el Cuadro C4.1

Clave	Descripción
BM	Bosque mesófilo de montaña
BMd-l	Bosque mesófilo de montaña degradado para leña
BMd-m	Bosque mesófilo de montaña degradado para madera
BMd-p	Bosque mesófilo de montaña degradado por pastoreo
Ah-templ	Acahual herbáceo templado
AI-MF-templ	Agricultura itinerante maíz-frijol en zona templada



Caja 4. Incertidumbre al escalar clases locales de USyV. (Continuación).

Clave	Descripción
AP-MF	Agricultura permanente maíz-frijol
AR	Agricultura comercial de riego
Ty-templ	Taungya templada
PFR-templ	Plantación de frutales templada
P-templ	Pastizal tradicional en zona templada
PA-templ	Pastizal con árboles en zona templada
PCV-templ	Pastizal con cercos vivos en zona templada
CN	Café natural
CC	Café convencional
CO	Café orgánico

A partir del Cuadro C4.1, se tiene que para las actividades de deforestación (cambio de BM a un uso no forestal), los cambios de BM como estado inicial, a un uso no forestal, van de 862.7 a 1259.3 t CO₂ ha⁻¹. Los costos de oportunidad van de 2.1 a 11.1 USD \$ (t CO₂)⁻¹, todo lo cual muestra variaciones de 500%. El uso de la clase genérica BM de los mapas de uso del suelo y vegetación del INEGI muestra un intervalo amplio de valores de factores de emisión y costos de oportunidad asociados. Aun con el uso de un nivel inferior de caracterización de la vegetación, las diferencias se mantienen. Esto es intrínseco a la caracterización genérica y no asociada a actividades locales de la clasificación del INEGI. En el caso de la degradación forestal (el estado final es BM secundario), Cuadro C4.1, los factores de emisión van de 450.3 a 924.2 t CO₂ ha⁻¹, aun cuando los costos de oportunidad van de 3.3 a 38.4 USD \$ (t CO₂)⁻¹, un amplio intervalo de variación.

Causas y factores asociados a la deforestación

La deforestación y degradación forestal, se han enfatizado como factores críticos para revertir las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) del sector uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (USCUSS) a través de posibles mecanismos de incentivos financieros como REDD+. El análisis de los motores y causas subyacentes de la deforestación (Geist y Lambin, 2002) ha servido para focalizar acciones que incidan sobre los factores que provocan este proceso. La idea central de este enfoque consiste en identificar y cuantificar el impacto de variables biofísicas, políticas, socioeconómicas, etc. para generar acciones de intervención susceptibles de modificar los valores esperados de las variables. Los enfoques usados son diferentes y, dependientes, de la información disponible.

En México, los enfoques de regresión regional de variables con la deforestación se han utilizado con relativo éxito (Barbier y Burgess, 1996; Deininger y Minten, 1999), así como los de regresión espacial (Deininger y Minten, 2002). Estos métodos utilizan datos a escala regional, o en términos espacialmente explícitos,

para formular modelos explicativos de las causas de la deforestación.

El uso de modelos econométricos o de análisis multivariado estadístico, con diferentes niveles de sofisticación, es práctica común en los enfoques de explicación de la deforestación (Kaimowitz y Angelsen, 1998; Angelsen y Kaimowitz, 1999), a través de numerosas variables o factores. A partir de los mapas de USyV del INEGI se ha llevado a cabo el análisis de los cambios temporales, con la finalidad de caracterizar la deforestación y degradación forestal (Mas *et al.*, 2004; Rosete-Vergés *et al.*, 2014; Torres-Rojo *et al.*, 2016; Mendoza-Ponce *et al.*, 2018) y poder correlacionarlos con variables explicativas disponibles en forma espacial en México (Torres-Rojo *et al.*, 2016; Mendoza-Ponce *et al.*, 2018)

Aun cuando abunda en la literatura mundial el desarrollo de modelos *explicativos* de la deforestación, permanece el problema de variables que *enmascaran* estas explicaciones. Esto implica que, aún si se quitan las variables clave (*i.e.* acceso a los bosques) de los modelos, resulta difícil saber qué factor es realmente válido en términos estadísticos. Estos efectos *residuales*,

una vez que se retiran las variables explicativas altamente significativas (y obligadas), resultan pobres en términos de explicar los factores y causas subyacentes de la deforestación.

En el caso de Chiapas, Castillo-Santiago *et al.* (2007) desarrollaron un modelo de probabilidad de deforestación en los Altos, Las Cañadas y las partes bajas de la Selva, mismo que utilizaron de Jong *et al.* (2005) para estimar emisiones asociadas, en función de factores de predisposición o accesibilidad (pendientes, distancia a agricultura o caminos, tipo de tenencia de la tierra) y factores de presión (densidad poblacional y pobreza-índice de escasés). En lo general, los resultados de estos autores muestran que los factores de accesibilidad son los que explican la deforestación y los otros factores tienen niveles pobres de estimación. Aunque estos resultados resultan interesantes por sí mismos, las implicaciones lógicas son bastantes simples: si no hay acceso a los bosques, entonces no pueden ser deforestados. La política pública lógica es no desarrollar infraestructura pública para no generar acceso a los bosques, con sus implicaciones de falta desarrollo humano y socioeconómico (versión occidental).

Para comprender causas imputables al comportamiento de las sociedades humanas y que puedan generar modelos y explicaciones útiles en relación a políticas públicas, en lo siguiente se revisan dos enfoques, relativamente diferentes, para determinar la probabilidad de deforestación en términos espacialmente explícitos en el estado de Chiapas, México.

Castillo *et al.* (2010), en un reporte preparado para Conservación Internacional (CI) desarrollaron un modelo explicativo de la deforestación en Chiapas usando variables asociadas a zonas socioeconómicas, zonas ecológicas (climáticas), tipos de bosques (perturbados y conservados) y accesibilidad (pendiente del terreno,

distancia a caminos, distancia a poblados, distancia a zonas agrícolas o distancia a zonas previamente transformadas), en donde la zonificación y el tipo de bosque fueron las variables de mayor significancia. La Figura 4 muestra las probabilidades de deforestación del modelo de CI, en términos de clases probabilísticas. Para la determinación de las deforestaciones se usaron las Series 2, 3 y 4 del INEGI, escala 1:250 000. El modelo de Castillo *et al.* (2010) es puramente probabilístico y refleja, dejando fijos los factores de zonificación utilizados, que la accesibilidad define el riesgo de deforestación. Esto es, a escala municipal (por ejemplo), el efecto de los factores de accesibilidad determina fuertemente las probabilidades de deforestación, ya que las zonificaciones tienen bajo impacto en términos de territorios locales o regionales.

En una visión de construcción de escenarios futuros de emisiones GEI, los planes de creación de nueva infraestructura de caminos, expansión de la frontera agropecuaria o de tendencias de cambios de usos del suelo definen los riesgos de deforestación, independiente de acciones de gobernanza local o regional de las comunidades y propietarios forestales. La modelación de patrones de usos del suelo y sus cambios asociados, en la perspectiva de accesibilidad y otras causas, genera pocos incentivos de intervención para modificar patrones de conducta o de intereses de las comunidades, ya que los factores de acceso se consideran críticos y las acciones de los seres humanos no se analizan. Esto constituye un problema de uso de información y no de la metodología, por lo que resulta en un reduccionismo obligado. El reto es considerar otros factores más de conducta o actitud de los seres humanos que conforman las comunidades, bajo la consideración de variables disponibles de tipo indirecto, generalmente poco útiles en términos explicativos.

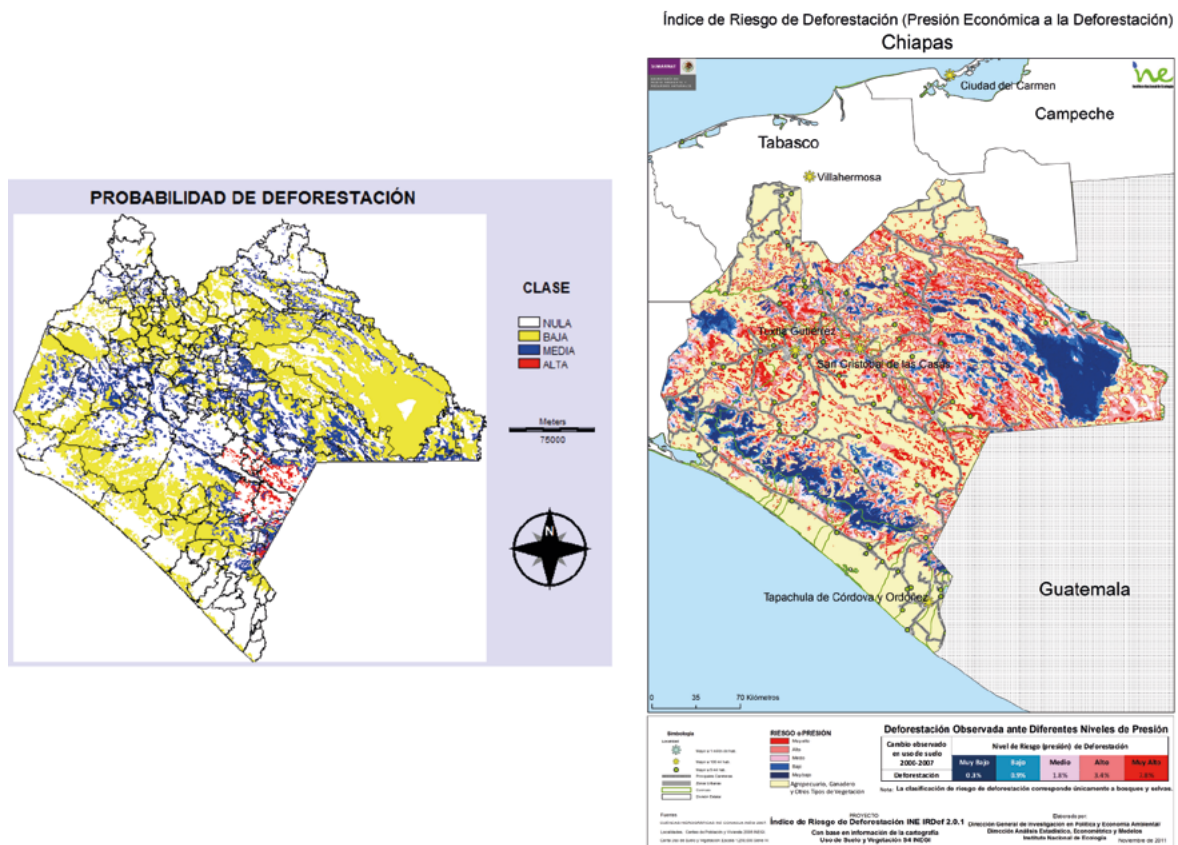


Figura 4. Clases de probabilidad de deforestación en Chiapas. A la izquierda los resultados del modelo de Castillo *et al.* (2010), con las clases de probabilidad: Nula = 0.0, Baja = 0.0-0.2, Media = 0.2-0.4, Alta = 0.4-0.6. A la derecha los resultados del modelo del INE (2011a).

El Instituto Nacional de Ecología, INE, (actualmente INECC) desarrolló un modelo de probabilidades (índices) de deforestación, fundamentado en que la motivación de los cambios del uso del suelo es dedicar la tierra a la actividad que genera mejores ingresos a los productores y utiliza la distancia a los mercados para evaluar la presión económica. El modelo del INE (2011b) utiliza variables relativamente similares a las del modelo de CI, pero adiciona la variable *Nivel de Marginación*, para caracterizar la vulnerabilidad de los productores. Adicionalmente, el modelo del INECC considera las variables: *Rendimiento del Maíz*, *Precio del Maíz Blanco* y *Precio del Ganado en Pie*, para

caracterizar los mercados. Al igual que en el modelo de CI, el modelo del INECC se parametriza a través de técnicas estadísticas multivariadas, con las bases de datos (especialmente explícitas) disponibles en México. En la Figura 4 se muestra el mapa de las clases de probabilidad de deforestación del modelo del INE para Chiapas (INE, 2011a).

En la Caja 5 se muestra un análisis de las probabilidades de deforestación del modelo de CI y del modelo del INECC que muestra que, a pesar de sus diferencias conceptuales, los resultados son similares, producto de que la variable accesibilidad predomina en las estimaciones.

Caja 5. Accesibilidad a los bosques como condicionante de la deforestación

El uso de los municipios de Chiapas como un nivel de agregación espacial suficiente para reducir los efectos de regionalizaciones y tipos de bosques, es posible analizar en forma indirecta los efectos de las variables de acceso en términos explicativos del riesgo de deforestación. La Figura C5.1 muestra las superficies municipales en riesgo de deforestación (probabilidad de deforestación mayor que cero), en donde se observa que ambos modelos generan valores similares entre sí.

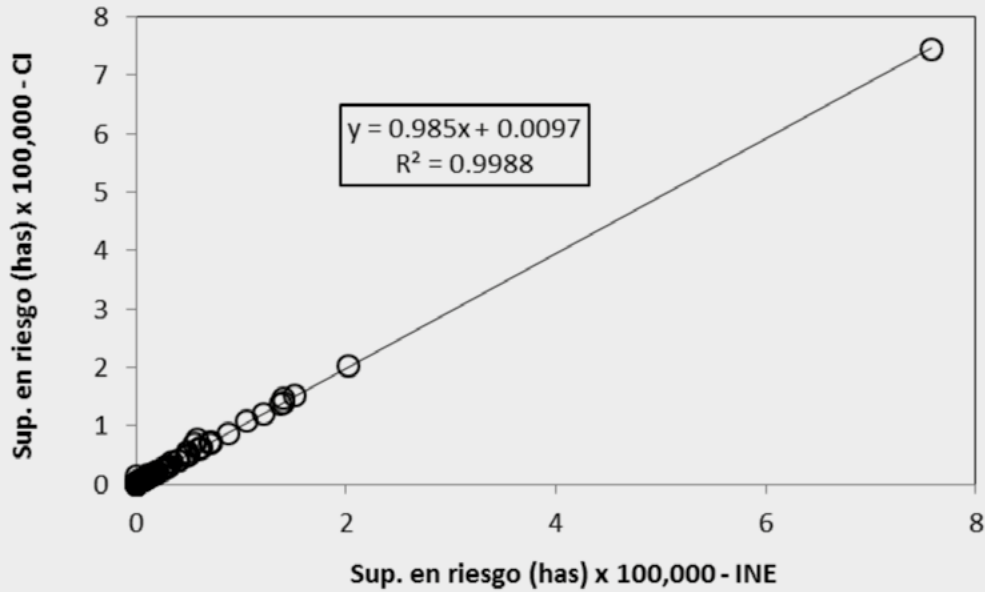


Figura C5.1. Comparativo entre las superficies en riesgo de deforestación del modelo de CI y del INECC

La situación de superficies en riesgo de deforestación similares entre ambos modelos obedece a que los bosques en los municipios tienen factores de accesibilidad similares y a que las otras variables explicativas solo ponderan las probabilidades de deforestación, tal como se puede inferir de la Figura C5.2.

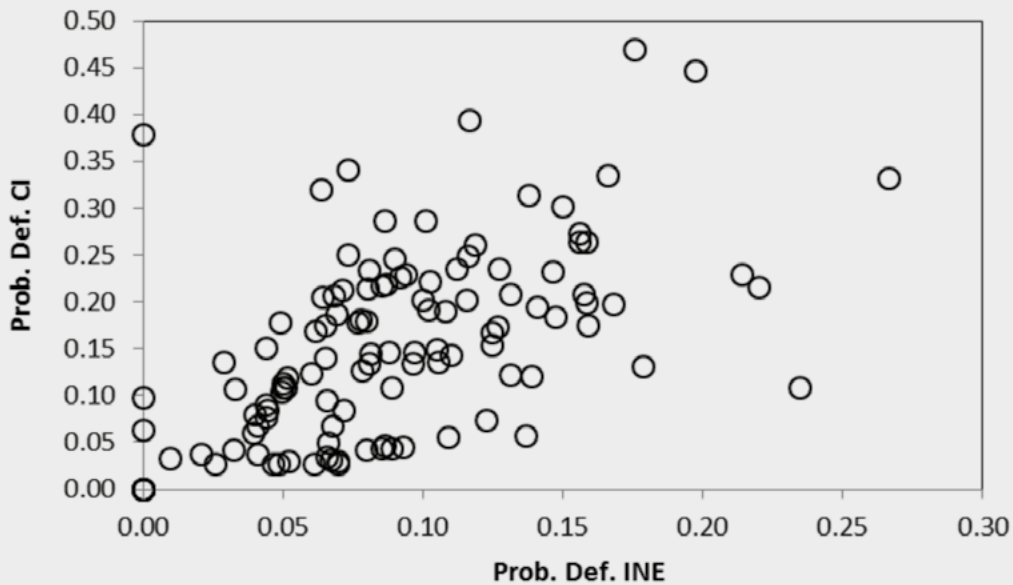


Figura C5.2. Comparativo de las probabilidades de deforestación del modelo de CI y del INECC.

Caja 5. Accesibilidad a los bosques como condicionante de la deforestación. (Continuación).

Las diferencias en las probabilidades de deforestación, entre ambos modelos, se manifiesta en el promedio esperado de superficie deforestada, en donde: promedio esperado = probabilidad de deforestación x superficie. La Figura C5.3 muestra el comparativo de estas superficies entre ambos modelos y como los factores de accesibilidad inducen las correlaciones.

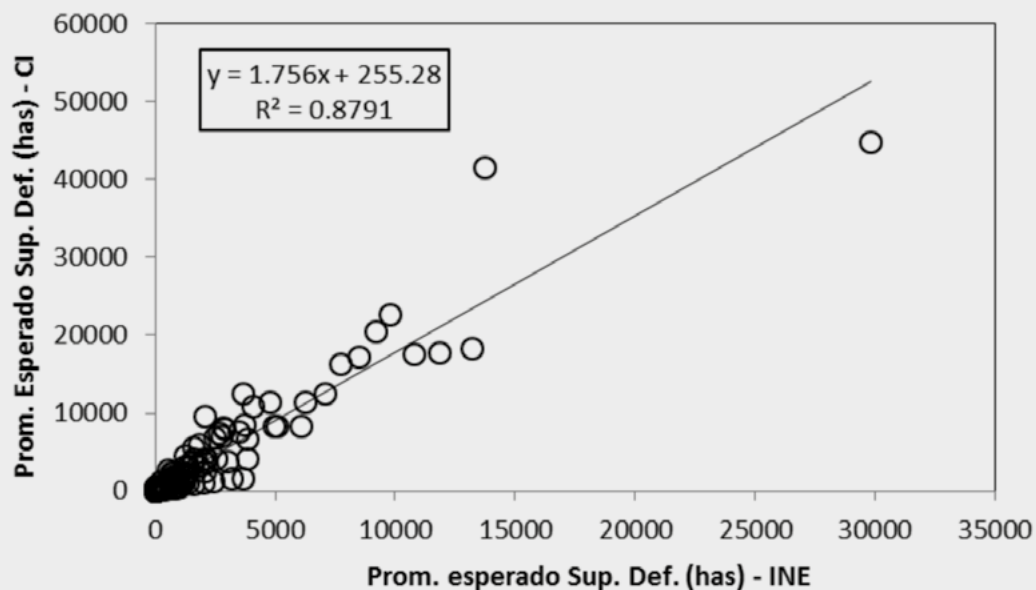


Figura C5.3. Comparativo del promedio esperado de superficies deforestadas del modelo de CI y del INECC.

Inventarios nacionales de emisiones de gases efecto invernadero y fuentes/sumideros de carbono

México, como parte de los compromisos a nivel de país ha generado seis comunicaciones, con sus respectivos inventarios nacionales de GEI (INEGEI), además de dos informes bienales de actualización. Los primeros dos INEGEI se realizaron con valores por defecto de factores de emisión y estadísticas nacionales de las clases de uso del suelo y vegetación (de Jong, 2012), por lo que no se discutirán. El tercer INEGEI (de Jong *et al.*, 2006 y 2010) se elaboró mediante el uso de las guías y directrices 1996 del IPCC (1996) y, el cuarto (de Jong *et al.*, 2009), con las del 2003 y 2006 del IPCC (2003 y 2006). El quinto INEGEI (Ordoñez *et al.*, 2012) utilizó las guías y directrices del IPCC de 1996, sin generar información nueva en relación al cuarto INEGEI, además de que presenta errores metodológicos, por lo que no se discutirá. El primer informe bienal de actualización (INECC y SEMARNAT, 2015), así

como el sexto INEGEI y el segundo informe bienal de actualización (INECC y SEMARNAT, 2018), presentan una modificación radical en el sector forestal, en donde éstos se consideran como sumideros de carbono y no fuentes, con un estimado de -138.5 Mt CO₂ (sumidero) en 2015 en la subcategoría del Sector ASOUS (IPCC, 2003 y 2006) *Tierras forestales que permanecen como tales*. No obstante, la consideración de que el sector forestal en México es un sumidero ha generado polémica y se plantea que el mecanismo REDD+ debe reconsiderarse para esta situación, en relación a los incentivos financieros y políticas asociadas (Skutsch *et al.*, 2016 y 2017), con intentos de explicar los resultados con escalas locales y regionales (Skutsch *et al.*, 2018). Tal como se discute en la sección siguiente, un análisis detallado de la evidencia experimental asociada a los INFyS muestra que es resultado es de errores de tipo metodológico, sin soporte con datos de campo (mismos datos que se usaron para la estimación de este aparente sumidero), por lo que estas fuentes de información no se considerarán en la discusión.

Los análisis de las emisiones de GEI del sector USCUS (y ASOUS, sin considerar la categoría Agricultura) muestran que el porcentaje de emisiones, con relación al total, se ha reducido en los últimos años de 30% (primer INEGEI) a 4.6% (primer informe bienal de actualización, sin considerar el sumidero de la subcategoría *Tierras forestales que permanecen como tales*) (Saynes *et al.*, 2016); aunque esta reducción

en el impacto del sector en el total nacional refleja más la tendencia de incrementos en las emisiones de combustibles fósiles en el país.

El tercer y cuarto INEGEI se consideran como de los más confiables, aunque se utilizaron guías y directrices diferentes a las del IPCC, por lo que resulta difícil de comparar. La Caja 6 analiza las diferencias entre las guías del IPCC de 1996 y 2003/2006 (de Jong, 2012).

Caja 6. Diferencias entre los INEGEI de acuerdo con las guías IPCC de 1996 y 2003/2006

Las principales diferencias entre las guías y directrices del IPCC de 1996 y 2003/2006 son en relación a la forma de reportar emisiones del cambio de uso del suelo y de flujos del carbono orgánico en los suelos. En el IPCC de 1996, Figura C6.1, los estimados de flujos se derivan de los cambios en tierras de bosques, praderas y tierras abandonadas, mientras que en el IPCC de 2003/2006, Figura C6.2, los flujos provienen de cambios en hasta seis categorías de clases de uso del suelo: tierras forestales, tierras agrícolas, praderas, humedales, asentamientos humanos u otras tierras. En el IPCC de 1996, los flujos se calculan de cambios de bosques y praderas a otros usos del suelo, mientras que en el IPCC de 2003/2006 los flujos se calculan con base en los cambios de la clase de uso del suelo original, a la clase actual que se reporta. Con relación a los flujos del carbono orgánico de los suelos, en el IPCC de 1996 se trata en forma separada y en el IPCC de 2003/2006 se reporta para cada categoría de cambio de uso del suelo.

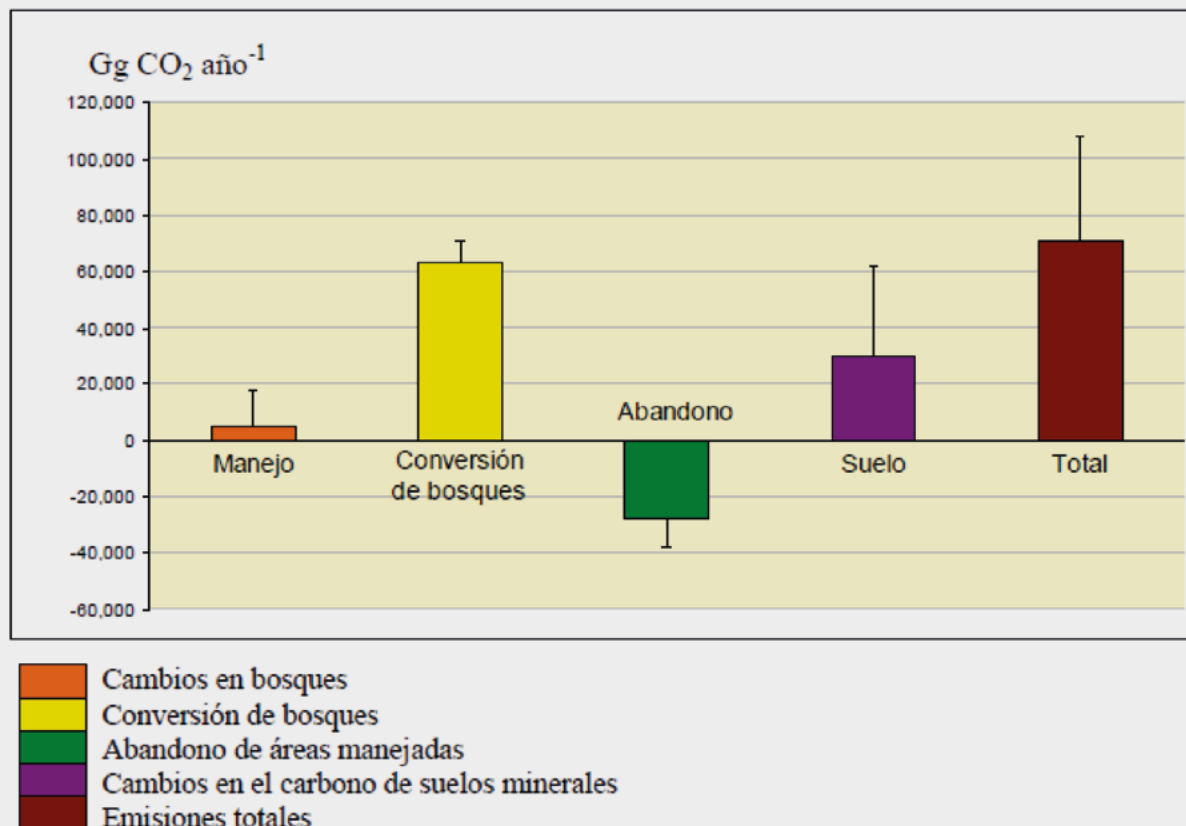


Figura C6.1. Resumen de las emisiones GEI y sus incertidumbres, en los sectores del tercer INEGEI.

Caja 6. Diferencias entre los INEGEI de acuerdo con las guías IPCC de 1996 y 2003/2006. (Continuación).

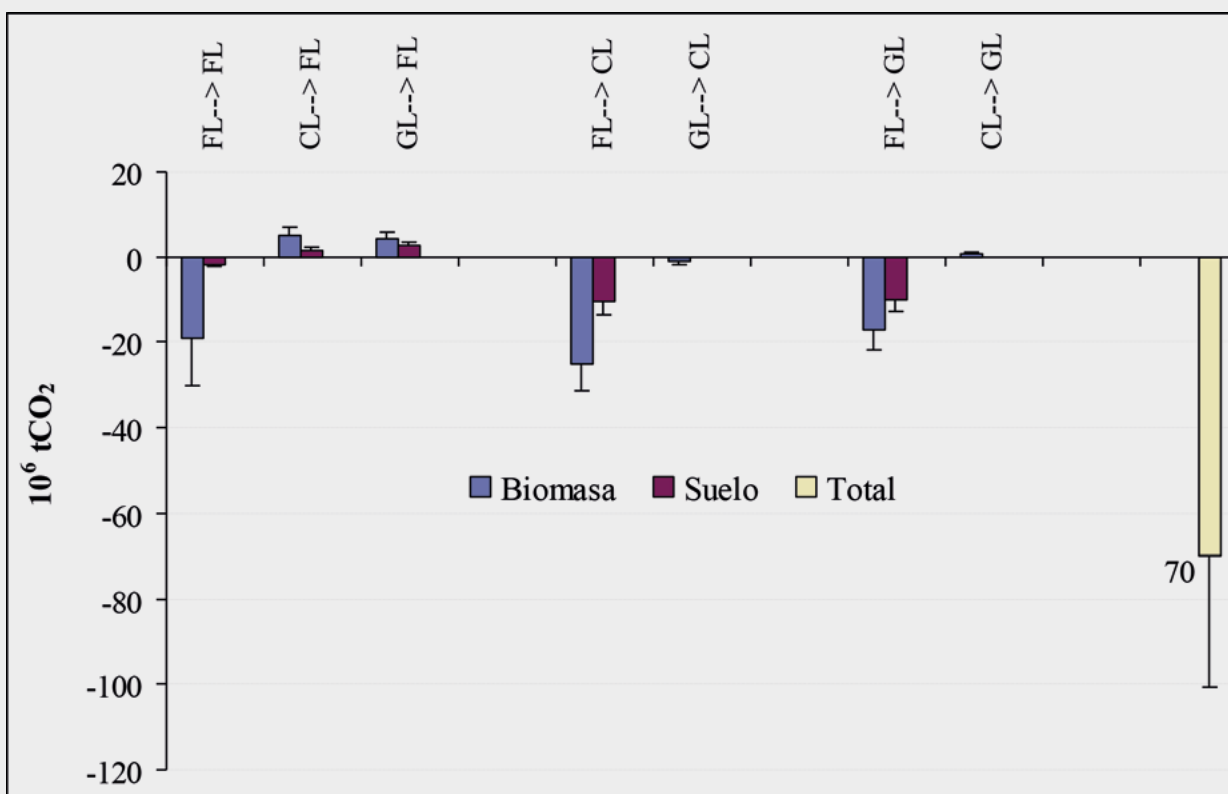


Figura C6.2. Flujos netos de CO₂ por pérdida de biomasa y COS de suelo para 2006 del cuarto INEGEI, en las categorías Tierras Forestales (FL), Tierras Agrícolas (CL) y Praderas (GL) y nivel de incertidumbre en cada categoría y total de emisiones de CO₂ en Mt CO₂.

Factores de emisión para los usos del suelo y vegetación sensu INEGI

En el cuarto INEGEI (de Jong *et al.*, 2009) se utilizó la información del INFyS de la CONAFOR del primer ciclo de medición (2004-2007) para estimar las densidades de carbono o factores de emisión para las clases de uso del suelo y vegetación del INEGI.

En la Figura 5 se muestra la localización de los sitios de muestreo de 400 m² de los bosques y selvas (Cuadro 1), los cuales se analizaron por de Jong *et al.* (2018) para establecer una base de datos de estimaciones de la biomasa aérea y subterránea, viva y muerta, a nivel sitios de muestreo, la cual está disponible para el público en general.

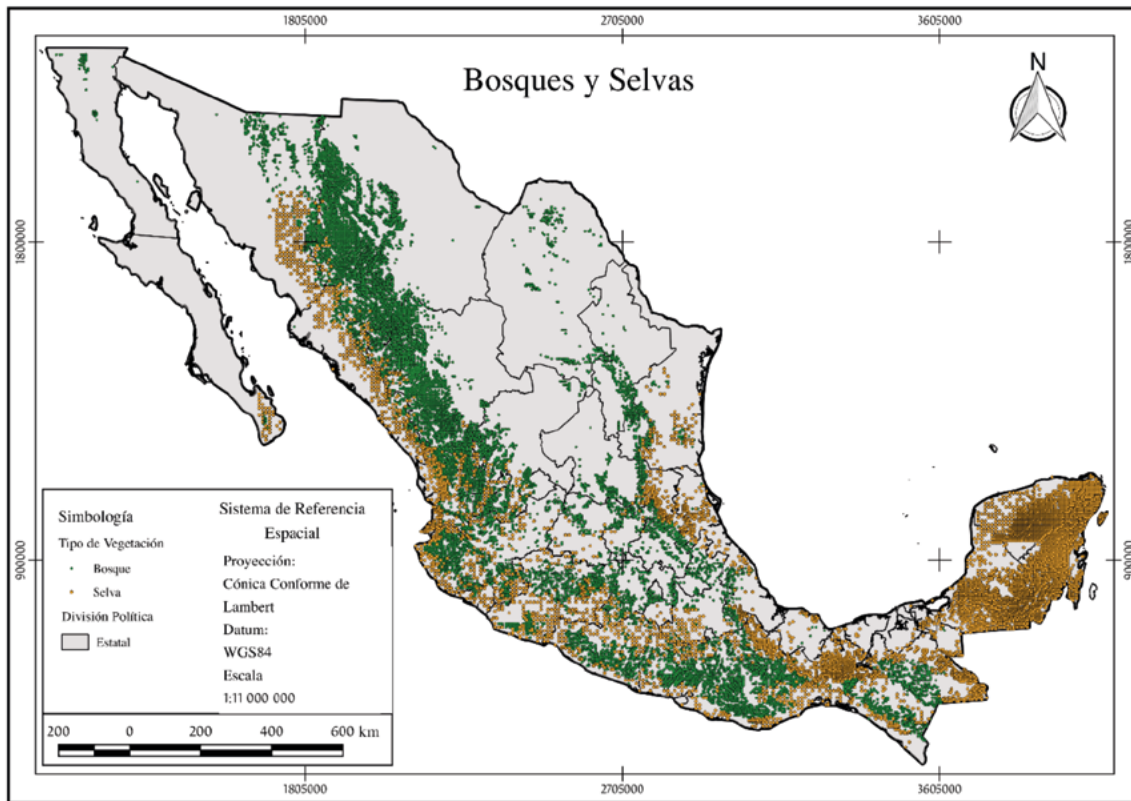


Figura 5. Distribución geográfica de los sitios de muestreo de bosques y selvas del INFyS, ciclo 2004-2007.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Inventarios nacionales de carbono en la biomasa de la vegetación

La Figura 6 muestra un mapa de uso del suelo y vegetación (USyV), insumo básico en la generación de inventarios de carbono en México (de Jong *et al.*, 2006, 2009 y 2010), el cual presenta los datos de actividad del Sector USCUS o ASOUS. La estimación de los almacenes de carbono en las clases de USyV se realiza al asignar densidades de carbono a los polígonos de cada clase; la asignación se hace, generalmente, mediante criterios de cercanía de las muestras de carbono cuando no existe datos en un polígono, para una clase de USyV (*i.e.* Wilson *et al.*, 2013).

La Figura 7 muestra el almacén de carbono de la biomasa aérea y subterránea, viva y muerta, que se genera al imputar datos de carbono al mapa de la Figura 6. En cada polígono se analizó el número de sitios de muestreo disponibles del INFyS y se calculó su promedio para asignar el contenido de carbono. En caso de no tener sitios de muestreo, el valor del contenido de carbono del polígono se asignó con base en el polígono más cercano con datos, para la misma clase de USyV. Cuando no hay información disponible, la asignación se hace usando el contenido de carbono del grupo de vegetación, agroecosistema u otro rasgo en el estado, de tal manera que todos los polígonos de las clases de USyV cuentan con contenidos de carbono asociados (promedio y desviación estándar).



Figura 6. Distribución de las clases de USyV de la Serie 3 del INEGI.

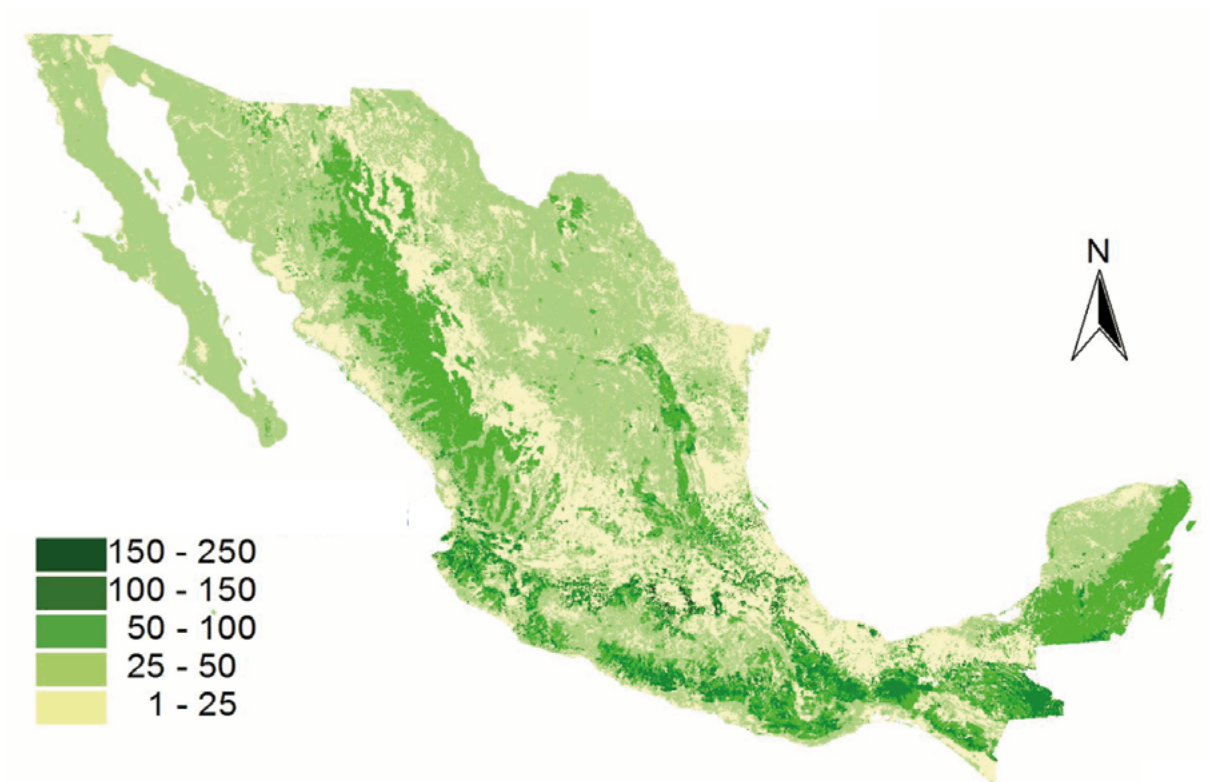


Figura 7. Distribución del carbono ($Mg\ ha^{-1}$) de la biomasa aérea y subterránea, viva y muerta.

La distribución del carbono en la biomasa de la Figura 7 refleja la configuración espacial del mapa de USyV (datos de actividad) y la incertidumbre (desviación estándar), pero solo considera las densidades de carbono (factores de emisión), dado que los mapas de USyV del INEGI no tienen medidas de error asociadas.

Densidades de carbono de la biomasa en bosques y selvas

Los datos de los sitios de muestreo definidos en la Figura 5, son la base para que de Jong *et al.* (2018) estimaran las estadísticas de la biomasa aérea y subterránea, viva y muerta, de las clases de bosques y selvas *sensu* INEGI, mismas que se muestran en el Cuadro 2. Estos datos se usaron en el cuarto inventario nacional de emisiones de GEI (de Jong *et al.*, 2009). La biomasa subterránea se estimó a través de la relación alométrica propuesta por Cairns *et al.* (1997). Las variaciones en el contenido de materia seca (M.S.) que se observan, son producto de la variabilidad natural y de errores en la asignación de clases de USyV en campo, lo cual se refleja en valores mínimos extremos que difícilmente pueden considerarse como asociados a las clases de USyV. Como primera aproximación, los datos de M.S. pueden convertirse en contenido de carbono al multiplicarlos por el factor de conversión 0.5 (IPCC, 2006; de Jong *et al.*, 2009).

El bosque mesófilo de montaña y las selvas altas son las clases que tienen mayor biomasa, reflejando bosques altos y densos; esto sin considerar la vegetación hidrófila (*i.e.* manglares, popales, tulares, etc.). Es importante señalar que las estadísticas del Cuadro 2 incluyen a los bosques de galería.

Almacenes de carbono de los bosques y selvas

A partir del 2009, el INFyS de la CONAFOR (2009) consideró datos de los almacenes del mantillo (capa de hojarasca y de fermentación), material leñoso caído (cama de combustibles) y suelo, en forma adicional a la biomasa viva y muerta. La Figura 8 muestra las estimaciones de todos los almacenes definidos por el IPCC (2003 y 2006) para los inventarios nacionales de emisiones de GEI, con los datos del remuestreo del 2009 del INFyS.

La clase de vegetación con mayor contenido de carbono fue la de los manglares (VM), tal como se muestra en la Figura 8, en donde se observa, además, que el mayor almacén de esta clase es el suelo.

El almacén de la biomasa y del suelo son los de mayor contenido de carbono, por lo que la considerar al menos estos almacenes, pueden constituir una aproximación razonable en los inventarios nacionales de emisiones GEI, tal como lo demostraron de Jong *et al.* (2006, 2009 y 2010), de Jong *et al.* (2009) y Flores-Garnica *et al.* (2018) presentan compilaciones de datos sobre el mantillo y material leñoso caído.

Cuadro 2. Estadísticas de la biomasa (Mg M.S. ha⁻¹) de las clases de bosques y selvas sensu INEGI, en donde M.S. se refiere a la materia seca.

Clase USyV	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. Sitios	Biomasa Aérea			Biomasa Subterránea			Biomasa total					
				Mín.	Prom.	Desv. Est.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.		
BA	Bosque de Oyamel	Primaria	178	0.69	207.32	166.37	920.17	0.25	37.33	27.16	144.24	0.94	244.65	193.49	1064.41
BA/VS	Bosque de Oyamel	Secundaria	71	0.95	178.21	190.90	1108.04	0.33	32.22	30.36	169.97	1.28	210.43	221.19	1278.02
BB	Bosque de Cedro	Primaria	20	2.65	42.85	41.21	128.71	0.82	9.17	8.06	25.37	3.48	52.02	49.26	154.07
BB/VS	Bosque de Cedro	Secundaria	8	25.85	61.02	47.57	169.57	6.14	12.83	8.66	32.36	31.99	73.86	56.23	201.94
BJ	Bosque de Tásate	Primaria	281	0.19	31.45	44.68	351.29	0.08	6.80	8.41	61.60	0.26	38.25	53.08	412.89
BJ/VS	Bosque de Tásate	Secundaria	202	0.07	23.70	28.61	175.78	0.03	5.35	5.73	33.41	0.11	29.05	34.33	209.19
BM	Bosque Mesófilo de Montaña	Primaria	731	0.48	135.15	152.30	1293.75	0.18	25.10	24.99	194.91	0.66	160.25	177.24	1488.67
BM/VS	Bosque Mesófilo de Montaña	Secundaria	933	0.38	80.79	102.50	766.42	0.15	15.77	17.62	122.72	0.53	96.55	120.08	889.15
BP	Bosque de Pino	Primaria	3705	0.00	63.98	77.22	886.74	0.00	12.93	13.54	139.60	0.00	76.91	90.71	1026.34
BP/VS	Bosque de Pino	Secundaria	2109	0.00	59.30	72.04	615.85	0.00	12.05	12.84	101.16	0.00	71.35	84.85	717.01
BPQ	Bosque de Pino-Encino	Primaria	7535	0.09	78.28	70.60	1006.40	0.04	15.79	12.40	156.12	0.13	94.07	82.97	1162.52
BPQ/VS	Bosque de Pino-Encino	Secundaria	2956	0.01	80.57	84.94	709.35	0.01	16.01	14.79	114.61	0.01	96.57	99.70	823.97
BQ	Bosque de Encino	Primaria	8970	0.00	48.08	48.78	510.35	0.00	10.17	9.05	85.68	0.00	58.25	57.82	596.03
BQ/VS	Bosque de Encino	Secundaria	7706	0.00	49.29	55.28	560.58	0.00	10.30	10.16	93.09	0.00	59.59	65.42	653.67
BQP	Bosque de Encino-Pino	Primaria	4846	0.11	71.10	67.22	751.91	0.05	14.46	11.93	120.67	0.16	85.56	79.12	872.57
BQP/VS	Bosque de Encino-Pino	Secundaria	2172	0.09	74.03	74.40	661.04	0.04	14.89	13.18	107.69	0.13	88.91	87.56	768.73
BS	Bosque de Ayarín	Primaria	20	4.92	142.26	122.33	417.27	1.42	26.64	21.01	71.72	6.34	168.90	143.31	488.98
BS/VS	Bosque de Ayarín	Secundaria	17	0.76	98.99	100.60	309.55	0.27	19.08	17.84	55.08	1.03	118.07	118.41	364.63
SAP	Selva Alta Perennifolia	Primaria	800	0.33	114.65	143.84	1194.69	0.13	21.61	23.50	181.67	0.46	136.26	167.28	1376.36
SAP/VS	Selva Alta Perennifolia	Secundaria	2437	0.03	61.23	98.04	1124.65	0.02	12.19	16.51	172.22	0.05	73.42	114.49	1296.87
SAQ	Selva Alta Subperennifolia	Primaria	59	10.48	166.14	99.23	497.28	2.77	31.20	16.68	83.74	13.25	197.34	115.90	581.01

Cuadro 2. Estadísticas de la biomasa (Mg M.S. ha⁻¹) de las clases de bosques y selvas sensu INEGI, en donde M.S. se refiere a la materia seca. (Continuación).

Clase USyV	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. Sitios	Biomasa Aérea			Biomasa Subterránea			Biomasa total					
				Mín.	Prom.	Desv. Est. Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est. Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est. Máx.			
SAQ/VS	Selva Alta Subperennifolia	Secundaria	154	0.07	113.76	192.10	1760.77	0.03	21.16	29.28	255.93	0.10	134.93	221.26	2016.70
SBC	Selva Baja Caducifolia	Primaria	3712	0.00	42.93	42.57	787.13	0.00	9.25	7.86	125.65	0.00	52.18	50.40	912.78
SBC/VS	Selva Baja Caducifolia	Secundaria	2751	0.00	30.97	30.50	323.62	0.00	6.88	6.03	57.29	0.00	37.85	36.52	380.91
SBK	Selva Baja Espinosa Caducifolia	Primaria	106	0.01	12.23	11.57	42.94	0.01	3.03	2.61	9.62	0.01	15.26	14.18	52.56
SBK/VS	Selva Baja Espinosa Caducifolia	Secundaria	161	0.03	11.28	13.61	80.70	0.02	2.79	2.95	16.79	0.05	14.07	16.55	97.49
SBP/VS	Selva Baja Perennifolia	Secundaria	3	22.82	32.65	16.85	52.11	5.50	7.48	3.40	11.41	28.32	40.13	20.25	63.52
SBQ	Selva Baja Subperennifolia	Primaria	246	0.07	87.03	69.76	552.86	0.03	17.47	12.12	91.96	0.10	104.51	81.85	644.82
SBQ/VS	Selva Baja Subperennifolia	Secundaria	315	0.42	79.30	44.03	221.19	0.16	16.24	8.18	40.93	0.58	95.54	52.20	262.13
SBS	Selva Baja Subcaducifolia	Primaria	28	2.62	44.30	29.71	106.03	0.81	9.65	5.88	21.37	3.44	53.94	35.58	127.41
SBS/VS	Selva Baja Subcaducifolia	Secundaria	56	0.94	58.42	39.43	159.16	0.33	12.31	7.55	30.60	1.27	70.73	46.97	189.76
SMC	Selva Mediana Caducifolia	Primaria	9	5.59	56.82	30.78	99.79	1.59	12.12	6.02	20.26	7.18	68.94	36.79	120.04
SMC/VS	Selva Mediana Caducifolia	Secundaria	31	0.03	32.31	20.98	83.29	0.02	7.28	4.39	17.27	0.05	39.60	25.36	100.56
SMQ	Selva Mediana Subperennifolia	Primaria	2467	0.03	99.34	60.00	418.71	0.02	19.79	10.71	71.93	0.05	119.13	70.70	490.65
SMQ/VS	Selva Mediana Subperennifolia	Secundaria	5914	0.03	95.42	66.07	645.23	0.02	18.99	11.79	105.41	0.05	114.40	77.83	750.64
SMS	Selva Mediana Subcaducifolia	Primaria	809	0.07	89.10	79.47	871.28	0.03	17.74	13.65	137.45	0.10	106.84	93.10	1008.73



Cuadro 2. Estadísticas de la biomasa (Mg M.S. ha⁻¹) de las clases de bosques y selvas sensu INEGI, en donde M.S. se refiere a la materia seca. (Continuación).

Clase USyV	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. Sitios	Biomasa Aérea			Biomasa Subterránea			Biomasa total				
				Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Máx.	Desv. Est.	Máx.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	
SMS/VS	Selva Mediana Subcaducifolia	Secundaria	5659	0.03	46.29	441.24	0.02	13.53	8.60	75.34	0.05	78.61	54.87	516.58
MK	Mezquital	Primaria	92	0.00	4.86	35.69	0.00	1.26	1.93	8.17	0.00	6.12	10.13	43.86
MK/VS	Mezquital	Secundaria	12	0.04	2.91	8.12	0.02	0.85	0.76	2.21	0.06	3.76	3.56	10.33
MKE	Mezquital Tropical	Primaria	36	0.00	4.30	26.57	0.00	1.15	1.55	6.29	0.00	5.45	7.95	32.86
MKE/VS	Mezquital Tropical	Secundaria	9	1.13	1.16	1.18	0.39	0.40	0.01	0.40	1.51	1.55	0.06	1.59
BG	Bosque de Galería	Primaria	12	0.01	29.63	101.23	0.00	6.39	7.61	20.52	0.01	36.02	44.82	121.75
VPN	Palmar Natural	Primaria	19	0.52	51.39	116.14	0.19	10.93	7.38	23.17	0.71	62.32	45.03	139.31
VPN/VS	Palmar Natural	Secundaria	4	1.94	3.12	4.21	0.62	0.95	0.27	1.24	2.57	4.07	1.26	5.44
BC	Bosque Cultivado	Primaria	34	0.76	101.79	273.62	0.27	19.87	14.50	49.39	1.03	121.66	94.65	323.01
BI	Bosque Inducido	Primaria	9	0.52	3.55	7.89	0.19	1.02	1.02	2.15	0.71	4.57	4.87	10.04

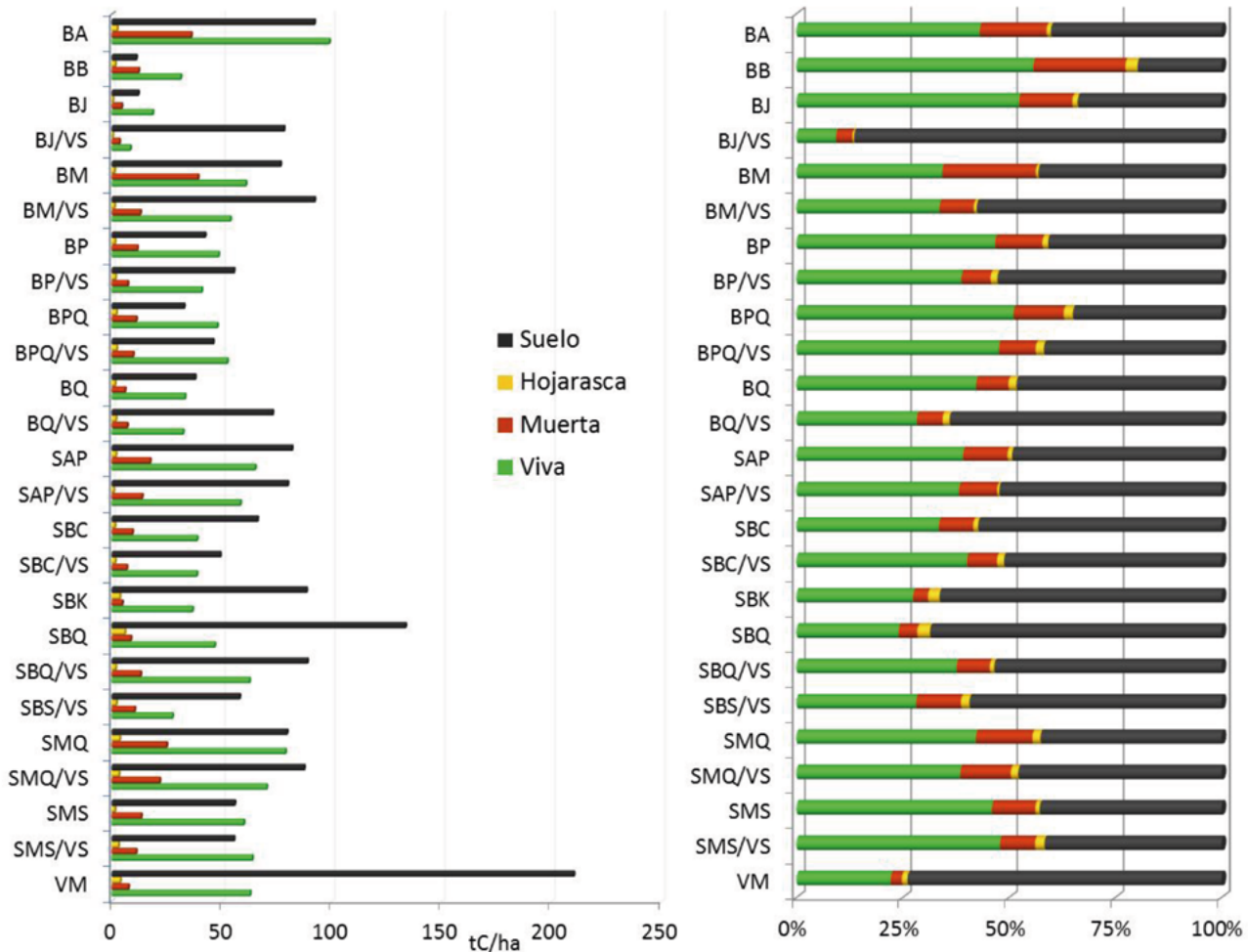


Figura 9. Estimación de los almacenes de carbono (Mg C ha^{-1}) en las clases de vegetación *sensu* INEGI (ver Cuadro 1 para claves), usando datos del primer remuestreo del 2009 del INFyS.

En lo siguiente, las estimaciones de la biomasa aérea, viva y muerta, de los bosques y selvas de México se realizaron con los sitios de muestreo del primer (2004-2007) y segundo ciclo (2009-2012) del INFyS de la CONAFOR. Para la estimación de la biomasa aérea se utilizó la base de ecuaciones alométricas nacionales desarrollada por Rojas-García *et al.* (2015).

Variabilidad de la biomasa aérea en bosques

La variabilidad de los bosques en México plantea grandes retos en la estimación de inventarios de carbono. La Figura 9 muestra estimaciones del

promedio, e intervalo de confianza al 95%, de la biomasa aérea (viva y muerta) en los diferentes tipos de bosques (Cuadro 1), en donde se observa que algunos bosques tienen alta variabilidad, muchas veces asociada al número de sitios de muestreo del INFyS que se analizaron.

La Figura 10 muestra las estimaciones de la biomasa aérea de los bosques de encino (BQ) y encino-pino (BQP) a nivel nacional. Se observan grandes diferencias con respecto a la variabilidad espacial de los bosques, misma que debe considerarse al realizar inventarios estatales del almacén de la biomasa aérea (viva y muerta).

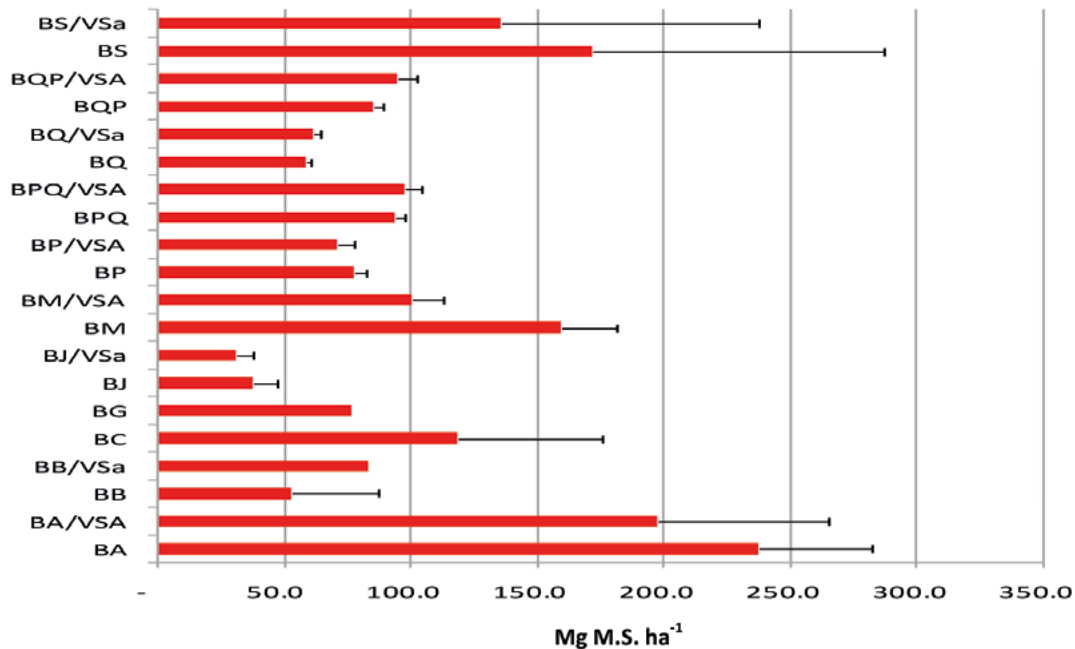


Figura 9. Almacén de la biomasa aérea, viva y muerta, de los bosques de México.

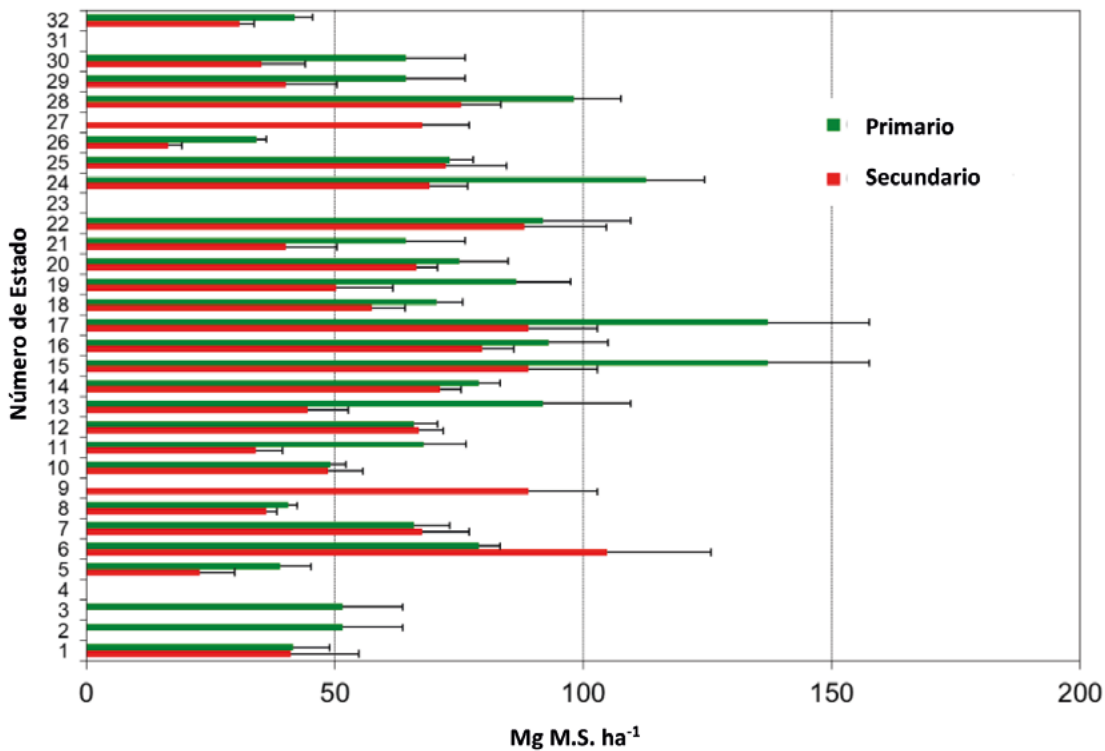


Figura 10. Biomasa aérea, viva y muerta, de los bosques de encino y encino-pino en los estados del país: 1=Ags, 2=BC, 3=BCS, 4=Camp, 5=Chis, 6=Chih, 7=Coah, 8=Col, 9=CDMX, 10=Dgo, 11=Gto, 12=Gro, 13=Hgo, 14=Jal, 15=Mich, 16=Mor, 17=Mex, 18=Nay, 19=NL, 20=Oax, 21=Pue, 22=Qro, 23=QRoo, 24=SLP, 25=Sin, 26=Son, 27=Tab, 28=Tamps, 29=Tlax, 30=Ver, 31=Yuc, 32=Zac.

Almacenes e incremento de la biomasa aérea de los bosques de pino y encino y efecto de la precipitación

El análisis de los patrones de los almacenes y tasas de incremento de la biomasa aérea en los bosques y selvas de México, involucró el uso de un mapa nacional de clases de precipitación, ver Caja 7.

Caja 7. Mapa nacional de precipitación

La Figura C7.1 muestra un mapa de la distribución de clases de precipitación. El mapa, a una resolución espacial de 250 m x 250 m, se generó con una versión previa de la base de datos climática de Salas-Aguilar y Paz-Pellat (2018).

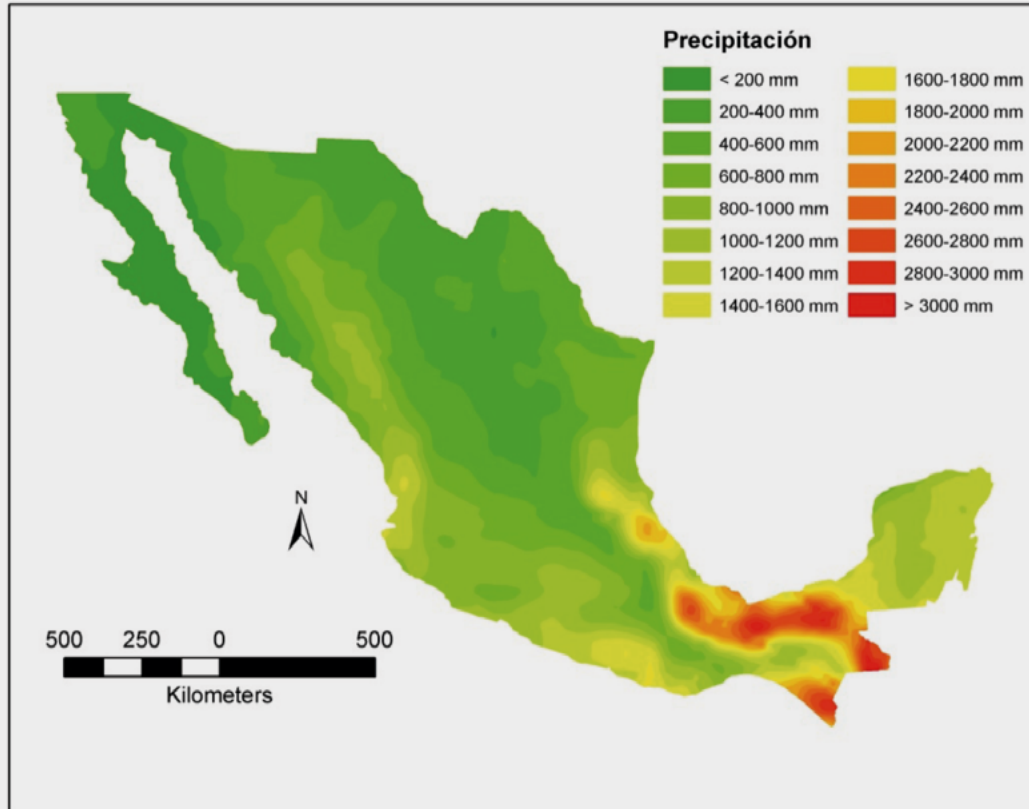


Figura C7.1. Mapa nacional de clases de precipitación en México

La Figura 11 muestra la relación entre las clases de vegetación y los almacenes de la biomasa aérea, para los bosques de pino y encino; destaca que la precipitación es un factor crítico en la biomasa aérea acumulada total, por lo que es una variable que debe considerarse en los modelos de la dinámica de la biomasa aérea.

Relaciones similares a las de la Figura 11 se presentan para los bosques de pino-encino y encino-pino, así como para otros tipos de bosques y selvas.

La Figura 12 muestra la relación entre el incremento medio anual en el diámetro a la altura de pecho o normal (DN) y las clases de precipitación. Los incrementos se determinaron de los datos de las muestras de anillos de crecimiento del INFyS. Se observa que, por arriba de los 1200 mm, la tasa de incremento se reduce.

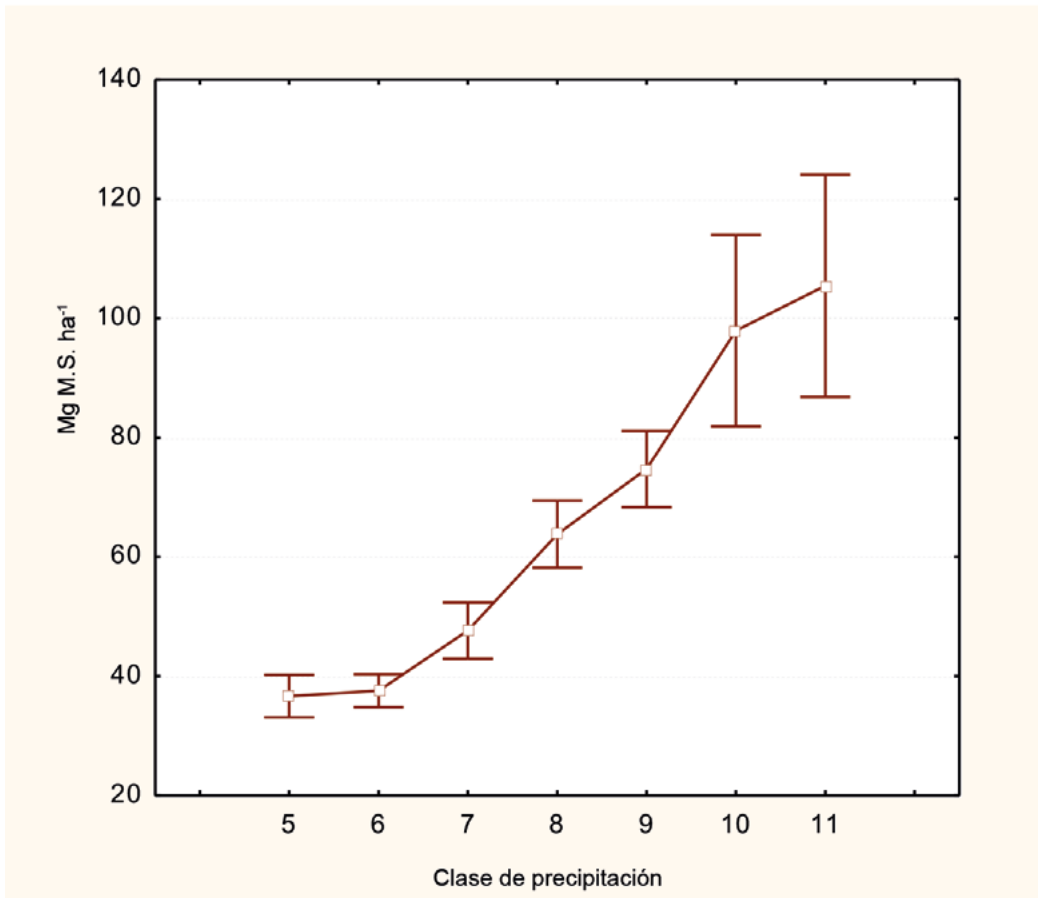
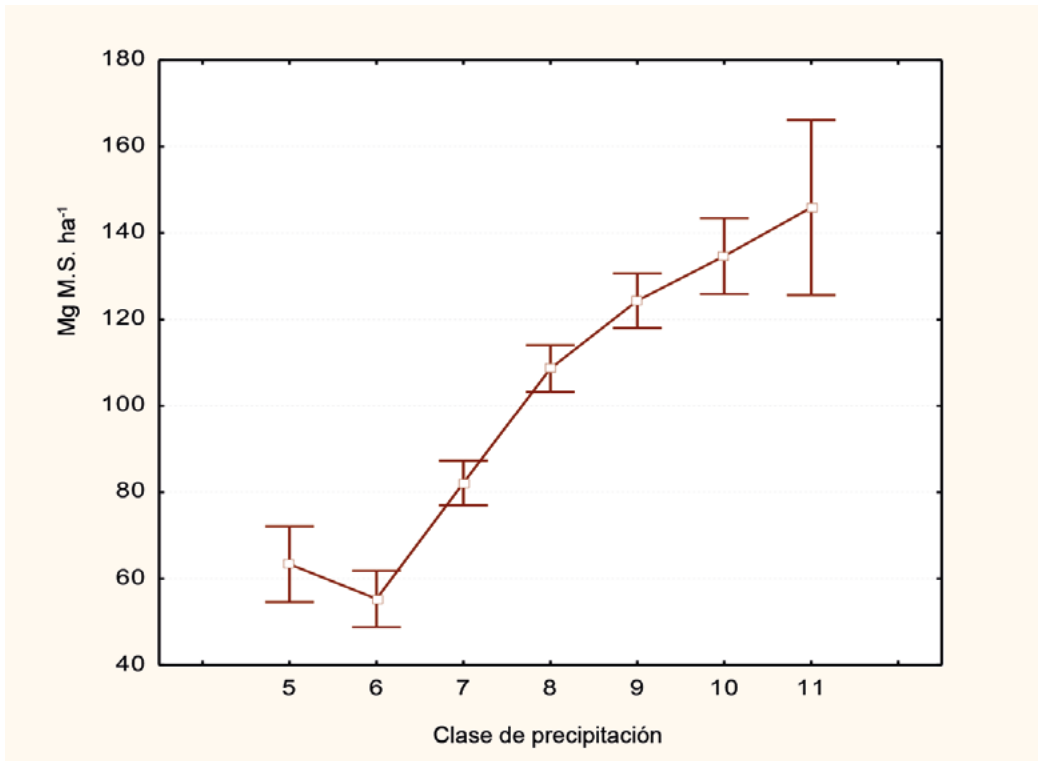


Figura 11. Relación entre la biomasa aérea de los bosques de pino (arriba) y de encino (abajo), con las clases de precipitación: 5 = 400-500 mm, 6 = 500-600 mm, 7 = 600-800 mm, 8 = 800-1000 mm, 9 = 1000-1200 mm, 10 = 1200-1500, 11 = 1500-1800 mm.

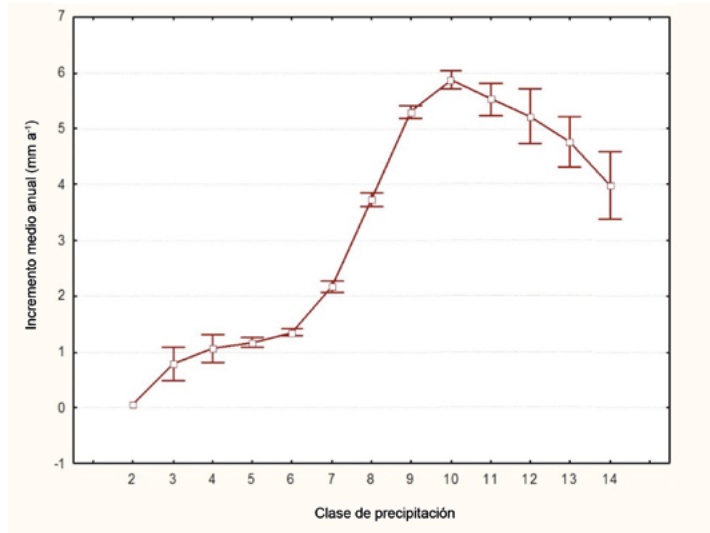


Figura 12. Relación entre el incremento medio anual del diámetro normal de arboles de pino con las clases de precipitación: 2=100-200 mm, 3=200-300 mm, 4=300-400 mm, 5=400-500 mm, 6=500-600 mm, 7=600-800 mm, 8=800-1000 mm, 9=1000-1200 mm, 10=1200-1500, 11=1500-1800 mm, 12=1800-2000 mm, 13=2000-2500, 14=2500-3000 mm.

Incremento medio anual de la biomasa aérea de bosques y selvas y su relación con la precipitación

Para estimar el incremento medio anual promedio (todos los arboles) de la biomasa aérea de los bosques y selvas de los conglomerados (4 sitios de 400 m²) del INFyS de la CONAFOR, se estimó la tasa de incremento (DN/Edad) de las especies arbóreas estratificados por clase de DN, tipo de bosque y selva, así como la clase de precipitación. La Figura 13 muestra las tasas de incremento medio anual de la

biomasa en bosques y selvas. En la Caja 8 se muestra el incremento medio anual de la biomasa aérea para los bosques y selvas del país, en relación con las clases de precipitación, además de un mapa nacional de tasas de incremento para todos los tipos de vegetación.

En lo general, los resultados muestran una alta dependencia de las tasas de crecimiento de la biomasa aérea de los bosques y selvas del país con la precipitación promedio anual, por lo que esta relación puede usarse para parametrizar modelos, particularmente los modelos de estados y transiciones.

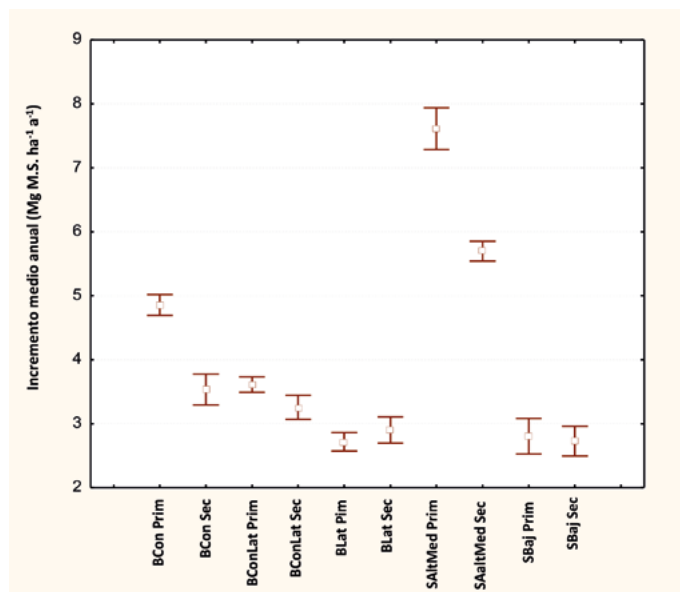


Figura 13. Tasa incremento medio anual de la biomasa aérea en bosques y selvas: BCon = Bosque de coníferas, BLat = Bosque de latifoliadas, BConLat = Bosque de coníferas-latifoliadas, SAM = Selva alta y mediana, SB = Selva baja o seca, Prim = Sucesión primaria, Sec = Sucesión secundaria.

Caja 8. Tasas de incremento medio anual de la biomasa aérea

La Figura C8.1 muestra la tasa de incremento medio anual para los bosques y selvas del país. La Figura C8.2 presenta el mapa nacional de la tasa de incremento para la vegetación de México.

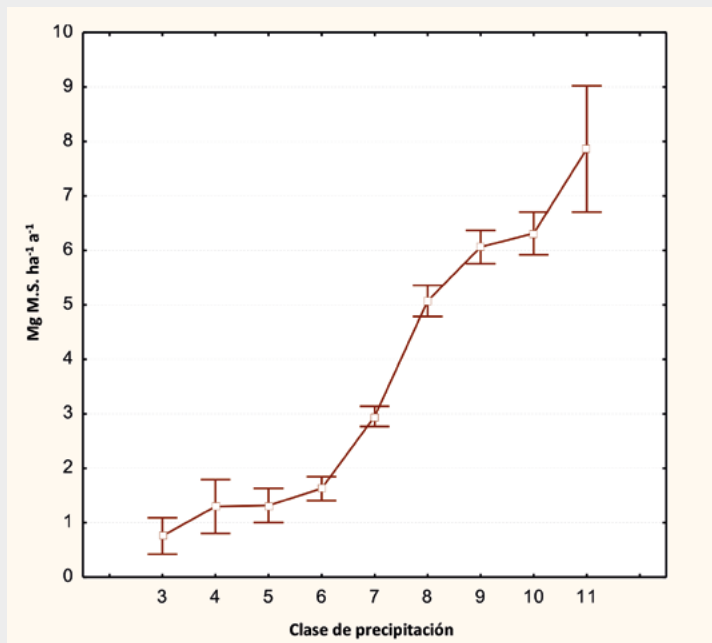


Figura C8.1. Tasa de incremento medio anual de la biomasa aérea por clases de precipitación: 3 = 200-300 mm, 4 = 300-400 mm, 5 = 400-500 mm, 6 = 500-600 mm, 7 = 600-800 mm, 8 = 800-1000 mm, 9 = 1000-1200 mm, 10 = 1200-1500, 11 = 1500-1800 mm.

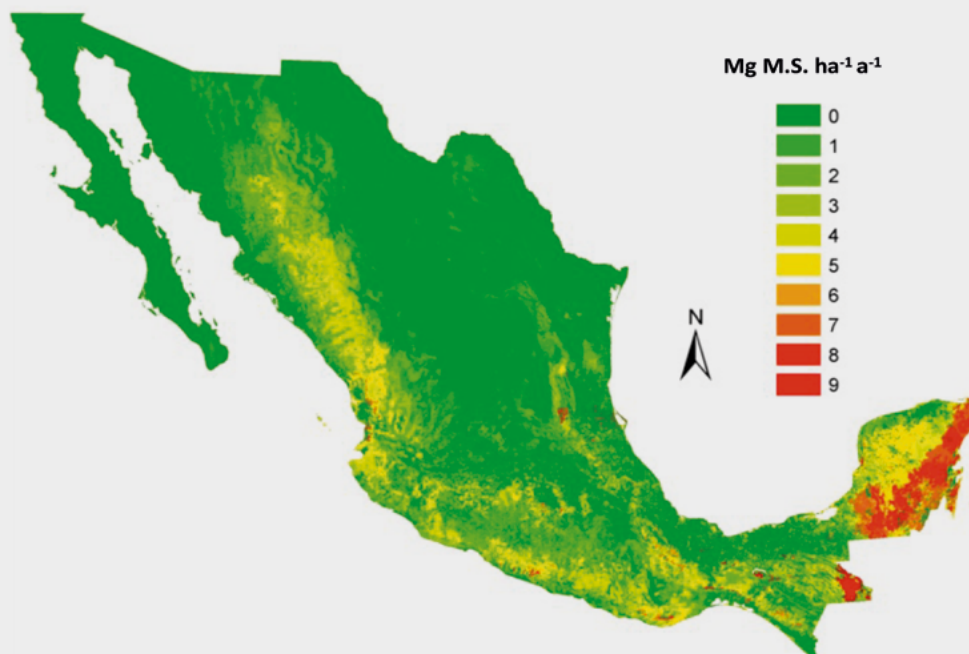


Figura C8.2. Mapa nacional de tasa de incremento medio anual de la biomasa aérea.

Ganancias/pérdidas de biomasa aérea de los bosques y selvas entre el ciclo 2004-2007 y el ciclo 2009-2012

Para clarificar la discusión respecto a que el sector forestal de México es un sumidero de carbono, particularmente al considerar a los Bosques que permanecen como tales (INECC y SEMARNAT, 2015) y evitar hipótesis relativas a generación de mapas basados en polígonos de clases de vegetación o el uso de ecuaciones alométricas, se analizaron los ciclo 2004-2007 y 2009-2012 del INFyS de la CONAFOR a nivel de

árbol por árbol y sitio de muestreo de los conglomerados. La variable que se utilizó fue el diámetro normal (DN), medido directamente en campo y altamente correlacionado con la biomasa aérea (Brown *et al.*, 1989; Brown, 1997; Chave *et al.*, 2005; Vargas *et al.*, 2017a). La Figura 14 muestra la distribución de ganancias y pérdidas a nivel de país; se puede observar un predominio de las pérdidas. En la Figura 15 se muestra la misma información de la Figura 15, pero con asignación de los muestreos de campo a polígonos de los mapas de clases de vegetación *sensu* INEGI, como se observa, el patrón de la Figura 14 se mantiene.

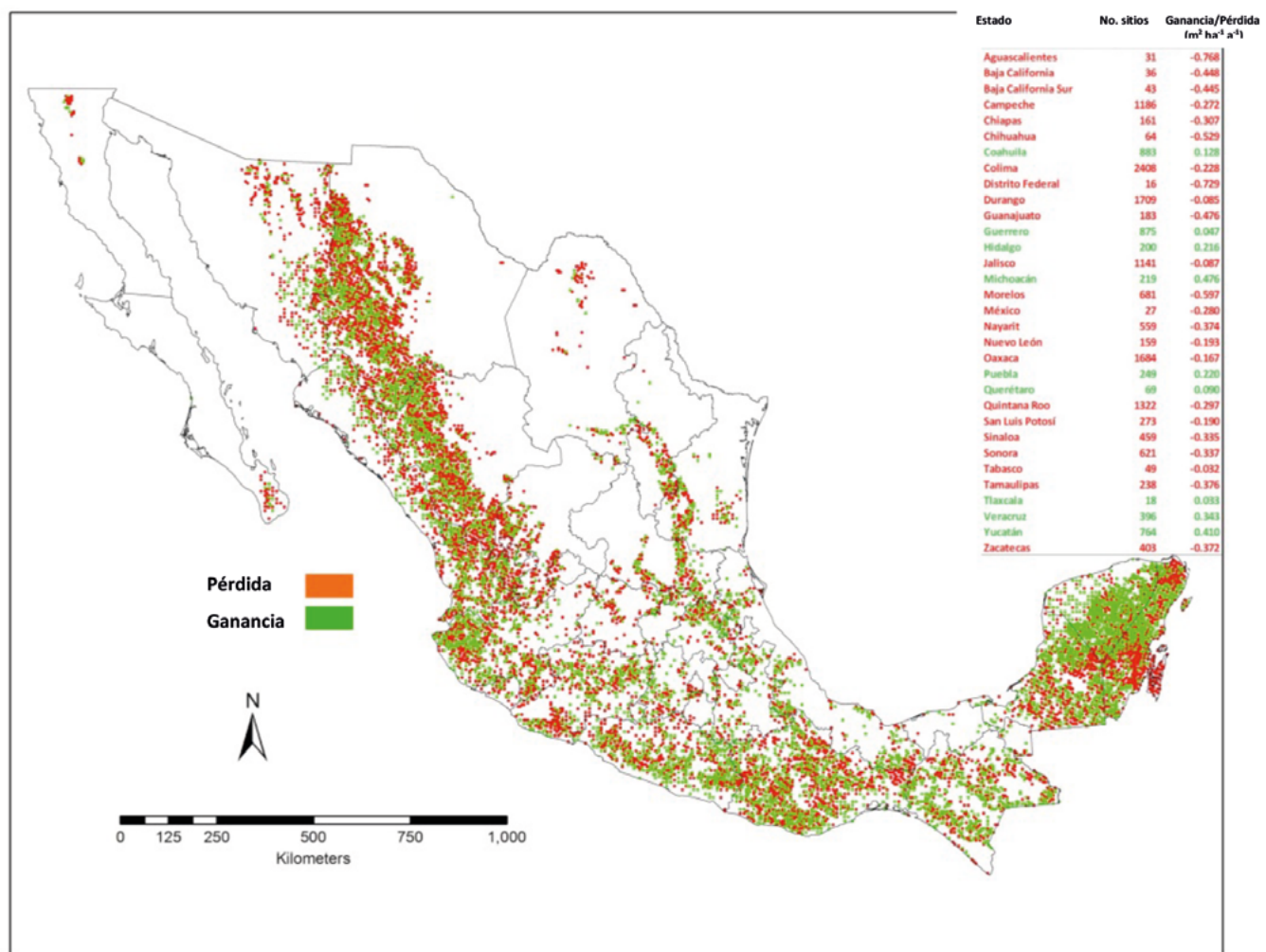


Figura 14. Ganancias y pérdidas anuales de la biomasa aérea arbórea entre el ciclo 2004-2007 y el ciclo 2009-2012 del INFyS de la CONAFOR, para los sitios de muestreo de los conglomerados (bosques que permanecen como tales).

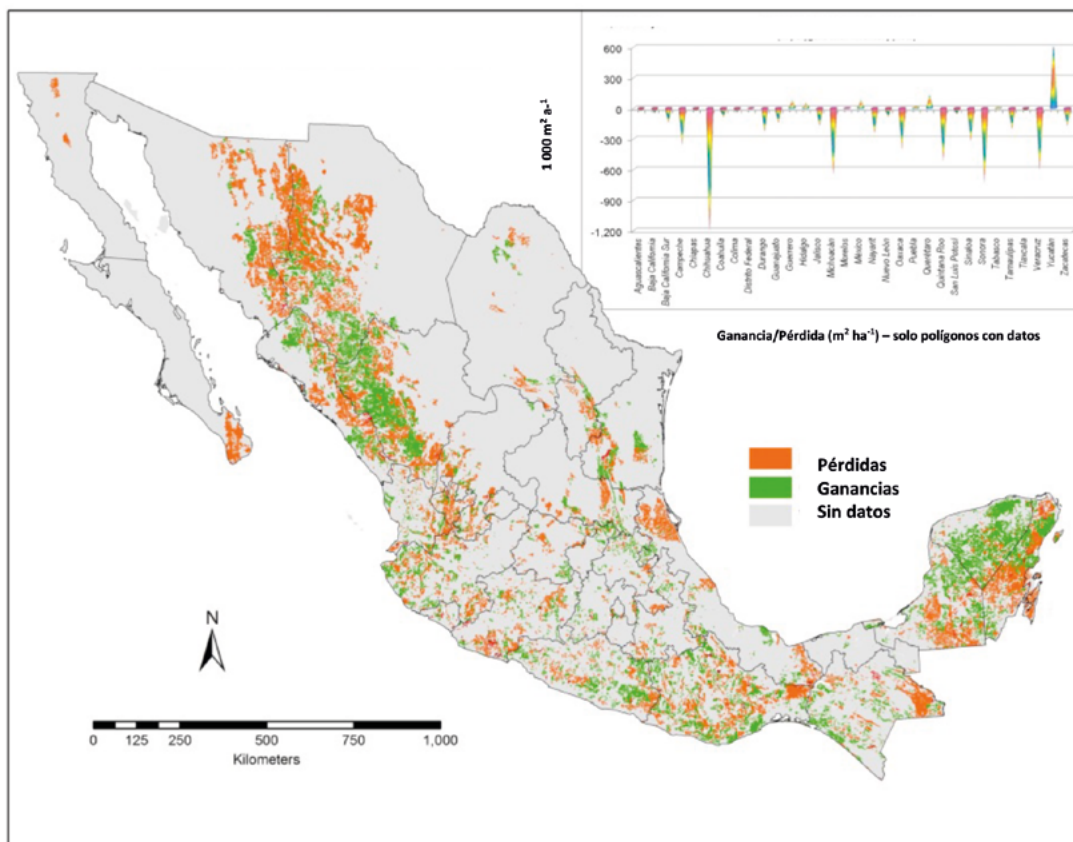


Figura 15. Ganancias y pérdidas anuales de la biomasa aérea arbórea entre el ciclo 2004-2007 y el ciclo 2009-2012 del INFyS de la CONAFOR, para los polígonos clases de vegetación *sensu* INEGI de los sitios de muestreo de los conglomerados (bosques que permanecen como tales).

En la Figura 16 se muestran los promedios e intervalos de confianza al 95%, de los cambios anuales de la biomasa aérea entre los dos ciclos del INFyS. La biomasa aérea se estimó de la base de ecuaciones alométricas de Rojas-García *et al.* (2015). En esta figura se observa que prácticamente todas las clases de bosques y selvas redujeron su biomasa; con excepción

de las selvas medianas, cuyo error de estimación es grande.

Adicionalmente, en la Caja 9 se muestran los cambios anuales de la biomasa aérea entre los dos ciclos analizados del INFyS a nivel de los estados del país; se presentan ganancias y pérdidas de biomasa, con dominio de las últimas.

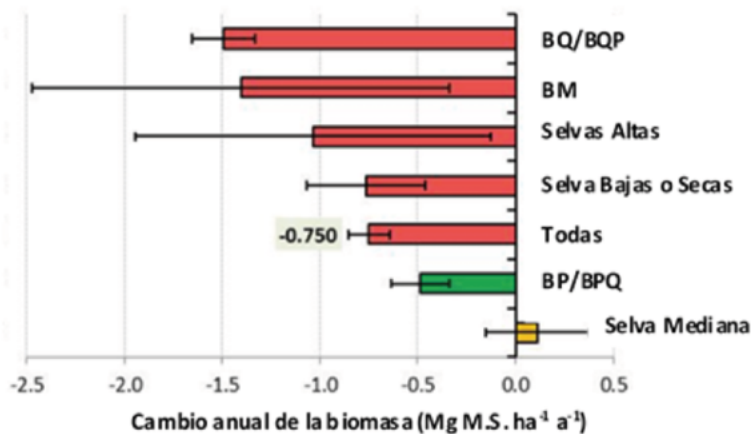


Figura 16. Ganancias y pérdidas anuales de la biomasa aérea arbórea entre el ciclo 2004-2007 y el ciclo 2009-2012 del INFyS de la CONAFOR, para los bosques y selvas (bosques que permanecen como tales).

Caja 9. Tasas de incremento medio anual de la biomasa aérea por estado del país

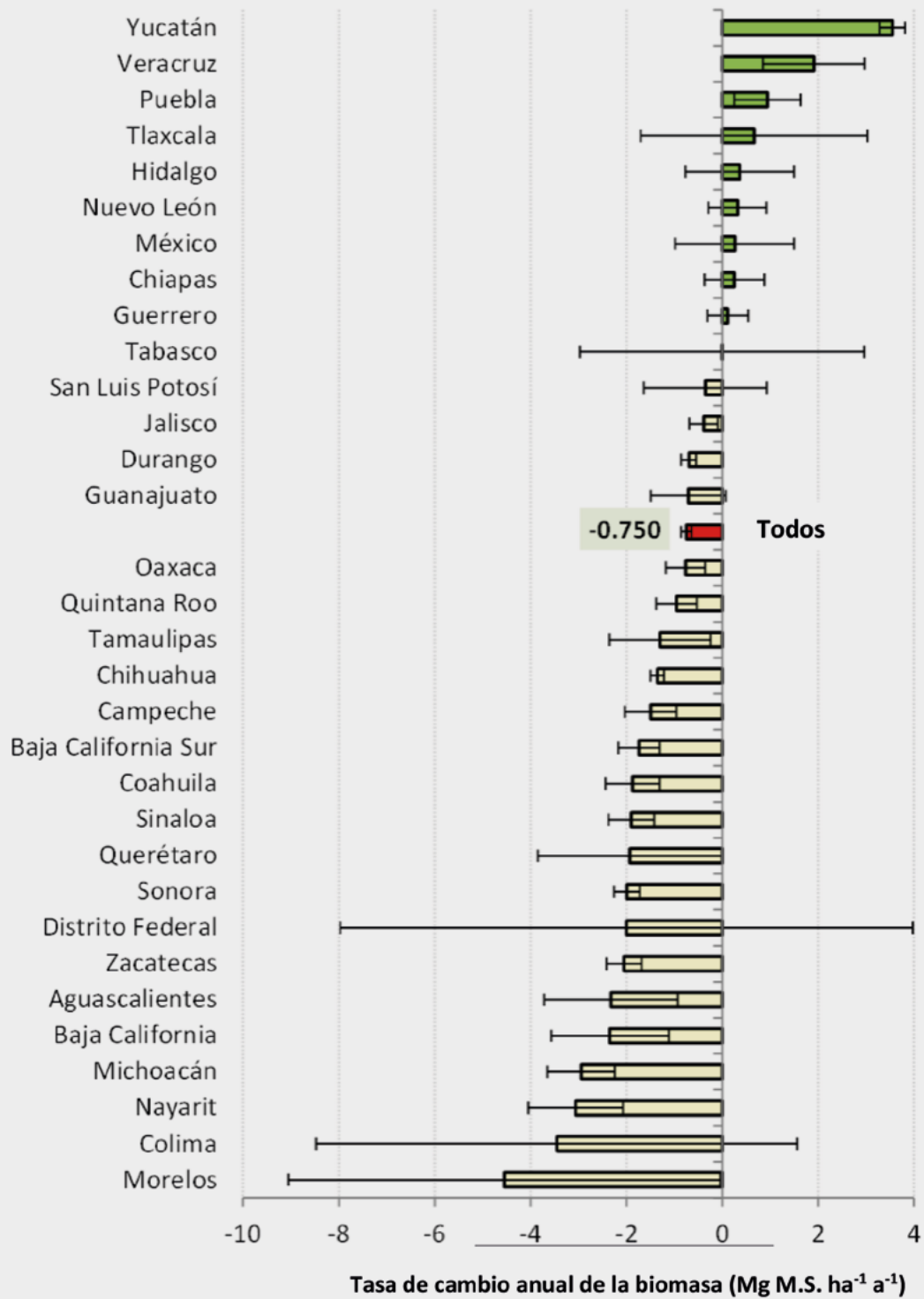


Figura C9.1. Tasa de incremento medio anual de la biomasa aérea de los bosques y selvas, entre los ciclos 2004-2007 y 2009-2012, para los estados del país.



La Figura 17 muestra los promedios, e intervalos de confianza al 95%, de los almacenes de la biomasa aérea entre los ciclos del INFyS para las clases de bosques y selvas *sensu* INEGI.

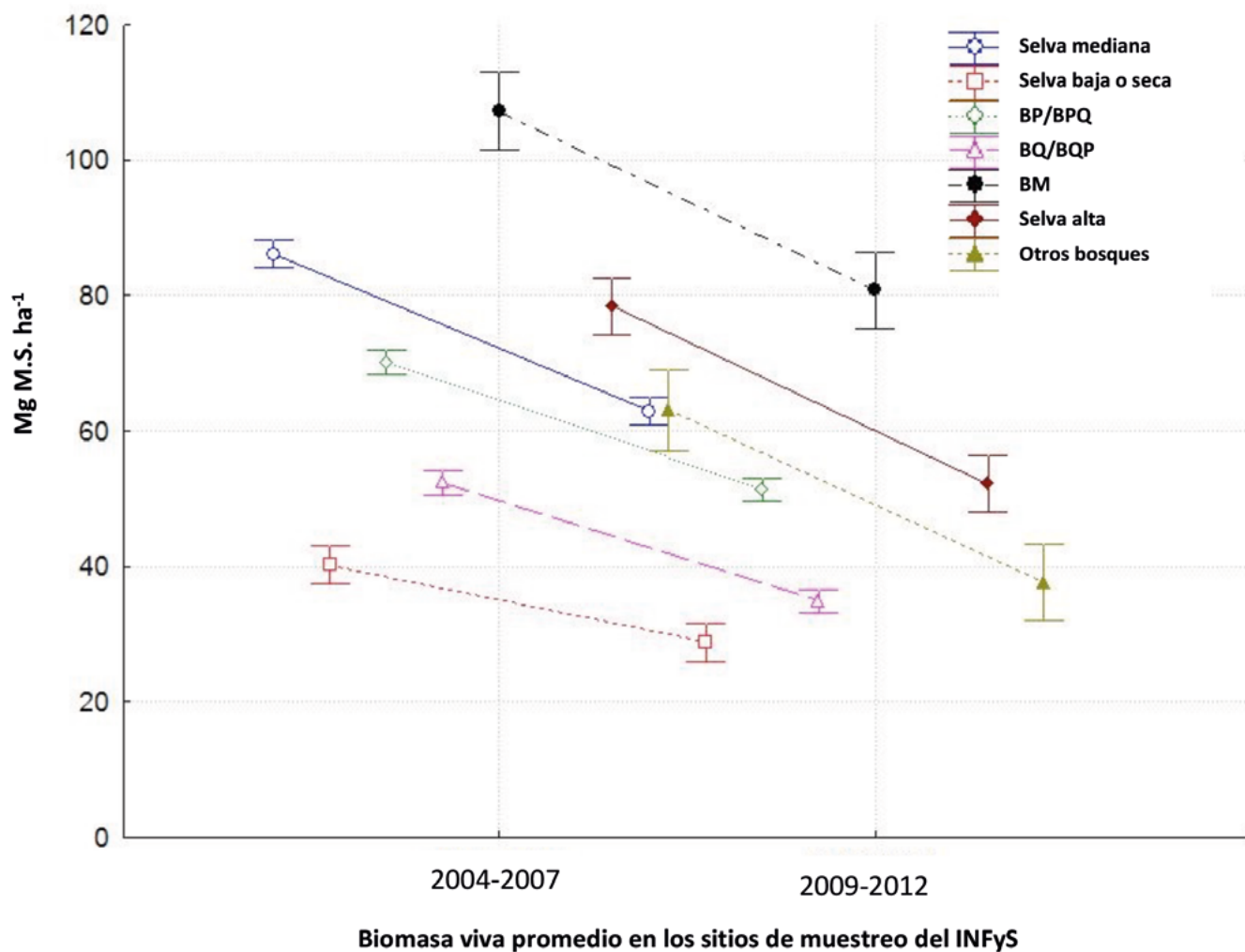


Figura 17. Almacenes de la biomasa aérea entre los dos ciclos del INFyS para los bosques y selvas del país.

De la evidencia que se presenta, es posible concluir que el sector forestal de México sigue siendo una fuente de emisiones GEI y no un sumidero, como se ha presentado oficialmente (INECC y SEMARNAT, 2015).

Potencial de ganancias en la biomasa aérea de las selvas de México

El análisis del potencial de remoción de carbono de las selvas altas y medianas, precisó la estratificación de la biomasa presente en los conglomerados medidos

en el ciclo 2004-2007 del INFyS, en sucesión primaria (intacto) y secundaria (degradado), así como para cada estrato. Se estimó la biomasa aérea en el cuartil inferior (25% de los conglomerados con la biomasa más baja), en los cuartiles medianos (50% de los conglomerados con la biomasa mediana) y el cuartil superior (25% de la biomasa más alta), Figura 18. La diferencia entre las clases primarias del cuartil superior (líneas negras horizontales en la Figura 18), para cada clase de precipitación analizada y los cuartiles mediano e inferior, define el potencial de incremento de la biomasa aérea en cada estrato.

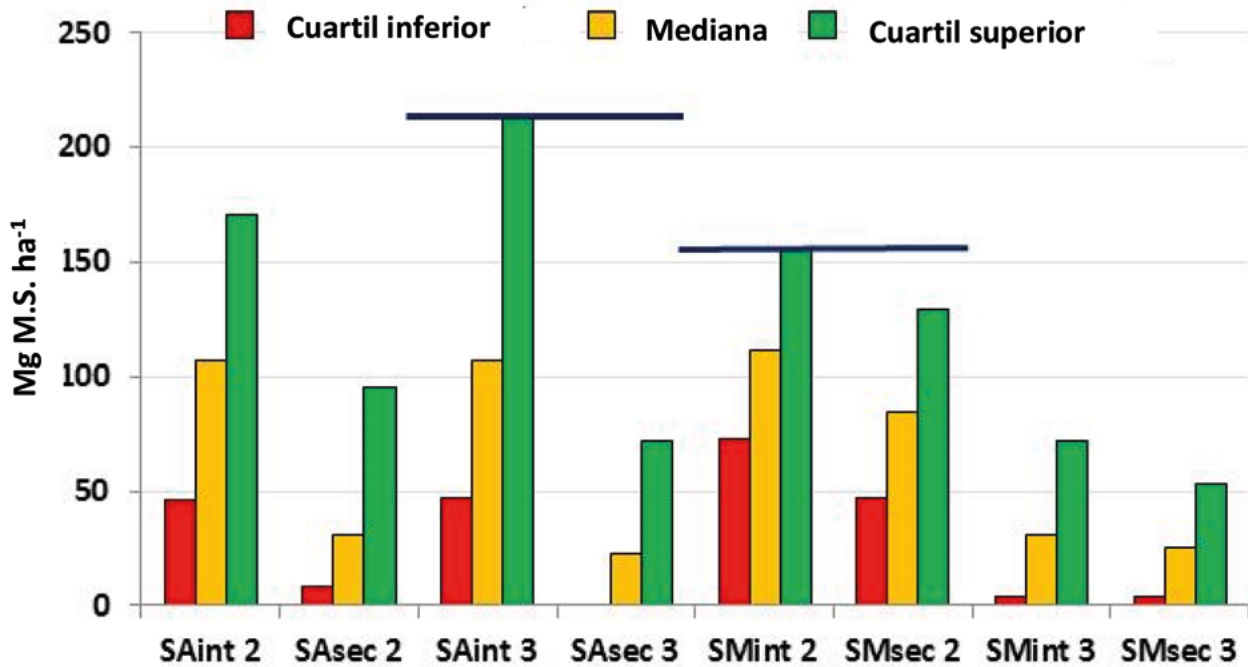


Figura 18. Potencial de remoción de carbono para las selvas altas (SAint = intacta o primaria y SAsec = degradada o secundaria y medianas (SMint = intacta o primaria y SMsec = degradada o secundaria) de México, para las clases de precipitación 2 (800-1500 mm) y 3 (≥ 1500 mm). Las líneas horizontales definen el incremento máximo potencial.

A partir de las tasas de incremento estimadas para las selvas altas y medianas, se calculó el tiempo necesario para recuperar la biomasa de los conglomerados de los diferentes cuartiles que se muestran en la Figura 18. En

la Figura 19 se muestran los tiempos de recuperación. Para pasar del cuartil inferior al superior se requiere entre 50-75 años y, de los cuartiles medianos al superior, entre 25 y 35 años.

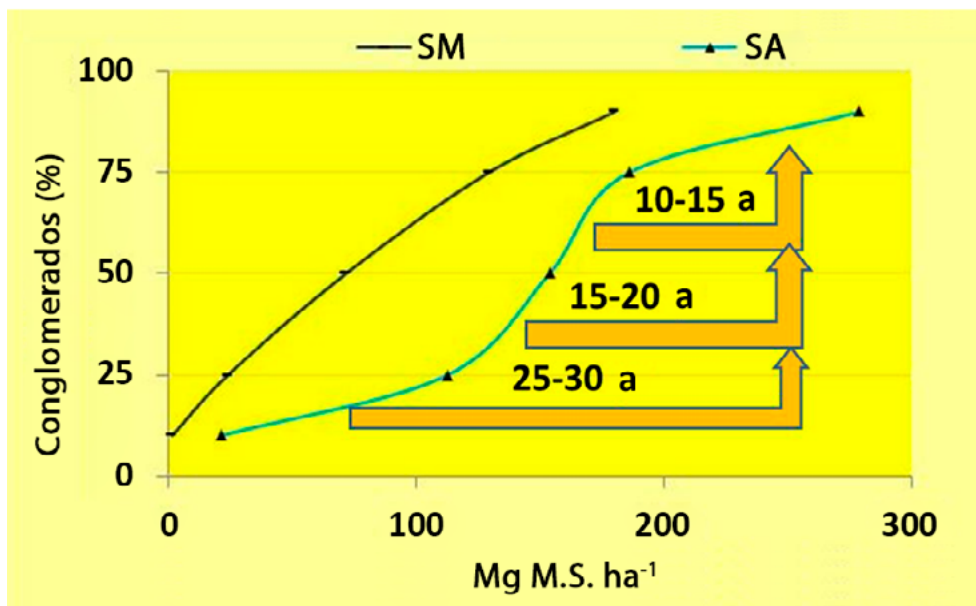


Figura 19. Tiempos de recuperación hacia los cuartiles superiores de las selvas altas (SA) y medianas (SM) analizadas en la Figura 18.

Almacenes y escenarios multi-escala del sector forestal: hacia la implementación de enfoques de *abajo hacia arriba*

En el mecanismo REDD+ de la CMNUCC, los posibles pagos por deforestación y degradación forestal evitada (REDD+) requieren de la evaluación nacional de fuentes y sumideros de carbono. Actualmente, en México, la información de datos de actividad son los mapas de USyV del INEGI a escala 1:250 000, por lo que resulta sumamente difícil evaluar las acciones locales, dada la escala nacional. En esta perspectiva se argumenta que las reducciones de emisiones de REDD+ tienen que manejarse por la CONAFOR, al no identificar a quienes las realizaron (Balderas y Skutsch, 2012). Este enfoque de centralización de las acciones

en la gobernanza de REDD+ ha sido la política federal (Libert y Trench, 2016; Libert-Amico *et al.*, 2018).

En la Figura 20 se muestra que las acciones de REDD+, para ser mapeadas y recompensadas por acciones locales, requieren de un enfoque de *abajo hacia arriba* en su contabilidad. Los enfoques de *arriba hacia abajo* (*i.e.* mapas de USyV nacionales) están limitados y no permiten establecer una relación entre incentivos y personas o comunidades que realizan acciones REDD+ a nivel de proyectos.

Para una armonización de escalas de contabilidad y de distribución de beneficios, se requiere escalar los almacenes y flujos de carbono desde el nivel de predios (parcelas en los ejidos y comunidades) hacia nuevos niveles de agregación (*i.e.* áreas geoestadísticas básicas, municipios, regiones, estados, país), ver Caja 10.



Figura 20. Enfoques de *abajo hacia arriba* y de *arriba hacia abajo* en la implementación de REDD+.

Caja 10. Escenarios multi-escala en la implementación de REDD+

La Figura C10.1 muestra la relación entre propiedades y la escala municipal para el estado de Chiapas, para integrar acciones multi-escala en la implementación de REDD+. Los niveles de agregación superiores a los predios o propiedades permiten integrar diferentes mandatos y visiones en el manejo territorial. Por ejemplo, la integración de acciones y políticas públicas municipales y del manejo del agua en subcuencas, resulta en límites problemáticos, Figura C10.2, pero estos se reducen fuertemente al usar la escala de propiedades.

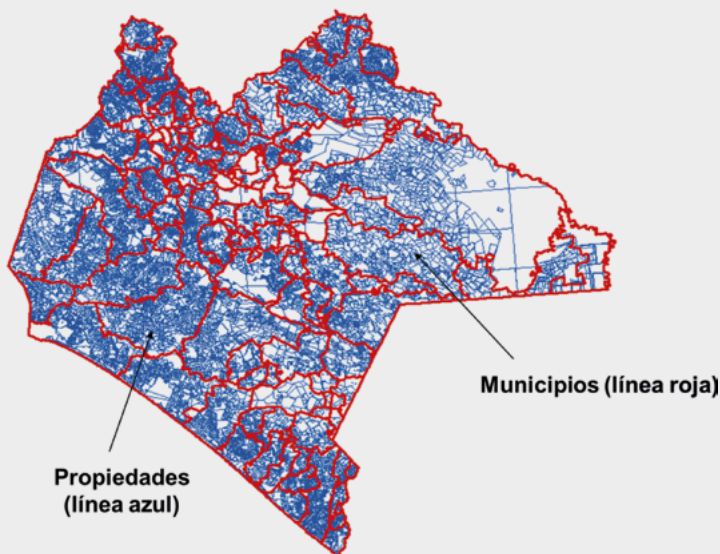


Figura C10.1. Relación entre propiedades y municipios en el estado de Chiapas.

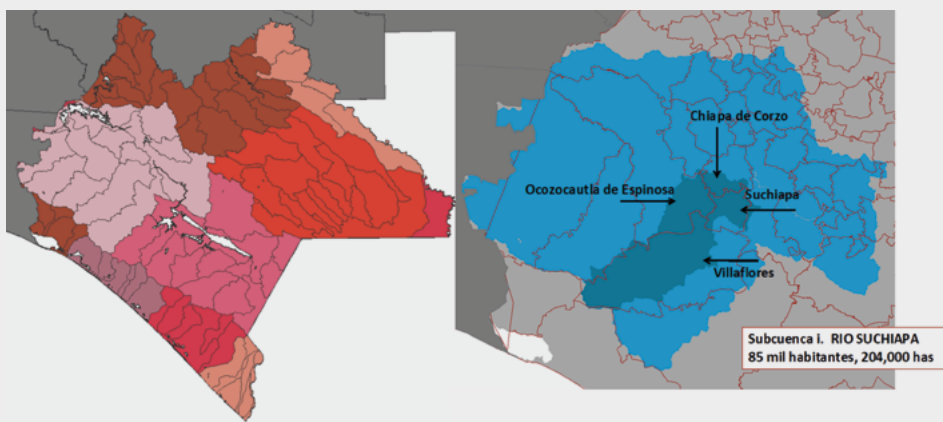


Figura C10.2. Relación entre subcuencas hidrológicas y municipios, con énfasis en el problema de límites.

Con base en información de sensores remotos, mapas de USyV 1:250 000 del INEGI y propios, escala 1:10 000 (Paz *et al.*, 2012b), más información de muestreos de campo, se obtuvo la Figura 21, que muestra los almacenes de carbono (biomasa aérea y subterránea y suelo) a escala de predios, municipios, subcuencas y estado, para el análisis de la evolución temporal del carbono en el estado de Chiapas. Este ejercicio multi-escala de *abajo hacia arriba* evita los problemas de contabilidad y los armoniza entre las diferentes escalas, lo que permite mapear acciones

locales hacia otros niveles de administración y toma de decisiones.

Integración de escalas administrativas para generación de escenarios

Bajo el supuesto de la generación de mapas de USyV a escala 1:50 000, al menos, el sistema de clasificación del INEGI puede usarse para generar escenarios asociados a los METs (Casiano y Paz, 2017). Los METs, de manera esquemática, pueden



abordar el cambio de uso de suelo (CUS) a cualquier nivel de organización de la vegetación y, por tanto, a diferentes escalas: Entidad de Vegetación (EV), Grupo de Vegetación (GV) y Tipo de Vegetación (TV). Las interacciones pueden ocurrir a nivel de EV, al interior de éstas pueden ocurrir interacciones como fases de la vegetación (Primaria y Secundaria); la vegetación secundaria, a su vez, interactúa como

tipos de vegetación secundaria Arbórea, Arbustiva, o Herbácea que detallan las rutas de la degradación o incremento de la vegetación al interior de cada EV, tal como se muestra en la Figura 22. La Caja 11 muestra diferentes niveles de anidación (carbono y costos de implementación) para el CUS a nivel local, armonizado a la escala municipal, donde existe información estadística histórica a nivel nacional.

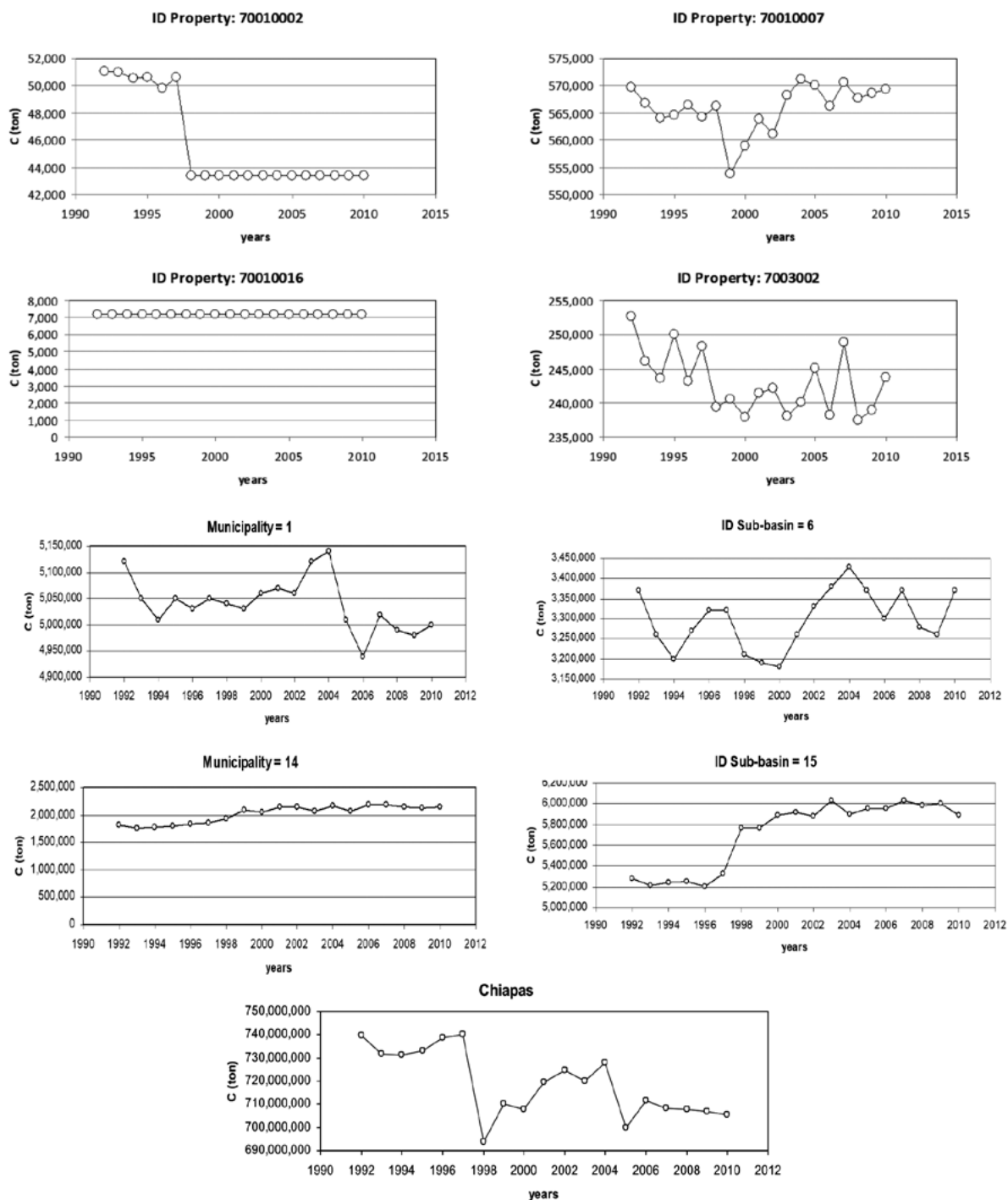


Figura 21. Evolución temporal del carbono a escala de propiedades, municipios, subcuencas y estado.

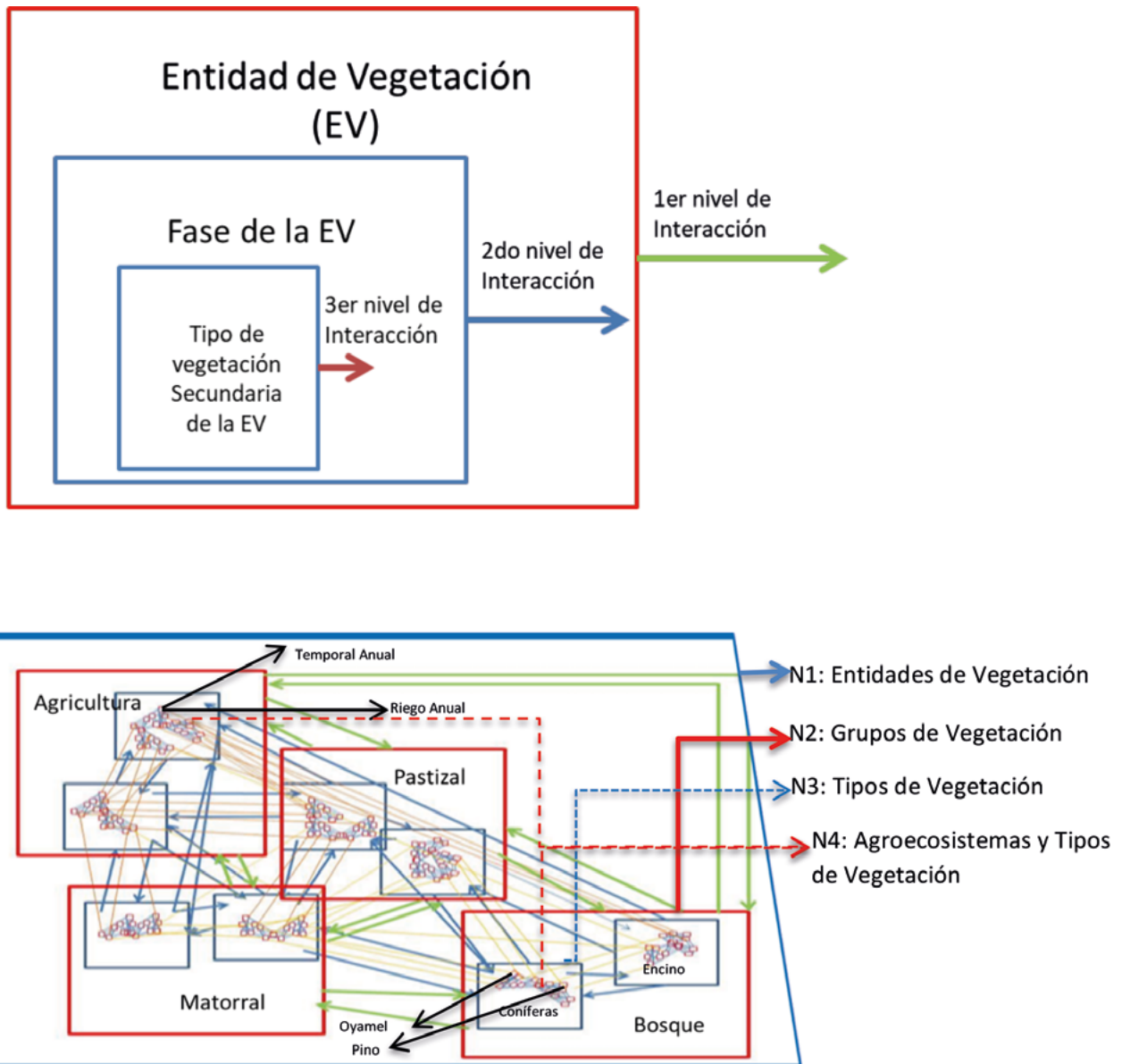


Figura 22. Integración de escalas y usos del suelo y vegetación de la clasificación del INEGI.

Manejo y monitoreo forestal comunitario: hacia RETUS, más allá de REDD+

El manejo forestal comunitario ha creado una importante tradición en México (Bray *et al.*, 2003; Chapela, 2015), a lo largo de las últimas décadas, permitiendo que las comunidades forestales definan sus sistemas de gobernanza y manejo. Aun cuando la versión territorial forestal plantea un manejo sostenible, el hecho de considerar solo a los bosques limita sus

alcances, ya que en el territorio coexisten las causas de la deforestación y degradación forestal (*i.e.* agricultura y ganadería, más otros usos). El enfoque del mecanismo REDD+ está orientado al sector forestal, con una visión fragmentada del territorio. El concepto de Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo, RETUS (Paz, 2012) presenta al territorio completo como el objetivo de la reducción de emisiones GEI e integra al sector agropecuario con el forestal para el desarrollo de acciones y programas conjuntos de desarrollo.

Caja 11. Niveles de anidación y clases de USyV

La Figura C11.1 muestra cinco niveles de anidación de escalas y clases de USyV usando el sistema de clasificación del INEGI, para la asignación de almacenes de carbono y costos de implementación asociados a proyectos.

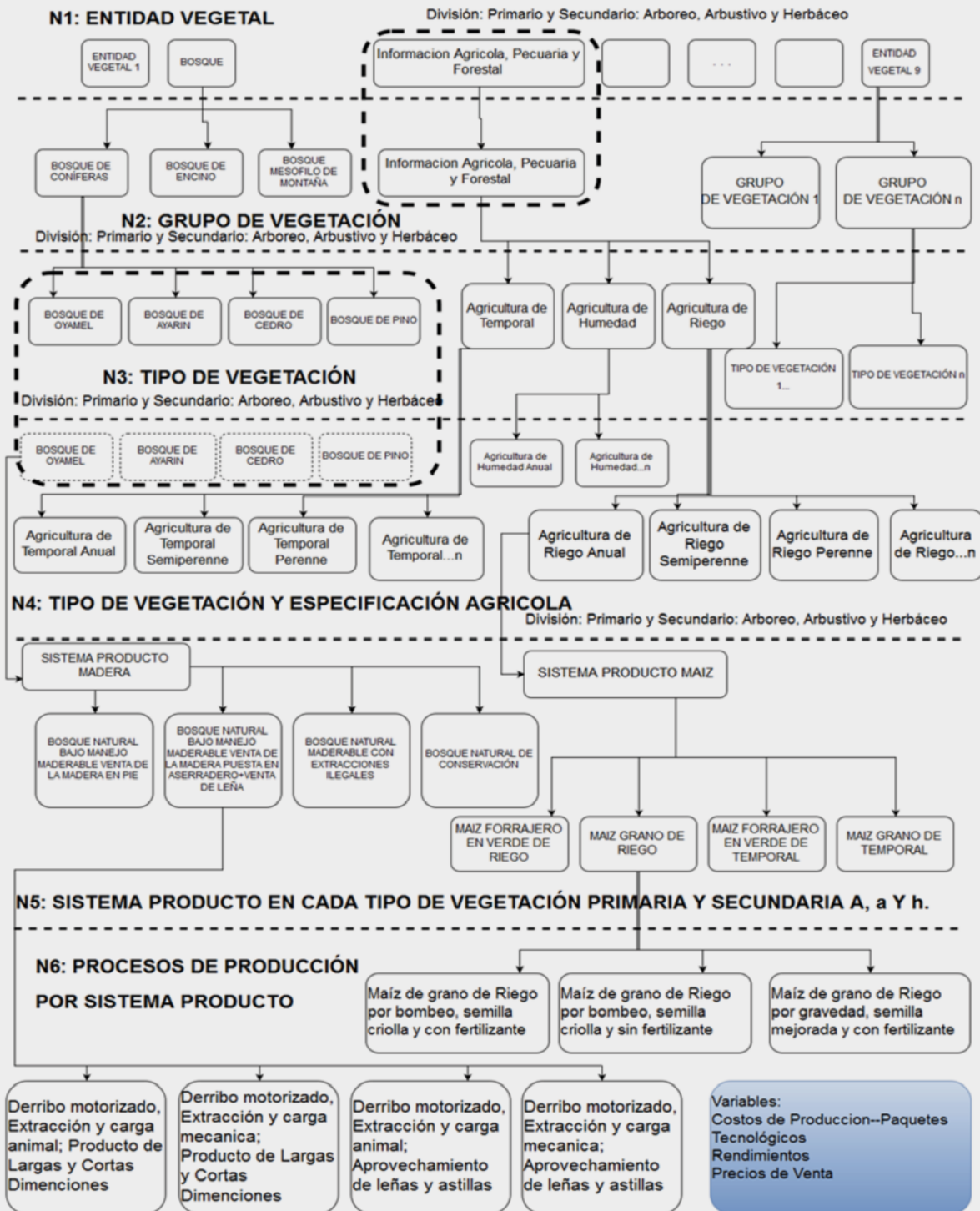


Figura C11.1. Niveles de anidación del sistema de clasificación del INEGI. Fuente: Casiano y Paz (2017).

En el desarrollo de la estrategia nacional de REDD+ en México (CONAFOR, 2017) se considera al territorio, conceptualmente, como orientado al desarrollo rural sustentable, al integrar todos los usos

del suelo, aun cuando no es claro cómo implementar esta estrategia, dada la persistencia en políticas sectoriales descoordinadas, ver Caja 12.

Caja 12. Manejo integrado del territorio y REDD+

La Figura C12.1 muestra un cartel usado por la CONAFOR para definir su estrategia de manejo integrado del territorio para la implementación de REDD+ en México.



Figura C12.1. Cartel de la CONAFOR sobre el manejo integrado del territorio para REDD+.



La inclusión de la participación de los dueños o poseedores de los predios (propiedad privada, comunidades y ejidos) en la implementación de REDD+ con un enfoque de abajo hacia arriba y, la introducción de todos los usos del suelo de su territorio, es importante al considerar opciones de actividades locales acordes a los objetivos de los dueños o poseedores (Kragten *et al.*, 2001), para evitar contradicciones socioambientales (Soto-Pinto y Jiménez-Ferrer, 2018).

La componente del monitoreo, reporte y verificación (MRV) de REDD+ propone que el monitoreo forestal comunitario puede generar resultados técnicos comparables a los inventarios forestales ejecutados por profesionales, pero a un menor costo y con participación de las comunidades, con la correspondiente apropiación del mecanismo (Skutsch, 2011).

El uso de monitores comunitarios y esquemas de fusión de información y conservación de la incertidumbre (Paz *et al.*, 2012c), se propone para monitoreos e inventarios de carbono en una estrategia de calibración de información para propagar la incertidumbre considerando las diferentes fuentes de datos (Paz y de Jong, 2012a). En esta perspectiva, los inventarios forestales dinámicos a través de cronosecuencias (Paz y de Jong, 2012b) permite que en una sola visita se puedan obtener datos para modelar la dinámica del carbono (Paz *et al.*, 2012b). El Programa Mexicano del Carbono ha implementado estos conceptos al integrar mediciones cuantitativas y semicuantitativas en los inventarios de carbono, para determinar las incertidumbres entre diferentes fuentes de información (PMC, 2011a y b), fomentando la participación de monitores comunitarios en los inventarios.

SIGUIENTES PASOS

De las discusiones previas respecto a los bosques y selvas de México y sus almacenes y flujos de carbono, resalta la necesidad de acciones orientadas a incrementar el conocimiento e implementar acciones y programas de políticas públicas:

- Es necesaria una mayor coordinación entre las instituciones gubernamentales y el sector científico-académico, para homologar criterios y procedimientos relacionados con las bases de datos disponibles (de Jong, 2012), de manera tal que se reduzcan o eliminen las principales barreras para hacer interoperables los datos y

el conocimiento relacionado con el ciclo del carbono (Vargas *et al.*, 2017b).

- La interoperabilidad, incluye la armonización de los diferentes diseños de muestreos de campo y protocolos de laboratorio utilizados por la comunidad científica y la sociedad civil, sin dejar de lado su compatibilidad con los esfuerzos federales (*i.e.* INFyS de la CONAFOR), para poder integrar bases de datos con estándares comunes.
- Es necesario el desarrollo de datos de actividad (*i.e.* mapas de USyV) a escalas adecuadas, que reflejen la realidad de las acciones locales y su integración con los niveles de la administración pública. En esta perspectiva, es urgente una revisión de los sistemas de clasificación de los usos del suelo y la vegetación, para su aplicación en los inventarios de carbono.
- La integración de todos los almacenes recomendados por el IPCC (*i.e.* biomasa aérea, biomasa subterránea, material leñoso caído, mantillo y suelo) en los nuevos inventarios de carbono debe ser prioritaria en el futuro, para tener una visión integral del manejo y los cambios de uso del suelo.
- La síntesis y modelación en la generación de escenarios de opciones de intervención debe implementarse y fomentarse, de modo tal que se cuente con los elementos necesarios para orientar la toma de decisiones hacia acciones y programas de políticas públicas.
- Las estimaciones de inventarios de carbono deberán caracterizar sus incertidumbres en forma correcta, para poder propagarlas al integrar los factores de las estimaciones que se realicen.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los bosques y selvas de México contienen los mayores almacenes de carbono de la biomasa aérea y son de alto interés para focalizar acciones para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el país, particularmente bajo el mecanismo REDD+.

Aun cuando los inventarios recientes de emisiones GEI del sector forestal señalan que éste constituye un sumidero de carbono, los análisis y evidencia presentada en el actual documento, muestran que

continúa comportándose como una fuente importante de emisiones, por lo que es necesario reconsiderar las estrategias de conservación e incremento de los almacenes con enfoques de desarrollo rural sustentable, basado en acciones locales.

México cuenta con información nacional de los diferentes almacenes de los bosques y selvas, pero requiere de esfuerzos integrados y coordinados para generar conocimiento y sintetizarlo en modelos para la generación de escenarios de opciones de manejo e intervención en el sector.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la CONAFOR e INECC su apoyo en la disponibilidad de los datos nacionales utilizados para el desarrollo de este capítulo.

LITERATURA CITADA

- Achard, G., H.D. Eva, P. Mayaux, H. J. Stibig and A. Belward. 2004. Improved estimates of net carbon emissions from land cover change in the tropics for the 1990s. *Global Biogeochemical Cycles* 18:1-11.
- Álvarez, S. y A. Rubio. 2012. Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez (Oaxaca, México). Aplicación del modelo CO2FIX V.3.2. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* doi:105154/r.chscfa.2012.01.005.
- Angelsen, A., and D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer* 14:73-98.
- Aryal, D.A., B.H.J. de Jong, S. Ochoa-Gaona, L. Esparza-Olguin and J. Mendoza-Vega. 2014. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 195:220-230.
- Augusto, L., J. Ranger, Q. Ponette and M. Rapp. 2000. Relationship between forest tree species stand production and stand nutrient amount. *Annals of Forest Science* 57:313-324.
- Balderas-Torres, A. and M. Skutsch. 2012. Splitting the difference: a proposal for benefit sharing in reducing emissions from reforestation and forest degradation (REDD+). *Forests* 3:137-154.
- Barbier, E.J. and J.C. Burgess. 1996. Economic analysis of deforestation in Mexico. *Environment and Development Economics* 1: 203-239.
- Beer, J., C.A. Harvey, M. Ibrahim, J.M. Harmand, E. Somarriba-Chávez y F. Jiménez-Otárola. 2003. Servicios ambientales de los sistemas agroforestales. *Agroforestería en las Américas* 10:80-87.
- Birdsey, R., G. Angeles P., W. A. Kurz, A. Lister, M. Olguin, Y. Pan, C. Wayson, B. Wilson and K. Johnson. 2013. Approaches to monitoring changes in carbon stocks for REDD+. *Carbon Management* 4:519-537.
- Bray, D. B., L. Merino, P. Negreros, G. Segura, J. M. Torres and H. F. Vester. 2003. Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology* 17:672-677.
- Brown, S., A. J. R. Gillespie and A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35:881-902.
- Brown, S. and A.E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in the tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14:161-187.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass change of tropical forests, a primer. *Forest Resources Assessment Publication. Forestry Papers* 134. FAO. Rome 134 p.
- Cairns, M.A., E.H. Helmer and S. Brown. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- Carré, F., R. Hiederer, V. Blujdea and R. Koeble. 2010. Background guide for the calculation of land carbon stocks in the biofuels sustainability scheme drawing on the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. EUR 24573 EN. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg 109 p.
- Casiano, M. y F. Paz. 2015. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para el manejo sustentable de recursos naturales asociados a contenidos de carbono. *En: Paz F. y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 629-639.*
- Casiano, M. y F. Paz. 2017. Estructura anidada para la estimación de costos de oportunidad para REDD+ y RETUS. *Elementos para Políticas Públicas* 1:41-62.
- Casiano, M., F. Paz-Pellat, M. Rojo-Martínez, S. Covaleda-Ocón y D.R. Aryal. 2018. El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401894.
- Castillo, M. A., B. de Jong, V. Maldonado, F. Rojas, M. Olguin, V. de la Cruz, F. Paz y G. Jiménez. 2010. Modelo de deforestación para el estado de Chiapas. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (Consulta: diciembre 3, 2017).
- Castillo-Santiago, M.A., A. Hellier, R. Tipper and B.H.J. de Jong. 2007. Carbon emissions from land-use change: an analysis of causal factors in Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12:1213-1235.
- Chapela, F. 2015. The challenge of crafting institutions for the commons: the case of community forestry support programs



- in Mexico 2003-2008. *Journal of Agricultural Science and Technology* 5:347-356.
- Chapin, S., P. Manson and H. Mooney. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer Science and Business Media Inc. New York, NY, USA.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescuré, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-99.
- Chave, J., R. Condit, S. Aguilar, A. Hernandez, S. Lao and R. Perez. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 35: 409-420.
- Chávez A. G., G. Ángeles, M. Pérez, A. López, E. García y C. Wayson. 2016. Distribución de biomasa aérea en un bosque de *Pinus patula* bajo gestión forestal en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Madera y Bosques* 22:23-36.
- Chazdon, R.L., E.N. Broadbent, D.M.A. Rozendaal, F. Bongers, A.M.A. Zambrano, T.M. Aide, P. Balvanera, J.M. Becknell, V. Boukili, P.H.S. Brancalion, D. Craven, J.S. Almeida-Cortez, G.A.L. Cabral, B. de Jong, J.S. Denslow, D.H. Dent, S.J. Dewalt, J.M. Dupuy, S.M. Durán, M.M. Espirito-Santo, M.C. Fandino, R.G. César, J.S. Hall, J.L. Hernández-Stefanoni, C.C. Jakovac, A.B. Junqueira, D. Kennard, S.G. Letcher, M. Lohbeck, M. Martínez-Ramos, P. Massoca, J.A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y.R.F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E.A. Pérez-García, D. Piotto, J.S. Powers, J. Rodríguez-Velazquez, I. Eunice Romero-Pérez, J. Ruíz, J.G. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeifa, N.B. Schwartz, M.K. Steininger, N.G. Swenson, M. Uriarte, M. van Breugel, H. van der Wal, M.D.M. Veloso, H. Vester, I.C.G. Vieira, T.V. Bentos, G.B. Williamson and I. Poorter. 2016. carbon sequestration potential of second growth forest regeneration in the latin american tropics. *Sci. Adv.* doi:10.1126/sciadv.1501639.
- Chazdon, R. L., S.G. Letcher, M. van Breugel, M. Martínez-Ramos, F. Bongers and B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 326:273-289.
- Clark, D.B., D.A. Clark and J.M. Read. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species. *Forest Ecology and Management* 86:101-112.
- CONAFOR. 2004. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo. Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México 97 p.
- CONAFOR. 2009. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo (Re-Muestreo 2009). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México 140 p.
- CONAFOR. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe Nacional México. FAO. Roma, Italia 98 p.
- CONAFOR. 2017. Estrategia Nacional para REDD+. Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco. <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/bycc/redd-en-mexico/estrategia-nacional-redd-enaredd/> (Consulta: noviembre 12, 2017).
- Couturier, S. y J.F. Mas. 2009. ¿Que tan confinable es una tasa de deforestación? ¿Como evaluar nuestros mapas con rigor estadístico? *Investigación Ambiental* 1: 117-135.
- Couturier, S., J.M. Nuñez and M. Kolb. 2012. Measuring tropical deforestation with error margin: a method for REDD monitoring in south-eastern Mexico. *In: P. Sndarshana, N. Nageswara-Rao and J.R. Soneti (eds), Tropical Forests* pp. 269-296 doi: 10.5772/31523.
- Covaleda, S., F. Paz y B. de Jong. 2012a. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. *En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.) Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.* pp. 374-381.
- Covaleda, S., F. Paz y B. de Jong. 2012b. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. *En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.) Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.* pp.752-758.
- Covaleda, C., F. Paz y B. de Jong. 2013. Parametrización de modelos de estados y transiciones para el carbono y caracterización de la incertidumbre. *En: F. Paz, M. Bazan y V. Saynes (eds.) Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.* pp. 85-91.
- Covaleda, S., F. Paz, A. Ranero y T. Ramos. 2015. Desarrollo de escenarios de mitigación para intervención con políticas públicas asociadas a REDD+ y RETUS en Chiapas. *En: Paz, F., J. C. Wong y R. Torres A. (eds.) Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Texcoco, Estado de México, México* pp. 574-778
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2017. Propuesta de escenarios de intervención para REDD+ y RETUS a nivel regional, en el estado de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:25-40.
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación en el sector rural de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* doi: 10.21829/myb.2018.2401897.
- Dai, Z., R.A. Birdsey, K.D. Johnson, J.M. Dupuy, J.L. Hernandez-Stefanoni and K. Richardson. 2014. Modeling carbon

- stocks in secondary tropical dry forest in the Yucatan peninsula, Mexico. *Water Air Soil Pollut.* doi:10.1007/s11270-014-1925-x
- de Castilho, C.V., W.E. Magnusson, R. Nazare, O. Araújo, R.C.C. Luizao, F. Luizao, A.P. Lima and N. Higuchi. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian forest: effects of soils and topography. *Forest Ecology and Management* 234:85-96.
- de Jong, B.H.J., 2001. Uncertainties in estimating the potential for carbon mitigation of forest management. *Forest Ecology and Management* 154:85-104.
- de Jong, B.H.J. 2012. Step-wise approach to improving greenhouse gas inventories. *In:* B. Mora, M. Herold, V. De Sy, A. Wijaya, L. Verchot and J. Penman (eds.). *Capacity Development in National Forest Monitoring: Experiences and Progress for REDD+*. Joint Report by CIFOR and GOF-C-Gold, Bogor, Indonesia pp. 47-52.
- de Jong, B. 2013. Spatial distribution of biomass and links to reported disturbances in tropical lowland forests of southern Mexico. *Carbon Management* 4:601-615.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontin. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260: 1689-1701.
- de Jong, B.H.J., M.E. Cairns, P.K. Haggerty, N. Ramírez-Marcial, S. Ochoa-Gaona, J. Mendoza-Vega, M. González-Espinosa and I. March-Mifsut. 1999. Land use change and carbon flux between 1970s and 1990s in central highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 23:373-385.
- de Jong, B.H.J., A. Hellier, M.A. Castillo-Santiago and R. Tipper. 2005. Application of the 'Climafor' approach to estimate baseline carbon emissions of a forest conservation project in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 10:265-278.
- de Jong, B., O. Masera, R.D. Martínez, F. Paz, M. Olguin, C. Anaya, C. Balbontín, M. Motolinia y G. Guerrero. 2006. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1993-2002. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y bosques. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 78 p.
- de Jong, B.J., O. Masera, M. Olguin and R. Martinez. 2007. Greenhouse gas mitigation potential of combining management and bioenergy substitution: a case study from Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 242:398-411.
- de Jong, B.H.J., S. Ochoa-Gaona, M.A. Castillo-Santiago, N. Ramírez-Marcial and M. Cairns. 2000. Land-use/land-cover change and carbon flux in the Selva Lacandona, Mexico. *Ambio* 29:504-511.
- de Jong, B., M. Olguin, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C.O. Cruz y J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1990-2006. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 119 p.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2018. Base de datos de la biomasa de los sitios del Inventario Nacional Forestal y de Suelos del ciclo 2004-2007. *Elementos para Políticas Públicas* 2:69-84.
- Deiningner, K. and B. Minten. 1999. Poverty, policies, and deforestation: the case of Mexico. *Research Project on Social and Environmental Consequences of Growth-Oriented Policies. Economic Development and Cultural Change* 47:313-344.
- Deiningner, K., and B. Minten. 2002. Determinants of forest cover and the economics of protections: an application to Mexico. *American Journal of Agricultural Economics* 84 943-960.
- Dixon, R. 1995. Agroforestry systems: sources or sinks of greenhouse gas? *Agroforestry Systems* 31:99-116.
- Eaton J. M. and D. Lawrence. 2008. Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatan. *Forest Ecology and Management* doi:10.1016/j.foreco.2008.10.019.
- Espinoza D. W., L. Krishnamurthy, A.A Vázquez y R.A. Torres. 2012. Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18: 57-70.
- FAO. 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. UN Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
- FAO and ITPS. 2015. *Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. Rome, Italy.
- Figuroa, N.C., G. Angeles, A. Velázquez, y H. de los Santos. 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula Schltdl. et Cham.* en Zacualtipán, Hidalgo. *Rev. Mex. Cien. For.* 1:105-112.
- Flores-Garnica, J.G., J.C. Wong-González y F. Paz-Pellat. Camas de combustibles forestales y carbono en México. *Madera y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401893
- Galicía L., Saynes V. y Campo J. 2015. Biomasa aérea, biomasa subterránea y necromasa en una cronosecuencia de bosques templados con aprovechamiento forestal. *Botanical Sciences* 93: 473-484.
- Geist, H.J., and E.F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52:143-150.
- Gibbs, H.K., S. Brown, H.O. Nilés and J.A. Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environ. Res. Lett.* 2:1-13.



- Hayes, D.J., D.P. Turner, G. Stinson, A.D. McGuire, Y. Wei, T.O. West, L.S. Heath, B. Dejong, B.G. Mcconkey, R.A. Birdsey, W.A. Kurz, A.R. Jacobson, D.N. Huntzinger, Y. Pan, W. Mac Post and R.B. Cook. 2012. Reconciling estimates of the contemporary North American carbon balance among terrestrial biosphere models, atmospheric inversions, and a new approach for estimating net ecosystem exchange from inventory-based data. *Global Change Biology* 18:1282–1299.
- Hernandez-Stefanoni, J.L., J.M. Dupuy, F. Tun-Dzul and F. May-Pat. 2011. Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales. *Landscape Ecology* 26:355-370.
- Houghton, R.A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in the land use and land management 1850-2000. *Tellus* 55B:378-390.
- Houghton, R.A., J.I. House, J. Pongratz, G.R. van der Werf, R.S. DeFries, M.C. Hansen, C. Le Quér and N. Ramankutty. 2012. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences* 9:5125-5242.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman and V. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamic of secondary forests in humid tropical region of México. *Ecology* 80:1892-1907.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman and V. Jaramillo. 2000. Ecosystem scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. *Ecological Applications* 10:515-527.
- INE. 2011a. Índice de riesgo de deforestación (Presión Económica a la Deforestación) IRDef 2.0.1. Dirección de Análisis Estadístico, Económico y Modelos. Dirección General de Investigación en Política y Economía Ambiental. Instituto Nacional de Ecología. En línea: <http://www.ine.gob.mx/irdef> (fecha de consulta: 22/03/2012).
- INE. 2011b. Índice de riesgo de deforestación. Nota metodológica. Dirección de Análisis Estadístico, Económico y Modelos. Dirección General de Investigación en Política y Economía Ambiental. Instituto Nacional de Ecología. En línea: <http://www.ine.gob.mx/irdef> (fecha de consulta: 22/03/2012).
- INECC y SEMARNAT. 2015. Primer informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. INECC / SEMARNAT. Mexico 287 p.
- INECC y SEMARNAT. 2018. Sexta comunicación nacional y segundo informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC / SEMARNAT. CDMX, Mexico 757 p.
- INEGI. 1980. Sistema de Clasificación de Tipos de Agricultura y Tipos de Vegetación de México para la Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, escala 1: 125 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 1985. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250,000, Serie I. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 1997. Base de datos geográficos. Diccionario de datos de uso del suelo y vegetación (vectorial). Escala 1:250,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Ags. 56 p.
- INEGI. 2002. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250,000, Serie II. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 2005a. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250,000, Serie III. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 2005b. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1: 250 000, Serie I y II. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 2009. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1: 250 000, Serie III. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México.
- INEGI. 2010. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250,000, Serie IV. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México.
- INEGI. 2012. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1: 250 000, Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México.
- INEGI. 2013. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250,000, Serie V. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 2014. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1: 250 000, Serie V. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México.
- INEGI. 2017a. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250,000, Serie VI. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 2017b. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250 000, Serie VI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México.
- IPCC 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 2. Land Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe

- (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *In*: T.F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA 1535 p.
- Jang, Y. W., I. S. Park, S. Ha, S. H. Jang, K. W. Chubg, G. Lee, W. H. Kim and Y. J. Choi. 2014. Preliminary analysis of the development of the Carbon Tracker system in Latin America and the Caribbean. *Atmósfera* 27:61-76.
- Jaramillo V. J., Ahedo H. R. y Kauffman J. B. 2003a. Root biomass and carbon in a tropical evergreen forest of Mexico: changes with secondary succession and forest conversion to pasture. *Journal of Tropical Ecology* 19:457-464.
- Jaramillo V. J., J.B. Kauffman, R.L. Rentería, D.L. Cummings and L.J. Ellingson. 2003b. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6: 609-629.
- Jaramillo, V.J., A. Martínez-Yrizar and R.L. Sanford. 2011. Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. *In*: R. Dirzo, H.S. Young, H.A. Mooney and G. Ceballos (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests. Ecology and Conservation*. Island Press pp. 109-128.
- Kaimowitz, D., and A. Angelsen. 1998. Economic models of tropical deforestation: a review. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia 140 p.
- Kauffman, J.B., R.F. Hughes and C. Heider. 2009. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications* 19:1211-1222.
- Kauffman, J.B., M.D. Steele, D.L. Cummings and V.J. Jaramillo. 2003. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and, conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 176:1-12.
- King, A. W., R. J. Andres, K. J. Davis, M. Hafer, D. J. Hayes, D. N. Huntzinger, B. de Jong, W. A. Kurz, A. D. McGuire, R. Vargas, Y. Wei, T. O. West and C. W. Woodall. 2015. North America's net terrestrial CO₂ exchange with the atmosphere 1990-2009. *Biogeosciences* 12:399-414.
- Kohl, M., T. Baldauf, D. Plugge and J. Krug. Reduced emissions from deforestation and forest degradation (REDD): A climate change mitigation strategy on a critical track. *Carbon Balance Management* doi: 10.1186/1750-0680-4-10
- Kragten, M., T.P. Tomich, S. Vostl and J. Gockowki. 2001. Evaluating land use systems from a socio-economic perspective. ASB Lecture Note 8. International Centre for Research in Agroforestry, Southeast Asian Regional Research Programme. Bogor, Indonesia.
- Kurz, W., C. Dymond, T. White, G. Stinton, C. Shaw, G. Rampley, C. Smyth, B. Simpson, E. Neilson, J. Trofymow and J. Metsaranta. 2009. CBM-CFS3: A model of carbon dynamics in forestry and land use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling* 220:480-504.
- Kurz, W.A., R. A. Birdsey, V. S. Mascorro, D. Greenberg, Z. Dai, M. Olguin and R. Colditz. 2016. Integrated Modeling and Assessment of North American Forest Carbon Dynamics Technical Report: Tools for monitoring, reporting and projecting forest greenhouse gas emissions and removals. Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Canada.
- Li, C., J. Aber, F. Stang, K. Butter-Bahl and H. Papen. 2000. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils. 1. Model development. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 105:4369-4384.
- Libert, A. y T. Trench. 2016. Bosques y suelos en el contexto de REDD+: entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana* 34:113-124.
- Libert-Amico, A., T. Trench, A. Rodríguez y P. Martínez, 2018. Experiencias de gobernanza multinivel en México: innovación para la reducción de emisiones en ecosistemas terrestres. *Maderas y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401909.
- Mas, J.F., A. Velázquez, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández and A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5:249-261.
- Masera, O., M.R. Bellon and G. Segura. 1997a. Forestry options for sequestering carbon in Mexico: comparative economic analysis of three case studies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 27: S227-S244.
- Masera, O., M.R. Bellon and G. Segura. 1995. Forest management options for sequestering carbon in Mexico. *Biomass and Bioenergy* 8:357-367.
- Masera O., A.D. Cerón and B. Ordoñez. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: Synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6:291-312.
- Masera, O.R, J.F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, J. Liski, G.J. Nabuurs, A. Pussinen, B.H.J. de Jong and G.M.J. Mohren. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO₂FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164:177-199.
- Masera, O. R., M. J. Ordoñez, and R. Dirzo. 1997b. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35:265-295.
- Masuhara, A., E. Valdés, J. Pérez, D. Gutiérrez, V.J. Cutberto, P.E. Salcedo, H.M. de J. Juárez y G.A. Merino. 2015. Carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología* 4:66-93.



- Mendoza-Ponce, A., R. Corona-Núñez, F. Kraxner, S. Leduc and P. Patrizio. 2018. Identifying effects of land use cover changes and climate change on terrestrial ecosystems and carbon stocks in Mexico. *Global Environmental Change* 53:12-23
- Mendoza P. A. y Galicia L. 2010. Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry* 83:497-506.
- Molto, Q., V. Rossi and L. Blanc. 2013. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution* 4:175-183.
- Mora, F., V.J. Jaramillo, R. Bhaskar, M. Gavito, H. Siddique, J.E.K. Byrnes and P. Balbanera. Carbon accumulation in neotropical dry secondary forests: the roles of forest age and tree dominance and diversity. *Ecosystems* doi:10.1007/s10021-017-0168-2.
- Morales-Barquero, L., M. Skutsch, E.J. Gardel-Peláez, A. Ghilardi, C. Kleinn and J.R. Healey. 2014. Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forests* 5:1653-1681.
- Murray, G. M., P. Friedlingstein, S. Sitch, V. J. Jaramillo, F. Munguia, A. Anav, Y. Liu, A. Arneeth, A. Arvanitis, A. Harper, A. Jain, E. Kato, C. Koven, B. Poulter, B. D. Stocker, A. Wiltshire, S. Zaehle and N. Zeng. 2016. The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences* 13:223-238.
- Olguin, M., W. Kurz, B. de Jong, F. Paz, G. Ángeles, C. Zermeño y R. Flores. 2012. Hacia el uso del modelo CBM-FS3 a escala nacional en México: proyecto piloto Chiapas. *En: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Texcoco, Estado de México, México. pp. 108-115.*
- Olguin, M., C. Wayson, M. Fellows, R. Birdsey, C. Smith, M. Magnan, A.J. Dugan, V.S. Mascorro, A. Alanis, E. Serrano and W.A. Kurz. 2018. Applying a systems approach to assess carbon emission reductions from climate change mitigation in Mexico's forest sector. *Environmental Research Letters* doi:10.1088/1748-9326/aaaa03.
- Ordoñez, J.A., B.H.J. de Jong y O. Masera. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7:27-47.
- Ordoñez, J.A.B., T. Hernández, A. Galicia, I.E. Jiménez, A. Núñez, J.D. León, C. Tapia, J.F. Torres, M. Hernández, M.J. Ordoñez, F.A. González, J.A. Carrera, L.E. Piña, R. Gómez, H. Cervantes y G.E. Álvarez. 2012. Actualización del Inventario Nacional de Gases Efecto Invernadero 1990-2010, para el Sector Uso de Suelo, Cambio en el Uso de Suelo y Silvicultura. Reporte preparado para INECC-PNUD. D.F., México 227 p.
- Orihuela-Belmonte, D.E., B.H.J. de Jong, J. Mendoza-Vega, J. Van der Wal, F. Paz-Pellat, L. Soto-Pinto and A. Flamenco-Sandoval. 2013. Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agric. Ecosyst. Environ.* 171:72-84.
- Pacala, S., Birdsey, R., Bridgman, S., Conant, R., Davis, K., Houghton, R., Jenkins, J., Johnston, M., Marland, G., and Paustian, K.: 2007. The North American carbon budget past and present, *In: The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle, A Report by the U. S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center, Asheville, NC, USA. pp. 29-36.*
- Pan, Y., R.A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P.E. Kauppi, W.A. Kurz, O.L. Phillips, A. Shvidenko, S.L. Lewis, J.G. Canadell, P. Ciais, R.B. Jackson, S.W. Pacala, A.D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333:988-993.
- Parresol, B. R. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45:573-593.
- Paz, F. 2012. Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo). *En: F. Paz y R. Cuevas (eds.), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano. Texcoco, Estado de México, México. pp. 693-699.*
- Paz, F. 2014. ¿Es suficiente evaluar "datos de actividad x factores de emisión = emisiones" en mecanismos tipo REDD+ o RETUS? *En: F. Paz y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 526-532.*
- Paz, F. y S. Covalada. 2014. Modelos de estados y transiciones (METs) compuestos para la modelación anual de la dinámica de carbono. *En: F. Paz y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 301-307.*
- Paz, F., S. Covalada, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M.I. Marín, R. Cuevas, B. de Jong y J.D. Etchevers. 2012a. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. Recuperado de: http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php (Consulta: agosto 30, 2016).
- Paz, F., C. Cruz y J. Argumedo. 2012b. Elementos temáticos para la caracterización del carbono a escala local en Chiapas, Jalisco y la región del Cutzamala. *En: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 288-295.*

- Paz, F., C. Cruz y B. de Jong. 2012c. Piloto REDD+ en Chiapas usando estrategias integrales de bajo costo de inventarios de carbono en ecosistemas terrestres. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 60-68.
- Paz, F. y B. de Jong. 2012a. Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando la información cuantitativa y semi-cuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 275-281.
- Paz, F. y B. de Jong. 2012b. Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 281-287.
- Paz, F., B. de Jong y M.A. Castillo. 2014. Causas de la deforestación en México: acceso y gobernanza. *En*: F. Paz-Pellat y J. Wong-González (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 507-515.
- Paz, F., B. de Jong, S. Covalada, M.G. Morales, I. Amezcua, J.C. Gómez, M.M. Torres y A. Vargas. 2012c. Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 759-766.
- Pelletier, J., D. Martin and C. Potvin. 2013. REDD+ emissions estimation and reporting: dealing with uncertainty. *Environ. Res. Lett.* doi:10.1088/1748-9326/8/3/034009
- Pelletier, J., K. R. Kirby and C. Potvin. 2010. Significance of carbon stock uncertainties on emission reductions from deforestation and forest degradation in developing countries. *Forest Policy and Economics* doi: 10.1016/j.forpol.2010.05.005.
- Peterson, H. S. Holm, G. Stahl, D. Alger, J. Fridman, A. Lehtonen and A. Makipaa. 2012. Individual tree biomass equations of biomass expansion factors for assessment of carbon stock changes in living biomass – A comparative study. *Forest Ecology and Management* 270:78-84.
- PMC. 2008. Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono. A. Muhlia-Melo y F. García-Oliva (eds.) 19 p. Disponible en: http://www.pmc carbono.org/pmc/documentos/plan_cientifico.php. (Consulta: Diciembre 4, 2017).
- PMC. 2011a. Manual de criterios para la selección de las parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas. Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Vegetación Hidrófila. Manual de Referencia (Versión 1.31). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C.O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 60 p. <http://pmc carbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: diciembre 4, 2017).
- PMC. 2011b. Muestreo semicuantitativo. Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Bosques y Selvas. Manual de Referencia (Versión 2.1). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Marcos Casiano, Carlos O. Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 49 p. <http://pmc carbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: diciembre 4, 2017).
- Putz, F.E. and K.H. Redford. 2010. The importance of defining “forest”: tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica* 42:10-20.
- Quijas, S., A. Noit, K. Thonickle, G. Murray-Totarolo, T. Mwampamba, M. Skuth, M. Simoes, N. Ascarrunz, M. Peña-Claros, L. Jones, E. Arets, V.J. Jaramillo, E. Lazos, M. Toledo, L.G. Martorano, R. Ferraz and P. Balvanera. 2018. Modelling carbon stock and carbon sequestration ecosystem services for policy design: a comprehensive approach using dynamic vegetation model. *Ecosystems and People* 15:42-60
- Read, L. and D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following cultivation in dry tropical forests of the Yucatan. *Ecological Applications* 13:85-97.
- Reyes, M., S. Covalada, M.J. Pérez y F. Paz. 2012. Ordenamientos territoriales e intervenciones a escala local en Chiapas en REDD+: carbono, costos de oportunidad y modelos de estados y transiciones. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 699-703.
- Rojas-García, F., B. H. J. de Jong, P. Martínez Z. and F. Paz P. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72:835-864.
- Roncal G. S., Soto P. L., Castellanos A. J., Ramírez M. N. y De Jong B. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de Carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interacción* 33:200-206.
- Rosete-Vergés, F.A., J.L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E.N. Bavarro-Salas, E. Salinas-Chávez y R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques* 20:21-35.
- Ruesch, A. and H. Gibbs. 2008. New global biomass carbon map for the year 2000 based on IPCC tier-1 methodology. *Carbon*



- Dioxide Information Analysis Center. Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge, TN. USA.
- Salas-Aguilar, V.M. y F. Paz-Pellat. 2018. Desarrollo de una base de datos climática nacional anual, 1989-2012: resolución 250 m. Elementos para Políticas Públicas 2:19-32.
- SARH. 1994. Inventario Nacional Forestal Periódico. Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos. D.F., México 81 p.
- Sasaki, N. abd F.E. Putz. 2009. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conserv. Lett.* 2:226-232.
- Saynes-Santillán, V., J.D. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat y L.O. Alvarado -Cárdenas. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34:83-96.
- Sheinbaum, C. and O.R. Maser. 2000. Mitigating carbon emissions while advancing national development priorities. The case of México. *Climatic Change* 47:259-282.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Academic Press. Chicago, Illinois, USA
- Sheng, J. 2017. Effect of uncertainties in estimated carbon reduction from deforestation and forest degradation on required incentive payments in developing countries. Sustainability doi: 10.3390/su9091608.
- Skutsch, M. (ed.). 2011. *Community forest monitoring for the carbon market: opportunities under REDD*. Earthscan. London 186 p.
- Skutsch, M., A. Borrego y M. Salinas. 2018. Explaining the Mexican sink. En: F. Paz, A. Velázquez y M. Rojo (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 156-162.
- Skutsch, M., J. Paneque-Gálvez, A. Ghilardi, A. Balderas-Torres, J. Morfín-Rios, J.M. Michel-Fuentes, O. Carrillo and D. Ross. 2017. Adapting REDD+ policy to sink conditions. *Forest Policy and Economics* 80:160-166.
- Skutsch, M., J. Paneque-Gálvez, A. Ghilardi, J. Morfín-Rios, J.M. Michel-Fuentes y O. Carrillo. 2016. Re-thinking REDD+ for Mexican sink. En: F. Paz y R. Torres (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 134-145.
- Soriano-Luna, M.A., G. Ángeles-Pérez, M. Guevara, R. Birdsey, Y. Pan, H. Vauquera-Huerta, J.R. Valdez-Lazalde, K.D. Johnston and R. Vargas. 2018. Determinants of above-ground biomass and its spatial variability in a temperate forest managed for timber production. *Forests* doi:10.3390/f9080490.
- Soto P. L. y F.C. Armijo. 2014. Changes in Agroecosystem Structure and Function Along a Chronosequence of Taungya System in Chiapas, Mexico. *Journal of Agricultural Science* 6:43-57.
- Soto-Pinto, L., M. Anzueto, J. Mendoza, G. Jimenez-Ferrer and B. de Jong. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforest Syst.* 78:39-51.
- Soto-Pinto, L. y G. Jimenez-Ferrer. 2018. Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401887.
- Stange, F., K. Butterbachl, H. Papen, S. Zechmeister-Boltensternm C. Li and J. Aber. 2000. A process-oriented model of N2O and NO emissions from forest soils. *Journal of Geophysical Research* 105:4385-4398.
- Temesgen, H. D. Affleck, K. Poudel, A. Gray and J. Sessions. 2015. A review of the challenges and opportunities in estimating above ground forest biomass using tree-level models. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30: 326-335.
- Tinoco, J. A., J. Etchevers, F. Paz and M. Olguin. 2012. Uso del modelo CBM-FS3 para la simulación de la dinámica del carbono en la Sierra Mazateca de Oaxaca. En: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 448-453.
- Torres-Rojo, J.M., O.S. Magaña-Torres y F. Moreno-Sánchez. 2016. Predicción del cambio de uso/cobertura arbolada en México a través de probabilidades de transición. *Agrociencia* 50:769-785.
- Urquiza-Haas, T., Dolman, P.M. and C.A. Peres. 2007. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: effects of forest disturbance. *For. Ecol. Manag.* 247:80-90.
- van Breugel, M., M. Martínez-Ramos y F. Bongers. 2006. Community dynamics during early secondary forest succession in Mexican tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 22: 663-674.
- Vargas, R. 2012. How a hurricane disturbance influences extreme CO2 fluxes and variance in a tropical forest. *Environmental Research Letters* doi:10.1088/1748-9326/7/3/035704.
- Vargas, B., C. A. Lopez, J. J. Corral, J. O. Lopez, C. G. Aguirre and J. G. Alvarez. 2017a. Allometric equations for estimating biomass and carbon stocks in the temperate forests of North-Western Mexico. *Forests* doi: 10.3390/f8080269.
- Vargas, R., D. Alcaraz-Segura, R. Birdsey, N. A. Brunsell, C. O. Cruz-Gaistardo, B. de Jong, J. Etchevers, M. Guevara, D. J. Hayes, K. Johnson, H. W. Loescher, F. Paz, Y. Ryu, Z. Sanchez-Mejia and K. P. Toledo-Gutierrez. 2017b. Enhancing interoperability to facilitate implementation of REDD+: case study of Mexico. *Carbon Management* 8:57-65.
- Vargas, R., M.F. Allen and E.B. Allen. 2008. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology* 14:109-124.

- Vargas R., Allen E. B. y Allen M. F. 2009. Effects of Vegetation Thinning on Above- and Belowground Carbon in a Seasonally Dry Tropical Forest in Mexico. *Biotropica* 41:302-311.
- Vargas, R., F. Paz and B. de Jong. 2013. Quantification of forest degradation and belowground carbon dynamics: ongoing challenges for monitoring, reporting and verification activities for REDD+. *Carbon Management* 4:579-582.
- Williams L. G. 1983. Biomass and Nutrient Content in Two Successional Stages of Tropical Wet Forest in Uxpanapa, Mexico. *Biotropica* 15:275-284.
- Wilson, B.T., C.W. Woodall and D.M. Griffith. 2013. Imputing forest carbon stock estimates from inventory plots to a nationally continuous coverage. *Carbon Balance and Management* doi:10.1186/1750-0680-8-1.



Capítulo 20

SUELOS

Coordinadores

Fernando Paz-Pellat¹ y Alma S. Velázquez-Rodríguez²

Colaboradores

**Jorge D. Etchevers-Barra³, Claudia I. Hidalgo-Moreno³, Martín Bolaños-González⁴,
Ben de Jong⁵, Sara Covalada-Ocón⁶, Mariela Fuentes-Ponce⁷, Gilberto Vela-Correa⁷,
Felipe García-Oliva⁸, Mario Guevara⁹ y Rodrigo Vargas⁹**

¹ GRENASER, Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

² Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México, México.

³ Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

⁴ Programa en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

⁵ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Campeche, Campeche, México.

⁶ Kibeltik Clima y Medio Ambiente, A.C., San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

⁷ Unidad Xochimilco, Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco, Ciudad de México, México.

⁸ Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, *Campus* Morelia, UNAM, Morelia, Michoacán, México.

⁹ Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware, Newark, DE, USA.

INTRODUCCIÓN

Los suelos tienen funciones múltiples en los ecosistemas terrestres que definen el marco para toma de decisiones en el desarrollo e implementación de políticas públicas relacionadas con su conservación (Schulte *et al.*, 2015). La conservación y rehabilitación de suelos en México se ha argumentado con deficiencias en los programas y políticas públicas (Cotler *et al.*, 2016), por lo que se requiere el desarrollo de estrategias fundamentadas en ciencia para su implementación (Covalada *et al.*, 2016 y 2018; Cotler *et al.*, 2007 y 2016; Colegio de Postgraduados, 2013).

La materia orgánica del suelo (MOS) permite mejorar la calidad del suelo y mantener su fertilidad; además de mejorar la estructura y capacidad de retención de humedad y nutrimentos, y reducir la erosión, entre otras funciones (Brady y Weil, 2002). Con la adición y el secuestro de carbono orgánico en los suelos (COS) se preserva y mejora la fertilidad del suelo, lo que conlleva un aumento en la productividad agrícola y forestal y, a una reducción de los problemas asociados con la seguridad alimentaria (Lal, 2004a). Al incrementar el secuestro de COS se reducen los problemas de la producción agrícola y se mitiga la emisión de gases de efecto invernadero

(GEI), por lo que con la implementación de estrategias para incrementar el secuestro de COS (*i.e.* iniciativa 4x1000; INRA, 2016) se obtienen beneficios dobles con los mismos costos (Smith y Powlson, 2003).

Los almacenes de carbono en la atmósfera se valoran entre 720 Pg C (Falkowski *et al.*, 2000) a 820 Pg C (Mackey *et al.*, 2013) y en la biomasa viva y muerta de los ecosistemas terrestres, a escala mundial, los cálculos están entre 456 Pg C (Carré *et al.*, 2010) y 500 Pg C (Ruesch y Gibbs, 2008). El almacén de carbono total en el suelo se calcula en tres veces el de la biomasa viva y muerta y dos veces el carbono atmosférico (Lal, 2004b), partiendo de la base que existirían 1550 Pg C de COS y 750 Pg C de carbono inorgánico en el suelo (CIS) (Eswaran *et al.*, 1993; Batjes, 1996), a un metro de profundidad, lo que resulta en un total de 2300 Pg C. El COS a la profundidad de 0 a 1 metro, estimado alrededor de 1500 Pg C (Scharlemann *et al.*, 2014; Todd-Brown *et al.*, 2013), representa el doble del valor de la profundidad de 0 a 30 cm (Batjes, 1996; Jobbágy y Jackson, 2000; Hiederer, 2009; Carré *et al.*, 2010; Hiederer y Köchy, 2011). Tan sólo en los primeros 20 cm se almacenan alrededor de 615 Pg C. El IPCC (2003, 2006) recomienda realizar el muestreo de COS (y CIS) a la profundidad de 0 a 30 cm.

La densidad de carbono en el suelo, a un metro de profundidad, varía de 30 Mg C ha⁻¹ en climas áridos a 800 Mg C ha⁻¹ en los suelos orgánicos de las regiones frías, con un intervalo predominante de 50 a 150 Mg C ha⁻¹ (Lal, 2004b). De acuerdo con Eswaran *et al.* (1993), los suelos que almacenan más carbono son los Histosoles (357 Pg C), Inceptisoles (352 Pg C) y Entisoles (148 Pg C); aun cuando, en promedio, los suelos con mayor densidad de carbono son los Histosoles (305.6 Mg C ha⁻¹) y Andosoles (163.1 Mg C ha⁻¹).

Las pérdidas de carbono orgánico de los suelos, a escala global, presentan un amplio rango de estimaciones (40 a 537 Pg C año⁻¹), con un promedio de alrededor de 223 Pg C año⁻¹ (FAO e ITPS, 2015). Particularmente, la erosión hídrica tiene un intervalo de estimaciones de 20 Pg C año⁻¹ a más de 200 Pg C año⁻¹ (FAO e ITPS, 2015), muchas de ellas con altas incertidumbres (Lal, 2003). La erosión agota la fertilidad del suelo y degrada su estructura, lo que reduce la profundidad efectiva de enraizamiento y establecimiento de la biota, modifica la biogeoquímica del suelo y agrava la desertificación (Lal, 2004c), pese a lo cual, a estos procesos no se le ha dado la importancia que reviste en la emisión de GEI (Lal, 2003). Lal (1995) estimó las emisiones de GEI como consecuencia de la erosión hídrica a escala global en 1.14 Pg C año⁻¹, aun cuando posteriormente (Lal, 2003 y

2004b) rectificaron esta cifra y la ubicaron entre 4.0 a 6.0 Pg C año⁻¹ por erosión hídrica, de los cuales 2.8 a 4.2 Pg C año⁻¹ se redistribuyen sobre el paisaje, transfiriéndose a depresiones y, entre 0.4 a 0.6 Pg C año⁻¹, se transportan al océano y pueden mineralizarse o quedar sepultados en los sedimentos marinos y costeros. Las emisiones procedentes de este material transportado a la atmósfera estarían entre 0.8 a 1.2 Pg C año⁻¹.

Finalmente, se ha reportado que el flujo de CO₂ de los suelos a la atmósfera (o respiración total del suelo) ha incrementado en las últimas décadas (Bond-Lamberty y Thomson 2010). Así mismo, la respiración heterotrófica del suelo (*i.e.* la producción de CO₂ a partir de la descomposición de MOS) está aumentando en respuesta a cambios ambientales (Bond-Lamberty *et al.*, 2018). Esto sugiere que existen pérdidas de carbono del suelo a escala global relacionadas a cambios ambientales globales.

Estimación del carbono orgánico de los suelos

La estimación del carbono orgánico de los suelos debe realizarse teniendo en consideración todos los factores que inciden en el cálculo (IPCC, 2003; Poeplau *et al.*, 2017):

$$COS = (DA)(P)(COSp) \left(1 - \frac{FG}{100}\right) \quad (1)$$

$$COS = (DA_{ff})(P)(COSp) \left(1 - \frac{FG_v}{100}\right) \quad (2)$$

donde, en la Ecuación (1), el COS está en Mg C ha⁻¹, DA es la densidad aparente del suelo total (Mg m⁻³) (descontando raíces y considerando fragmentos gruesos), P es el intervalo de profundidad del suelo (cm), FG es el porcentaje de la masa de fragmentos gruesos (> 2mm) y COSp es la concentración de carbono (%) de la fracción ≤ 2 mm del suelo (fracción fina). En la Ecuación (2), DA_{ff} se refiere a la densidad aparente de la fracción fina y FG_v al porcentaje en volumen de los fragmentos gruesos. Poeplau *et al.* (2017) señalan que la mayoría de las estimaciones del COS están calculadas erróneamente (*i.e.* usar FG en porcentaje del volumen del suelo) o sobreestimadas

(no considerar FG). La densidad aparente del suelo es una de las fuentes principales de error en las estimaciones de COS (Schrumpp *et al.*, 2011). Porcentajes de FG mayores al 10% generan errores importantes de sobreestimación (Rytter, 2012; Thropp *et al.*, 2012). La corrección por los fragmentos gruesos es parte del supuesto de que en la fracción gruesa no hay carbono, aun cuando hay estudios que muestran la presencia de carbono orgánico no particulado en esta fracción (Auerswald y Schinnack, 2000; Corti *et al.*, 2002). La consideración correcta de todas las variables de la Ecuación (1) es crítica para no realizar sobreestimaciones (Hamburg, 2000).

El análisis de los cambios en el contenido del COS requiere de mediciones en el mismo punto de muestreo, a lo largo de diferentes periodos, para detectar cambios (Post *et al.*, 2001; Schrumpf *et al.*, 2011), práctica que no es común y sumamente difícil de realizar en la práctica.

Con respecto a la profundidad de los muestreos para estimar el carbono total del suelo, es común considerar los primeros 30 cm del suelo, siguiendo las directrices del IPCC (2006). La hipótesis detrás de esta recomendación es que el COS a mayor profundidad es estable/recalcitrante (Lorenz y Lal, 2005; Lorenz *et al.*, 2011), con tiempos de residencia prolongados (Kaiser *et al.*, 2002; Rumpel y Kögel-Knabner, 2011) y con tasas de mineralización más bajas (Jenkinson y Coleman, 2008; Schrumpf *et al.*, 2013). El COS ubicado en la profundidad del suelo, se encuentra en formas más complejas y con derivados de compuestos microbianos en mayor cantidad (Rumpel y Kögel-Knabner, 2011). Aun cuando la biomasa microbiana disminuye con la profundidad, las especies presentes son metabólicamente activas (Taylor *et al.*, 2012).

En cuanto a los mecanismos de estabilización del COS, éstos son múltiples y pueden ser reversibles (von Lützow *et al.*, 2006 y 2008). Algunos de los mecanismos de desestabilización del COS a profundidad son: la activación del proceso microbiano por el ingreso de carbono fresco rico en energía (Fontaine *et al.*, 2007; Drigo *et al.*, 2008); el incremento en la temperatura (Fang *et al.*, 2005; Conant *et al.*, 2008); y, la fertilización con nitrógeno (Canary *et al.*, 2000; Adams *et al.*, 2005). La desestabilización del COS a profundidad (James *et al.*, 2014) ha generado mayor interés en las estimaciones del COS, a profundidades mayores de 30 cm (Lorenz y Lal, 2005; Harrison *et al.*, 2011), por lo que Harrison *et al.* (2011) recomiendan muestrear, al menos, hasta una profundidad de un metro.

La distribución del COS a medida que aumenta la profundidad es dependiente de los grupos funcionales de la vegetación que se incorpora al suelo, la textura

de éste y el clima (Jobbágy y Jackson, 2000), aunque el factor dominante para el ingreso de COS al suelo es la profundidad de las raíces de la vegetación (Jobbágy y Jackson, 2000 y 2001; Jafari *et al.*, 2013).

De acuerdo con Lal (2004a) la estimación de la capacidad máxima de almacenamiento de carbono en los suelos define el potencial de captura de COS (valor máximo – valor actual). Con base en lo que se observa en suelos ricos en carbono, en donde se ha visto que al aumentar el ingreso de carbono no se obtiene un incremento en los almacenes del suelo, varios autores (Carter *et al.*, 2003; Gulde *et al.*, 2008; Stewart *et al.*, 2008) argumentan que los suelos tienen una capacidad finita de almacenamiento (concepto de saturación), la cual se ha relacionado con el contenido de arcilla y limo (Hassink, 1997; Matus *et al.*, 2016). Desde otra perspectiva, la capacidad de almacenamiento mínimo de carbono en el suelo define el potencial de pérdida por mal manejo o cambio de uso del suelo, por ejemplo, sin vegetación (Paz *et al.*, 2016b).

BASES PARA LOS ANÁLISIS

En México existe una gran diversidad de datos sobre suelos, que van desde bases de datos de perfiles, hasta mapas continuos (polígonos) de clases de suelos (INEGI, 1998 y 2004; Etchevers, 2013; Paz *et al.*, 2016a) o mapas independentes de los polígonos de vegetación y de las clases del suelo (Guevara *et al.*, 2018).

Tipos de suelos

En la Figura 1 se muestran los tipos de suelo de acuerdo con la clasificación FAO/UNESCO/ISRIC 1968 (INEGI, 2000). En México se encuentran 25 de las 28 unidades de suelo reconocidas internacionalmente, de las cuales, las dominantes son: Litosoles (23%), Regosoles (18.5%), Xerosoles (9%), Feozems (8.7%), Rendzinas (8.5%) y Vertisoles (8.3%) (Balbontín *et al.*, 2009).

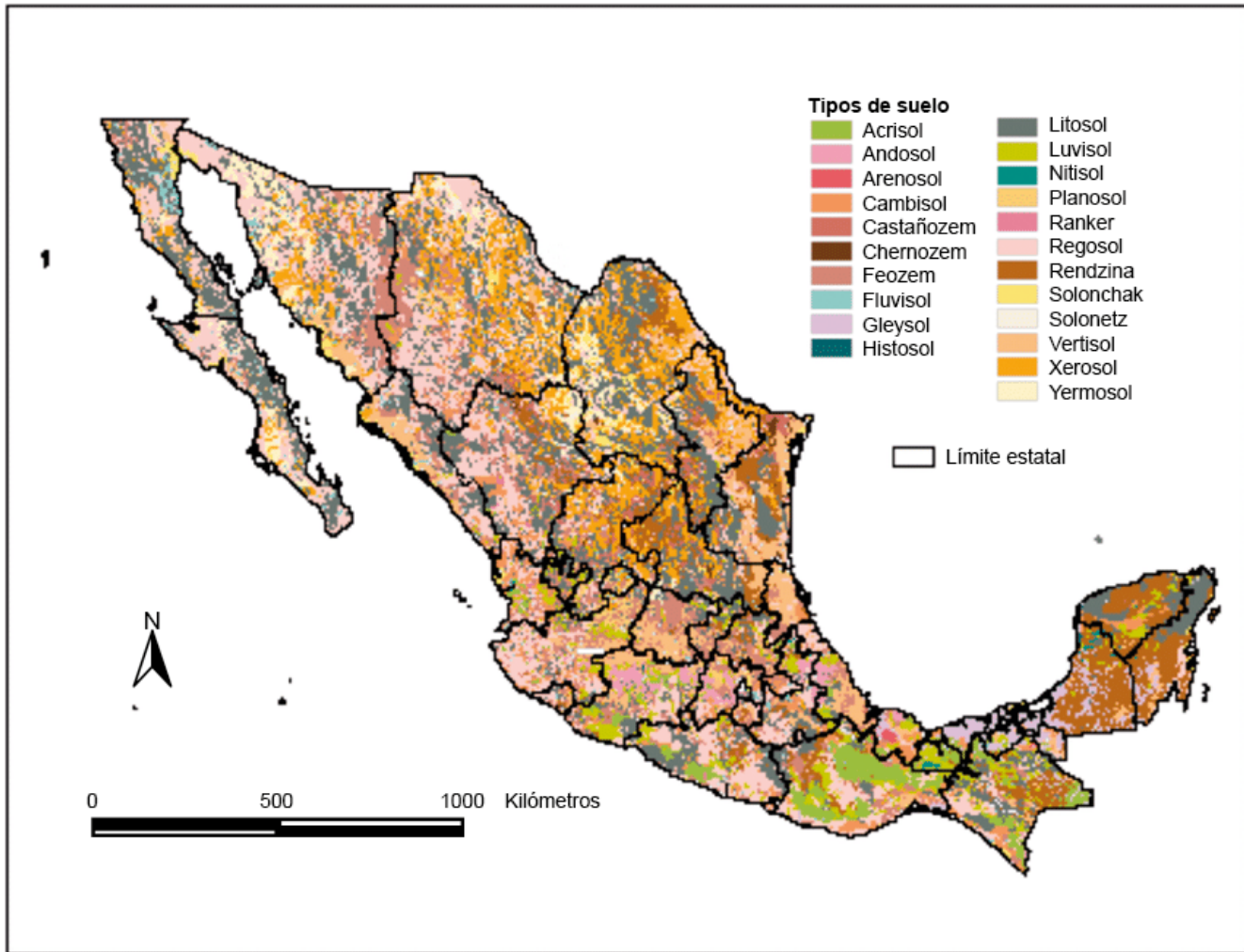


Figura 1. Tipos de suelo de acuerdo con la clasificación FAO/UNESCO/ISRIC 1968.

Fuente: INEGI (2000).

Los tipos de suelo pueden usarse para realizar estimaciones de densidades de carbono, mediante la aproximación nivel 1 (*Tier 1*, en inglés) del IPCC (2003), ver Caja 1, en donde se le da un valor específico

a cada polígono representativo de la clase de suelo. En esta caja también se muestra una equivalencia aproximada entre las denominaciones de los suelos de tres instancias relacionadas con el tema.



Caja 1. Homologación de los tipos de suelo para estimaciones del COS

En el Cuadro C1.1 se muestran las equivalencias entre las clasificaciones del WRB y USA, con relación a las clases definidas por el IPCC (2003) para realizar estimaciones Tier 1.

Cuadro C1.1. Clasificación de los tipos de suelos de acuerdo con WRB, USDA y su equivalente para IPCC.

WRB	Clasificación		
	USDA	IPCC	
Albeluvisoles	Leptosoles	Alfisoles básicos	
Alisoles	Luvisoles	Aridisoles	
Calcisoles	Phaeozems	Inceptisoles	
Cambisoles	Regosoles	Mollisoles	Suelos con arcillas de alta actividad (HAC)
Chernozem	Solonetz	Vertisoles	
Gypsisoles	Umbrisoles		
Kastanozem	Vertisoles		
Acrisoles		Alfisoles ácidos	
Durisoles		Oxisoles	
Ferralsoles		Ultisoles	Suelos con arcillas de baja actividad (LAC)
Lixisoles			
Nitisoles			
Arenosoles		Psammentes	Arenosos
Podzoles		Spodosoles	Espódicos
Andosoles		Andisoles	Volcánicos
Gleysoles		Aquic	Humedales (no-Histosoles)

Fuente: elaboración propia, adaptado de las directrices del IPCC del 2003.

Erosión y degradación de los suelos

Durante el proceso de erosión, una parte del carbono puede ser enterrado y redistribuido y, la otra, emitida a la atmósfera en forma de CO₂, como consecuencia de la mineralización o como CH₄ por el proceso de metanogénesis (Lal, 2004b). De esta manera, la erosión y la deposición sólo redistribuyen el suelo y el COS; pero, la mineralización implica una pérdida neta del C del sistema suelo hacia la atmósfera (Gregorich *et al.*, 1998).

La estimación de la erosión de los suelos tiene una gran variabilidad, que depende del método y datos

que se usen (ver Caja 2), por lo que las emisiones asociadas a estos procesos resultan poco viables de estimar dada la incertidumbre asociada.

Las estimación de degradación del suelo en México realizada por SEMARNAT-CP (2002) tienen los siguientes valores: erosión hídrica (37%), erosión eólica (14.9%), degradación química (6.8%), degradación biológica (3.6%) y degradación física (1.8%), con 36% de la superficie nacional sin degradación. En términos de los niveles de la degradación, el 0.9% es extrema, el 12.6% severa, el 30.89% moderada y el 19.6% ligera, con 36% de suelo estable (sin degradación).

Caja 2. Estimación de las áreas erosionadas en México

La Figura C2.1 muestra diferentes porcentajes de erosión de la superficie del país, reflejando metodologías y datos usados en las estimaciones realizadas.

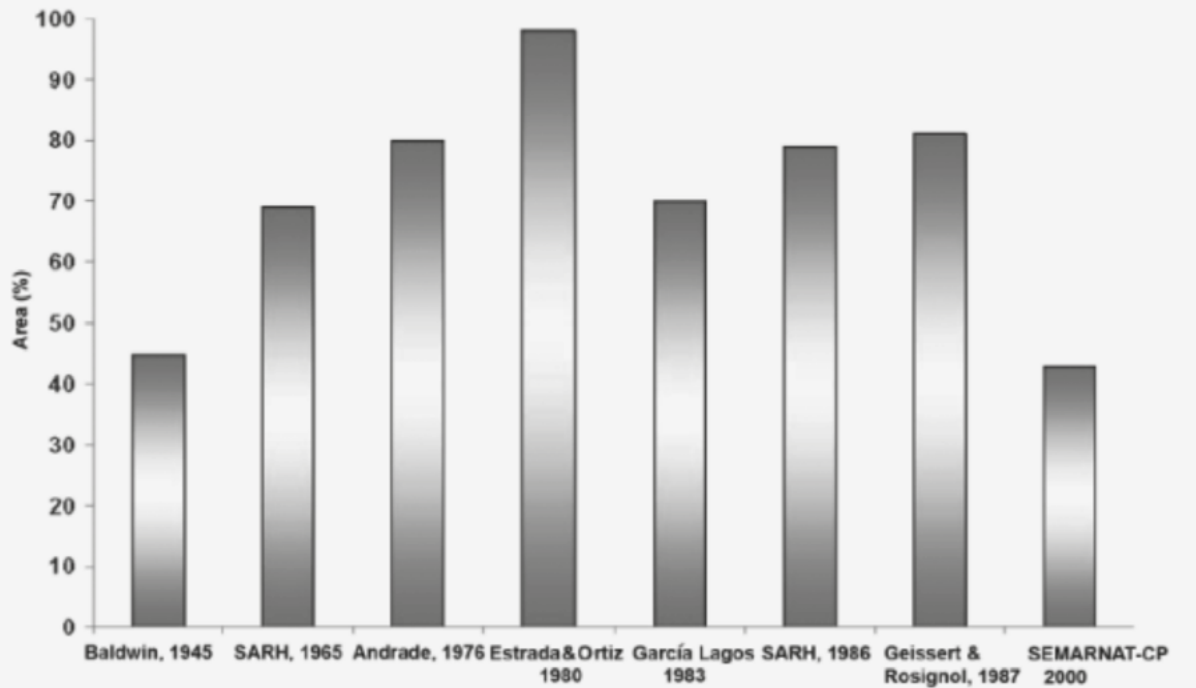


Figura C2.1 Estimaciones de porcentajes de afectación por erosión del área del país.
Fuente: Balbontín *et al.* (2009).

Una estimación reciente de la erosión hídrica, realizada por el Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI, 2015a y b), reporta que el 66% de la superficie del país tiene afectación por erosión hídrica, del cual, 6% corresponde a erosión fuerte o extrema, alrededor del 24% moderada, un 36% leve y,

casi el 34%, es suelo estable. Una estimación adicional, también reciente, es la de Bolaños *et al.* (2016), que en términos generales, muestra que el 76% de la superficie del país tiene algún grado de erosión hídrica, Figura 2 (ver Caja 3).

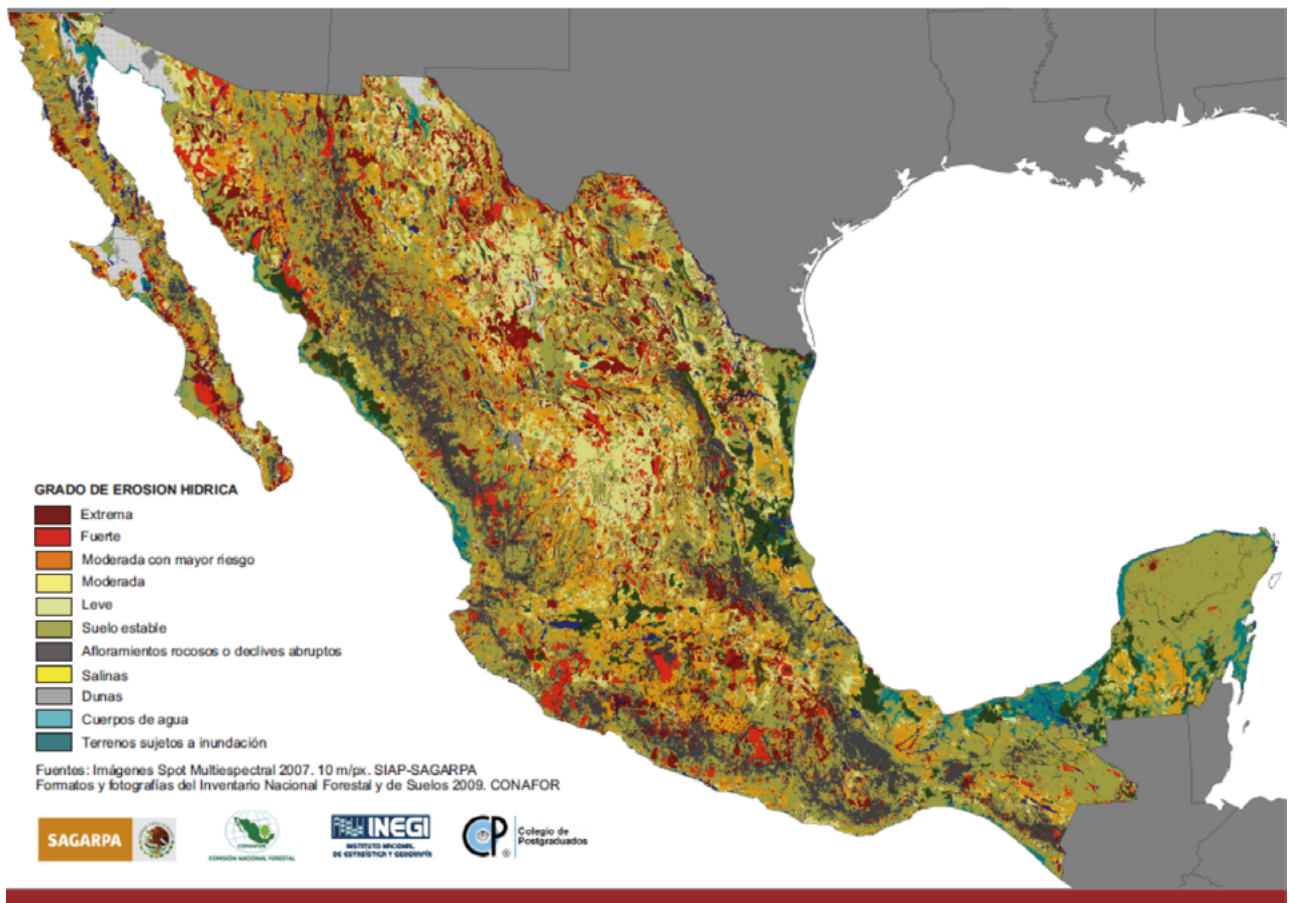


Figura 2. Mapa del grado de erosión hídrica en el país, escala 1:50 000.

Fuente: Bolaños *et al.* (2016).

Caja 3. Grados de erosión hídrica en México

La Figura C3.1 muestra el porcentaje de la superficie nacional con diferentes grados de erosión hídrica. Los grados de erosión predominantes son el leve (37.06%) y el moderado (26.37%).

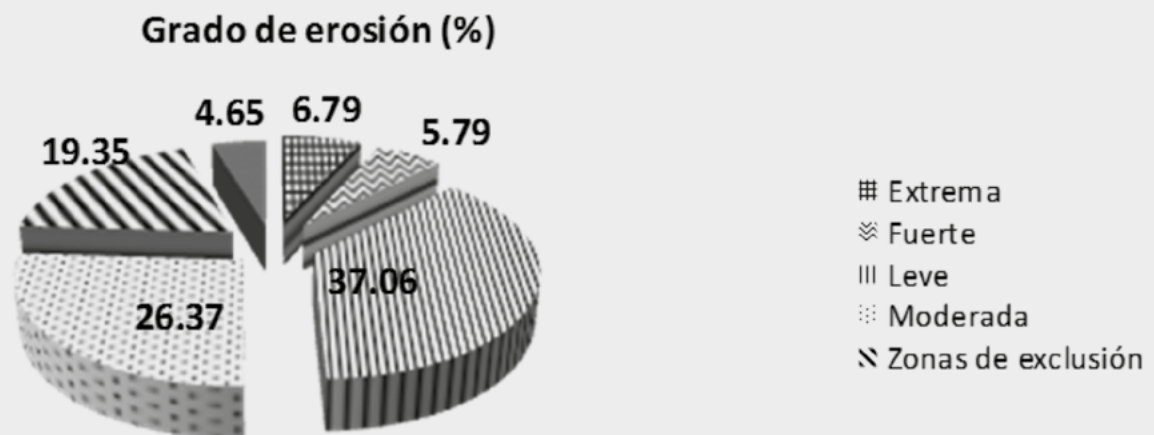


Figura C3.1 Grado de erosión hídrica (porcentaje de la superficie de México).

Fuente: Bolaños *et al.* (2016).

Estimaciones a escala local o regional de almacenes y flujos

Los estudios de los almacenes y flujos de carbono en los suelos en México, a escala local o regional, de los almacenes y flujos de carbono en los suelos, son relativamente escasos. Recientemente se realizó una serie de ejercicios de síntesis del estado de los almacenes y flujos del carbono en los suelos de México: respiración de los suelos (Cueva *et al.*, 2016), respiración microbiana del suelo en zonas áridas (Briones *et al.*, 2018), bosques templados (Galicia *et al.*, 2016), bosques tropicales (Campo *et al.*, 2016), ecosistemas áridos y semiáridos (Montaño *et al.*, 2016), manglares (Herrera *et al.*, 2016), agricultura (Saynes-Santillán *et al.*, 2016) y humedales de agua dulce (Hernández y Moreno-Casasola, 2018), impulsados por el Programa Mexicano del Carbono (PMC), en los que el suelo constituyó uno de los componentes de los ecosistemas terrestres promovido para sintetizar el conocimiento actual y nuevos desarrollos (Etchevers, 2013; Fuentes-Ponce *et al.*, 2013).

Estimaciones a escala nacional de almacenes y flujos

Las bases de datos nacionales de carbono de los suelos de México son escasas, aunque en los últimos años se han documentado y abierto al público (Rojas-García *et al.*, 2017; Casiano-Domínguez *et al.*, 2017; Paz-Pellat *et al.*, 2017; Covalada *et al.*, 2017; Herrera-Silveira *et al.*, 2018; Paz y Velazquez, 2018).

Para realizar los ejercicios de estimación de los almacenes de carbono en los suelos de México se ha

utilizado la base de datos de SEMARNAT-CP (2002), que contiene información de los suelos considerando una profundidad de 0 a 20 cm y la de perfiles de suelo del INEGI (1998 y 2004). Esta última, se actualizó a partir de una colaboración iniciada en el 2007 entre el INEGI, el PMC y el Colegio de Postgraduados. La base de datos de perfiles contiene muestreos del periodo 1969-2006 (actualización a 2008), pero no contiene datos de densidad aparente (sólo algunos) o fragmentos gruesos (sólo estimaciones del porcentaje de volúmenes).

En el Cuadro 1 se muestran estimaciones de COS a escala de país, usando diferentes fuentes de datos y métodos. En lo general, para la profundidad de 0 a 30 cm, el contenido de COS en México es de alrededor de 9 Pg C y, a la profundidad de 100 cm, alrededor de 15 Pg C. Estas estimaciones tienen niveles de incertidumbre no cuantificados.

Las estimaciones del COS tienden a ser subestimaciones, debido al uso de FG en términos de volúmenes (o su no consideración) y DA del suelo total en lugar de DA de los fragmentos finos del suelo. Un problema asociado, particularmente con el uso de la base de datos de perfiles de suelo, es que los datos no son representativos de un año base y el periodo de muestreo es muy amplio, lo que implica que el COS puede encontrarse en estados transitorios y no en estacionarios o de equilibrio, lo que constituye una fuente importante de errores de estimación, al mezclar datos en diferentes estados de evolución temporal (Sanderman y Baldock, 2010). Con relación a los patrones espaciales, para un año base dado, lo anterior queda claro cuando los datos se localizan en vegetación con sucesión secundaria *sensu* INEGI (1997).

Cuadro 1. Estimaciones del contenido de carbono en los suelos de México.

Fuente de los datos	No. de datos	DA ^a	FG ^b	Prof. (cm)	Método	Agrupación	Total (Pg C)	Referencia
Muestras de suelo de 20 x 20 x 20 cm (SEMARNAT-CP, 2002)	4583	1843 con DA, resto estimado	No	0 a 20	Geoestadística	Estado, región ecológica, uso del suelo y grado de influencia del hombre	10.5 a 10.7	Segura <i>et al.</i> , 2004
Muestras de suelo de 20 x 20 x 20 cm (SEMARNAT-CP, 2002)	4422	1840 con DA, resto estimado	No	0 a 30	Polígonos y adyacencia	Mapa de USyV del INEGI	15.381 (Serie II, 1993) 15.307 (Serie III, 2002)	de Jong <i>et al.</i> , 2006a y 2010a
Perfiles de suelo del INEGI	12 224	Estimado	No	0 a 100	Polígonos y adyacencia	Grupo climático	15.057	Balbontín <i>et al.</i> , 2009
Perfiles de suelo del INEGI	21 806	Estimado	Estimado (vol.)	0 a 30	Polígonos y adyacencia	Ecorregiones	15.381	
Perfiles de suelo del INEGI	21 806	Estimado	Estimado (vol.)	0 a 30	Polígonos y adyacencia	Mapa de USyV del INEGI	9.160	de Jong <i>et al.</i> , 2009; Paz <i>et al.</i> , 2010b
Perfiles de suelo del INEGI	21 806	Estimado	Estimado (vol.)	0 a 30	Polígonos y adyacencia	Mapa de USyV del INEGI	14.059	
No definido	4321	No definido	No definido	0 a 30		Ninguna	9.128 a 9.152	Paz <i>et al.</i> , 2016a
Diferentes fuentes	Malla	Estimado	Estimado (vol.)	0 a 30	Técnicas estadísticas	Malla	9.04	Guevara <i>et al.</i> , 2018
							5.98 ³ -17.59	

¹ DA = densidad aparente del suelo

² FG = fragmentos gruesos (> 2mm) del suelo

³ Estimación realizada para México por Guevara *et al.* (2018)

En la Caja 4 se muestra un ejercicio de estimación de densidades de carbono de tipos de vegetación *sensu* INEGI (1997) usando la base SEMARNAT-CP para el año base 2002 (n = 4668, estimados a la profundidad de 0 a 30 cm) y la de perfiles del suelo del INEGI, a la profundidad de 0 a 30 cm (n=8664) para fechas de muestreo alrededor de 1993 (de Jong *et al.*, 2006b,

Paz *et al.*, 2010b y 2016a). Se observa en la Caja 4, que hay diferencias importantes entre estimaciones (a nivel de promedio), que se enmascaran en la tendencia general, debido al alto valor del error, mismo que puede atribuirse al problema de transitoriedad discutido, así como a otras causas (*i.e.* métodos de estimación de DA).

Caja 4. Ejercicio de estimaciones de densidades de carbono por tipo de vegetación

La Figura C4.1 muestra la distribución de los sitios de muestreo para el año base del 2002 y la Figura C4.2 para el año base de 1993.



Figura C4.1. Distribución de las muestras del COS del estudio de SEMARNAT- CP (2002).



Figura C4.2. Distribución de los perfiles de suelo para el año base 1993.

Caja 4. Ejercicio de estimaciones de densidades de carbono por tipo de vegetación (Continuación).

En la Figura C4.3. se muestra un gráfico de la estimación de las densidades de carbono para diferentes tipos de vegetación *sensu* INEGI (1997), en donde no se observan diferencias significativas, debido a los altos valores de error.

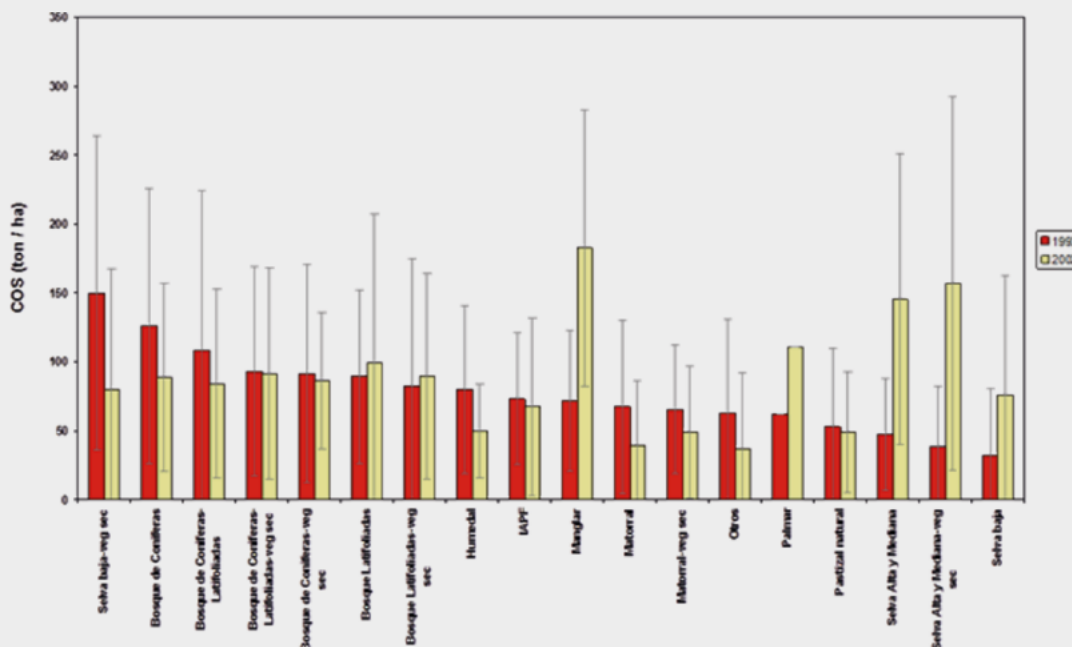


Figura C4.3. Estimación de COS por clases de vegetación en los ecosistemas terrestres de México. Las barras de error representan el intervalo de confianza a una probabilidad de 95 %.

En la Caja 5 se muestra el mismo ejercicio de la Caja 4, pero para los tipos de suelo definidos por el IPCC (2003), ver Caja 1. Los promedios de las densidades de carbono por tipo de suelo tienen una

variabilidad relativamente pequeña, que es producto de no considerar los cambios de uso del suelo y vegetación en forma explícita.

Caja 5. Ejercicio de estimaciones de densidades de carbono por tipo de suelo

El Cuadro C5.1. muestra las estimaciones de la densidad de carbono para los tipos de suelo del IPCC (2003), para los años base 1993 y 2002, de los datos que se presentan en la Caja 4.

Cuadro C5.1. Valores de COS (Mg C ha⁻¹) por tipo de suelo del IPCC (2003) para los años base 1993 y 2002.

Suelo IPCC		Año			
		1993		2002	
HAC	Promedio	71.07		71.72	
	n	6414	74.03%	3478	74.51%
LAC	Promedio	59.68		64.59	
	n	469	5.41%	185	3.96%
Arenosos	Promedio	31.46		33.18	
	n	1409	16.26%	839	17.97%
Volcánicos	Promedio	113.13		91.91	
	n	146	1.69%	110	2.36%
Humedales (no-Histosol)	Promedio	31.22		20.64	
	n	226	2.61%	56	1.20%
Total Promedio		63.68		64.37	

En la Figura 3 se muestra la distribución espacial del COS en México, para las profundidades de 0 a 30 cm y 0 a 100 cm (Paz *et al.*, 2016a). Los valores en los mapas se asignaron al promediar el COS en los

polígonos de Uso del Suelo y Vegetación (USyV) del INEGI, para la Serie IV (año base 2007), o asignando valores del COS a polígonos sin datos, por adyacencia o por grupo de vegetación (Paz *et al.*, 2016a).

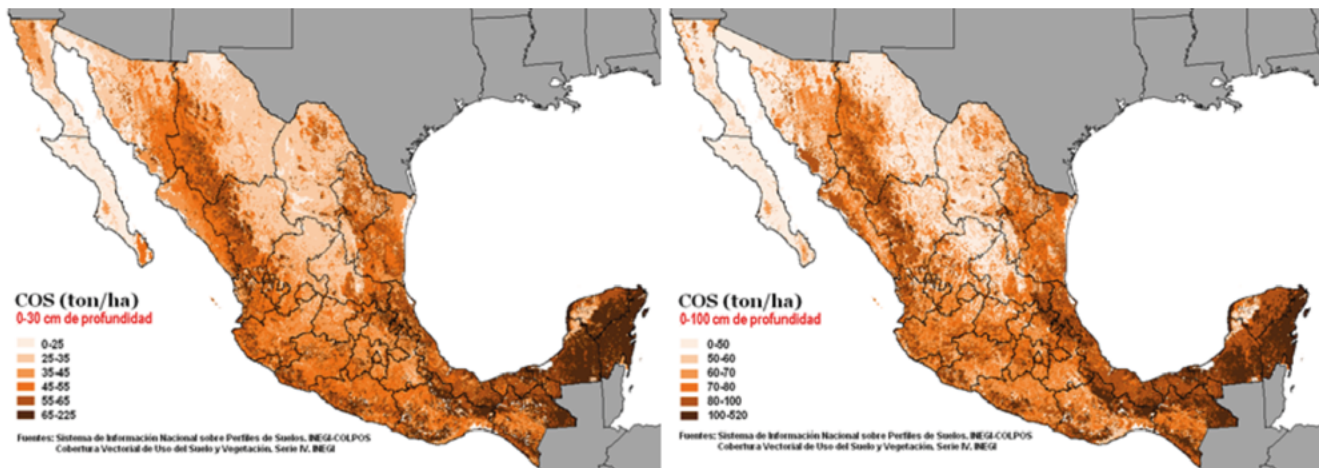


Figura 3. Distribución espacial del COS en México para la profundidad de 30 cm (izquierda) y 100 cm (derecha).
Fuente: Paz *et al.* (2016a).

Los Inventarios Nacionales de Gases Efecto Invernadero (INEGEI) de la tercera y cuarta comunicación de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (de Jong *et al.*, 2006a y 2009), muestran que las emisiones de GEI de los suelos minerales están en el intervalo del 25 al 35% de las emisiones totales del Sector Uso del Suelo y Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura. En inventarios estatales las emisiones de los suelos pueden representar hasta el 50% de las emisiones totales (de Jong *et al.*, 2010b).

En la tercera comunicación (de Jong *et al.*, 2006a), para el periodo 1993-2002, las emisiones de los suelos minerales fueron de 30.2 Tg CO₂ año⁻¹, lo que contrasta fuertemente con el estimado de emisiones de 1298 Gg CO₂ año⁻¹ del informe de CONAFOR-SEMARNAT (2015) para el mismo periodo. La diferencia tan marcada se debe a problemas metodológicos básicos: en de Jong *et al.* (2006a) se utilizó un tiempo de paso de 20 años para el cambio en los almacenes de suelo, tal como lo recomienda el IPCC (2003 y 2006); a diferencia de CONAFOR-SEMARNAT (2015) que consideraron un tiempo de paso de un año, bajo el argumento implícito de que un suelo puede ganar o perder todo su carbono no estacionario en dicho periodo, lo cual carece de sustento científico.

Modelación de la dinámica del COS

Los modelos sobre dinámica del carbono orgánico de los suelos pueden usarse en forma predictiva para analizar opciones de manejo o impactos de cambio de uso del suelo y vegetación (Lal, 2009). La mayoría de los modelos de la dinámica del COS parten de la hipótesis de un incremento lineal del carbono cuando se incrementan sus ingresos (Paustian *et al.*, 1997), lo que implica el uso de ecuaciones cinéticas de primer orden (lineales). La mayoría de los modelos usa almacenes *virtuales*, definidos por tasas de cambio, por lo que resulta difícil asociarlos a caracterizaciones del suelo o pruebas de laboratorio para definirlos (Elliot y Paustian, 1996). Entre los principales modelos en uso están: RothC (Coleman y Jenkins, 1996), SOCRATES (Grace *et al.*, 2006) y CENTURY (Parton *et al.*, 1988). En términos de su parametrización, los modelos SOCRATES y RothC son los más fáciles de usar, aun cuando permanece el problema de inicialización del modelo cuando no se cuenta con información del tiempo de permanencia del COS en su estado actual y se desconoce de dónde provino. En México, el uso de modelos de la dinámica del COS es todavía incipiente, limitándose al uso del Roth C como el más común (González *et al.*, 2010, 2014 y 2016).

En México, a escala nacional, sólo se cuenta con datos de carbono orgánico (o total) del suelo y la textura asociada (Etchevers, 2013), por lo que se requiere de enfoques alternativos de modelación que usen el mínimo de información, pero sin reducir su capacidad predictiva, con niveles de incertidumbre mínimos. En esta perspectiva, el uso de Modelos de Estados y Transiciones (MET) con requerimientos de información mínima, como COS inicial, COS final (estado estacionario) y tiempo de máxima tasa de

cambio, se ha utilizado con buenos resultados en la generación de escenarios de cambio del uso de suelo y vegetación (Covaleda *et al.*, 2016 y 2018). Desde una perspectiva holística simplificada (balances de masa), Paz *et al.* (2014 y 2016b) desarrollaron el modelo COLPOS (Carbono y otros elementos: componentes Orgánomineral, Lábil-Particulado y de Orden inerte de los Suelos) para estimar la distribución del carbono orgánico particulado (COP; 50 a 2000 μm) y el carbono orgánico mineral (COM; $\leq 2 \mu\text{m}$), ver Caja 6.

Caja 6. Modelo COLPOS

La Figura C6.1a. muestra la distribución del COS por tamaño (T) de partículas de los suelos (textura). Los valores del COS (suelo muy degradado) convergen en el punto del carbono orgánico inerte (COI). Dado que los valores del COS (fracción $< 50 \mu\text{m}$) se intersectan en un punto común, esta propiedad implica que los parámetros a y b de la relación COS_t (fracción del COS total (COS_t)): $\text{COS}_t = a - b(1/T_t)$, en donde T_t es el tamaño de las partículas del suelo asociada al COS_t , es una relación lineal (Figura C6.1b).

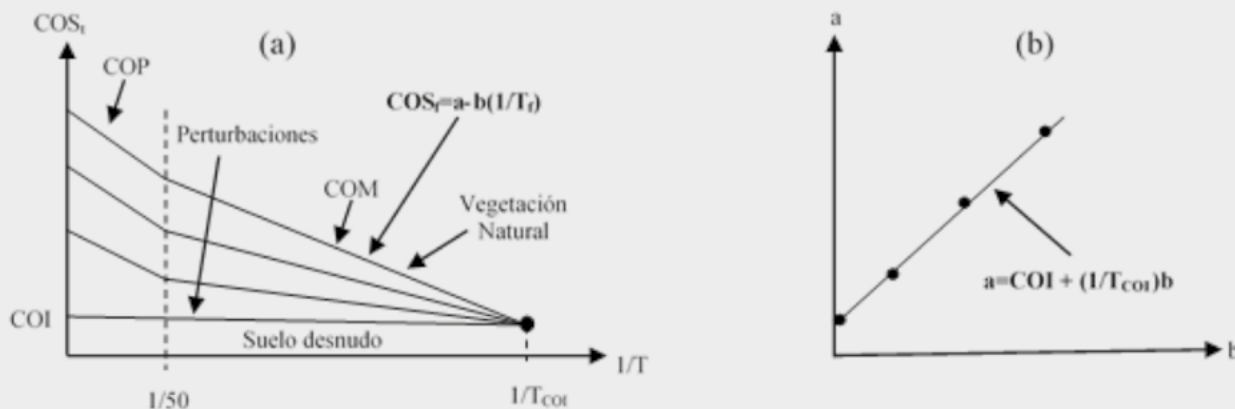


Figura C6.1. Patrones asociados al modelo COLPOS. (a) Espacio $1/T_t$ - COS_t y (b) espacio $b-a$.
Fuente: Paz y Etchevers (2016).

La Figura C6.2 muestra la relación entre C_t y $C_{\text{arc+lim}}$ ($T_r = 50 \mu\text{m}$) para el caso de los fraccionamientos físicos con energía ultrasónica y extrapolación de secuenciamientos por densidad, que muestran un valor de $C_{\text{arc+lim}} \approx 0.82 C_t$. Esta relación fue similar para bases de datos internacionales (Paz *et al.*, 2016b).

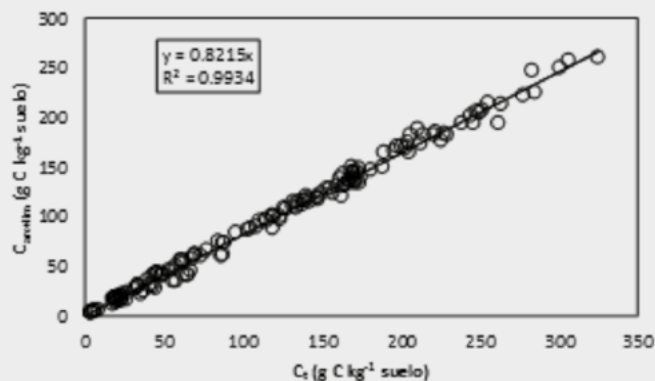


Figura C6.2. Relación entre C_t y $C_{\text{arc+lim}}$ para los suelos con separación física con ultrasonido y extrapolación de los muestreos del fraccionamiento secuencial de densidad.
Fuente: Paz *et al.* (2016b)

De acuerdo con el modelo COLPOS bilineal, sólo es necesario conocer el COS total (punto: C_t , $1/2000 \mu\text{m}$), el punto asociado a la fracción limo más arcilla (punto: $C_{\text{arc+lim}} = 0.82C_t$, $1/50 \mu\text{m}$; ver Caja 6) y el punto asociado al carbono orgánico inerte (punto: COI, $1/T_{\text{COI}}$), para parametrizar completamente el modelo COLPOS (parte no temporal). Paz *et al.* (2016b)

establecieron la relación $1/T_{\text{COI}} = 0.68 + 0.08\text{COI}$, por lo que únicamente faltaría conocer el valor de COI.

Adicional a la protección física por las partículas del suelo, la Caja 7 muestra un modelo de protección química del COS para suelos Andosoles, los cuales se caracterizan por una relación entre el contenido de aluminio y el COS (Galicia *et al.*, 2016).

Caja 7. Modelo de protección química del COS

En la Figura C7.1 se muestra la razón molar $(\text{Sio} - \text{Sid})/(\text{Alo} - \text{Ald})$, que controla el COS (%) en suelos volcánicos (principalmente Ansoles). La razón molar representa determinaciones de las distintas formas de Al y Si mediante técnica de disolución selectivas. Las formas activas se extrajeron con oxalato ácido 0.2 M (Alo y Sio), las orgánicas en pirofosfato sódico (Alp) y las denominadas libres con ditionito-citrato (Ald y Sid).

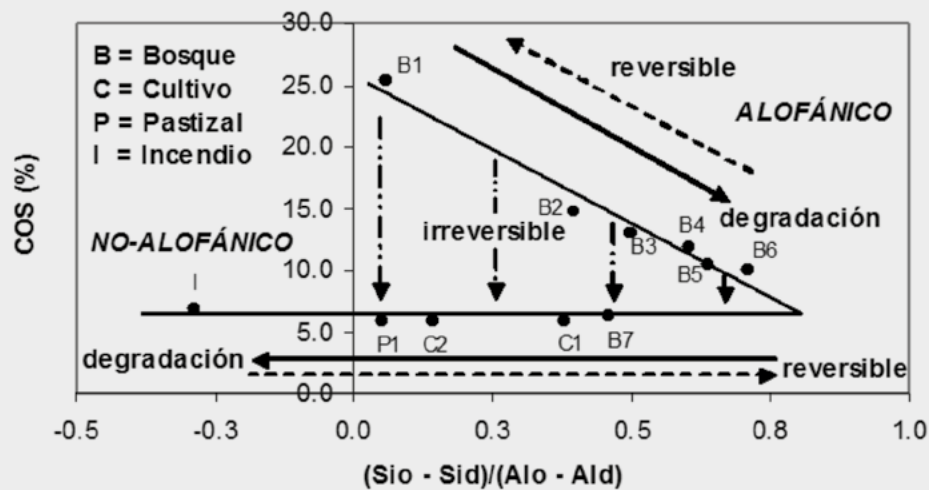


Figura C7.1. Variación del COS en función de la razón molar $(\text{Sio}-\text{Sid})/(\text{Alo}-\text{Ald})$ y su relación con la degradación del ecosistema forestal en Atécuaro, Michoacán, México.

Fuente: Covalada *et al.* (2007); Paz y Covalada (2012).

Paz y Covalada (2012) usaron la razón molar $\text{SioAl}/(\text{Alo} - \text{Alp})$ para una mejor aproximación del control del COS, tal como se muestra en la Figura C7.2.

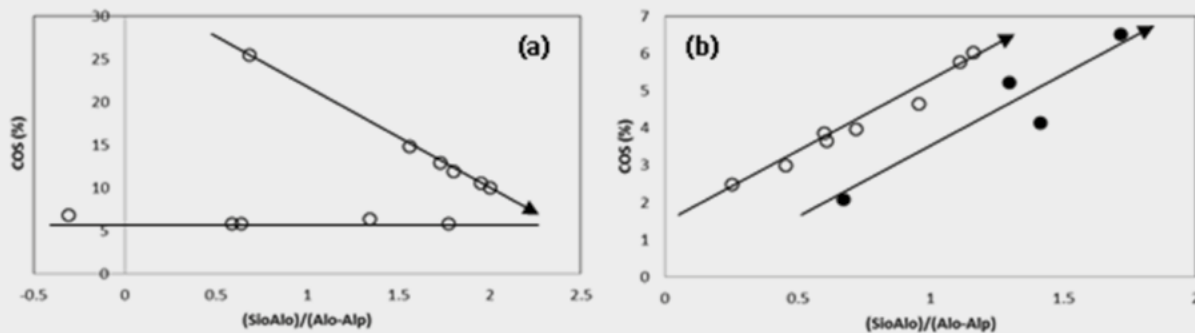


Figura C7.2. Variación del COS en función de la razón molar $\text{SioAl}/(\text{Alo}-\text{Alp})$ y su relación la degradación y deforestación (a) y regeneración/reforestación de la vegetación (b).

Fuente: Paz y Covalada (2012).

Caja 7. Modelo de protección química del COS. (Continuación).

La Figura C.7.3 muestra el modelo general de protección química de suelos volcánicos en función de las relaciones molares presentadas.

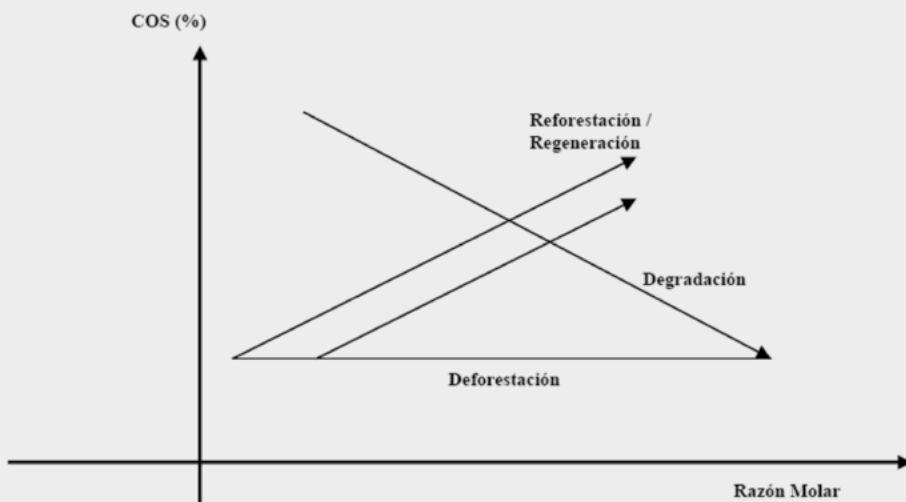


Figura C7.3. Modelo general de la variación del COS en función de la razón molar SiO/AlO o $(\text{SiO}-\text{Sid})/(\text{AlO}-\text{Ald})$.
Fuente: Paz y Covaleda (2012).

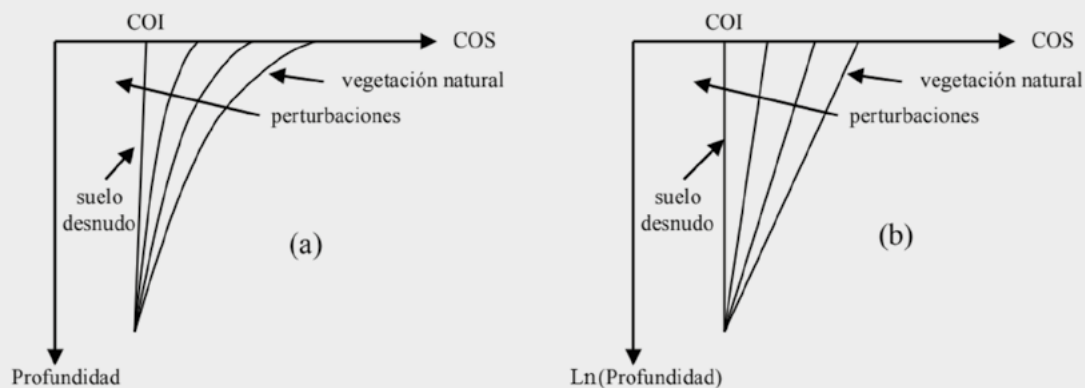
Estimación del carbono orgánico inerte o COS mínimo

El carbono orgánico inerte, o COS mínimo, para evaluar pérdidas potenciales, puede estimarse mediante estrato secuencias de perturbación, en lugar de cronosecuencias (Paz y Etchevers, 2016), ver Caja

7. Con el uso de estrato secuencias, Paz y Etchevers (2016) estimaron el COI para grupos y tipos de vegetación sensu INEGI (1997). Una vez conocido el COS a 30 cm, los autores parametrizaron el modelo logarítmico de distribución del COS a profundidad (ver Caja 8) y realizaron estimaciones del COS a 100 cm, por ejemplo.

Caja 8. Modelación del COS a profundidad y estimación del COI

La Figura C8.1a muestra la distribución del COS a profundidad (modelo logarítmico) y la Figura C8.1b lo mismo, pero para la transformación $\text{Ln}(\text{profundidad})$. A profundidad, las curvas de distribución del COS intersectan un punto común, que define el valor del carbono orgánico inerte (COI).



Caja 8. Modelación del COS a profundidad y estimación del COI. (Continuación).

El modelo ajustado a la distribución del COS (g C kg⁻¹) a diferentes profundidades (cm) fue el logarítmico:

$$\text{COS} = a + b \text{Ln(Profundidad)}$$

La Figura C8.2 muestra el ajuste del modelo logarítmico a la base de datos de perfiles de suelo de Paz y Etchevers (2016), que resulta en ajustes adecuados, particularmente si se considera que están incluidos suelos agrícolas y de pastizales inducidos, los cuales pueden tener un patrón diferente al que se muestra en la Figura C8.1., por efecto de la labranza o erosión.

La relación entre los parámetros a y b, dado un punto de intersección común, es del tipo:

$$a = A + Bb$$

donde A y B son constantes que varían de acuerdo al grupo y tipo de vegetación *sensu* INEGI, del ajuste estadístico; en especial COI = A. La Figura C8.2. muestra el resultado de la modelación.

Al conocerse el valor del COS a 30 cm de profundidad (COS₃₀), estimado usando una profundidad media de 15 cm, es posible estimar el COS a otra profundidad, al parametrizar la constante a (la constante b se estima de la relación previa) de acuerdo con:

$$a = A1 + B1 \text{COS}_{30}$$

donde A1 y B1 son constantes que varían de acuerdo con el grupo o tipo de vegetación *sensu* INEGI.

Los valores de A, B, A1 y B1 por tipos de vegetación *sensu* INEGI pueden obtenerse de Paz y Etchevers (2016).

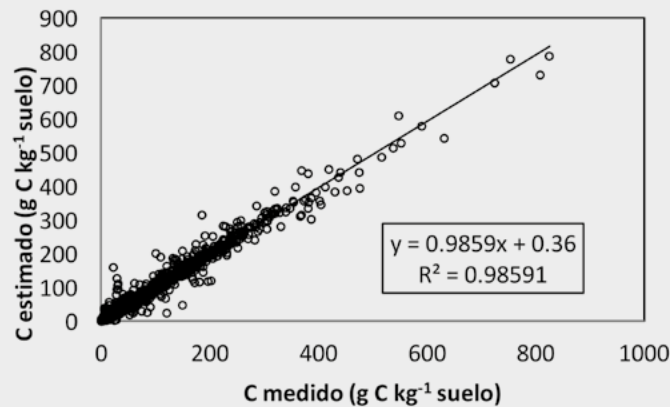


Figura C8.2. Ajuste estadístico del modelo logarítmico a los datos de perfiles de suelos.
Fuente: Paz y Etchevers (2016)

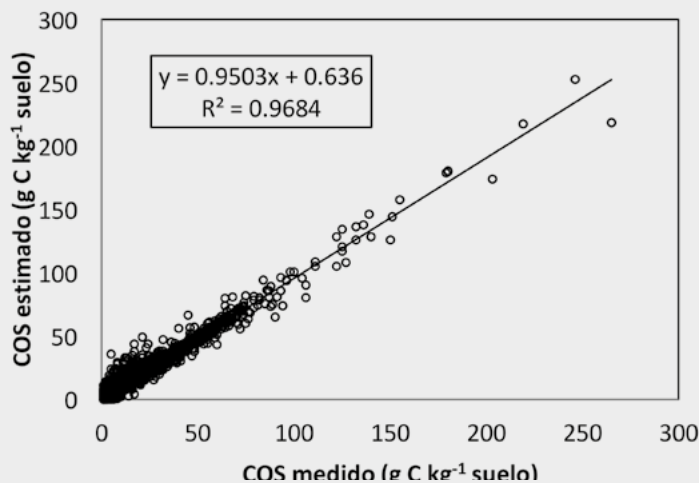


Figura C8.3. Ajuste estadístico de la estimación del COS a 100 cm usando el dato de COS a 30 cm.
Fuente: Paz y Etchevers (2016).

Relaciones COS-textura del suelo y estimación del COS máximo

En la literatura existen publicaciones que relacionan el COS con la textura del suelo (Feller y Beare, 1997; Hassink, 1997; Konen *et al.*, 2003; Müller y Höper, 2004; Arrouays *et al.*, 2006), aun cuando se espera que la relación entre una variable estática (textura)

y una dinámica (COS) sea significativa para ciertas condiciones de equilibrio (*i.e.* saturación del COS; Hassink, 1997).

La Figura 4 muestra la relación de la arena (recíproco de arcilla + limo) con el COS (%) para el grupo de vegetación bosque de pino y matorral xerófilo, de acuerdo con la base de datos de perfiles de suelo (Paz *et al.*, 2016a).

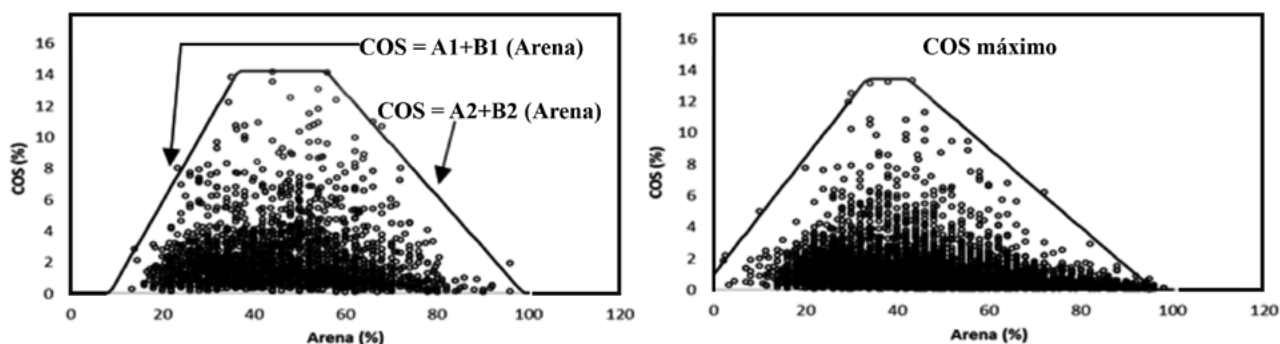


Figura 4. Dispersión de la relación Arena-COS y las envolventes superiores. (a) Bosque de Pino y (b) Matorral Xerófilo. Fuente: Paz y Etchevers (2016).

Se observa en la Figura 4 una gran dispersión de los valores del COS asociados a una textura dada (porcentaje de arena), tal como se esperaría al usar grupos de vegetación que tienen vegetación primaria y secundaria. En la Figura 4 se ajustaron modelos lineales a la envolvente de los valores máximos, definidos por los parámetros A1, B1, A2, B2 y COS máximo, los cuales se estimaron para el caso de grupos de vegetación (Paz *et al.*, 2016a). Este ejercicio puede realizarse para tipos de vegetación y clases combinadas de textura y clima (*i.e.* temperatura y precipitación).

Nuevas estimaciones de densidades de COS por tipo de vegetación

Considerando lo discutido previamente con relación a los inventarios de COS por tipos de vegetación y los errores asociados en las estimaciones de la densidad aparente y fragmentos gruesos, se analizó una base de datos de 19 313 perfiles de suelo del INEGI a la profundidad de 0 a 30 cm (o la profundidad efectiva, si se presenta una restricción: roca, regolita, cementante) y 15 989 perfiles a la profundidad de 0 a 100 cm (o la profundidad efectiva). Los datos de laboratorio

(COS, textura y otras determinaciones) se revisaron para control de calidad, así como los datos de campo descritos en Paz y Velázquez (2018).

En el caso de los tipos de vegetación *sensu* INEGI (1997) asociados a la localización geográfica de los perfiles, se realizó una revisión detallada, asignándole los tipos de vegetación cuando existía información de referencia adecuada, como descripciones de la vegetación en campo o tipos de vegetación de acuerdo con mapas de USyV del INEGI (Paz y Velázquez, 2018).

Las estimaciones de densidad aparente se realizaron mediante funciones de pedotransferencia que consideraran la textura y el COS, cuando existía esta información, o solo el COS; además de mediciones directas de DA (Paz y Velázquez, 2018). En el caso de los fragmentos gruesos (FG), no se realizaron estimaciones, dado que los datos disponibles son de estimaciones gruesas de volúmenes de FG y pueden tener errores grandes al convertirlos a datos de porcentaje de masa de éstos. Los muestreos fueron realizados en el periodo de 1969 al 2006. La Figura 5 muestra la distribución geográfica de los perfiles de suelo usados.

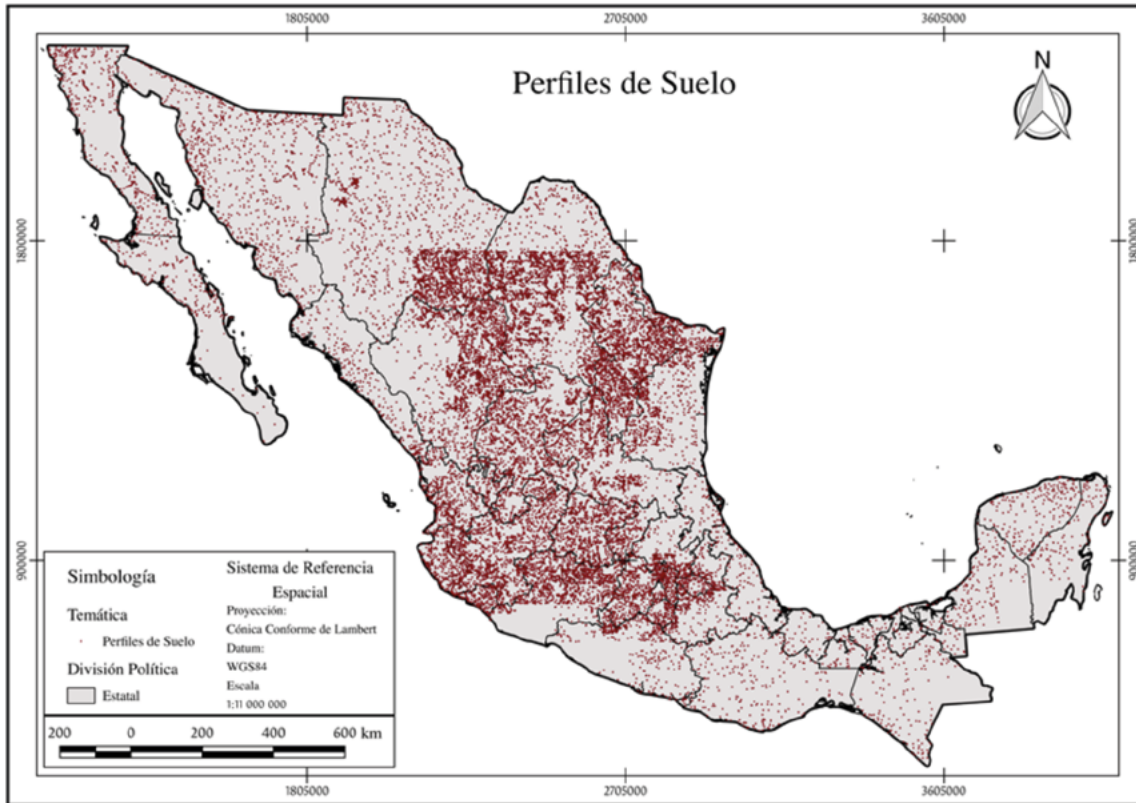


Figura 5. Localización geográfica de la base de datos de los perfiles de suelo del INEGI.

La determinación del COS se realizó por el método de Walkley-Black (Walkley y Black, 1934; Walkley, 1947), con modificaciones (Jackson, 1958; Black, 1965), para el caso de la materia orgánica del suelo (MOS). La conversión del COS mediante el MOS se hizo con el factor de conversión de 0.58, que implica una recuperación del 76%; la cual ha sido verificada por Padilla *et al.* (2012) utilizando autoanalizadores para la determinación del COS

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Inventarios multi-temporales del COS a escala de país

Mediante un procedimiento de asignación del COS a los tipos de vegetación de los mapas de USyV del INEGI de la Serie II (año base 1993), Serie III (año

base 2002), Serie IV (año base 2007), Serie V (año base 2011) y Serie VI generada por el PMC (año base 2014), se realizaron inventarios nacionales del COS a la profundidad de 0 a 30 cm (Paz *et al.*, 2016a). La Figura 6 muestra el inventario multi-temporal del COS, en donde se observa una recuperación en los últimos años, después de una reducción relativamente importante desde 1993 hasta el 2007. Este resultado debe ser interpretado con cuidado, dada la incertidumbre en las estimaciones; además que los cambios son pequeños en relación a los valores totales.

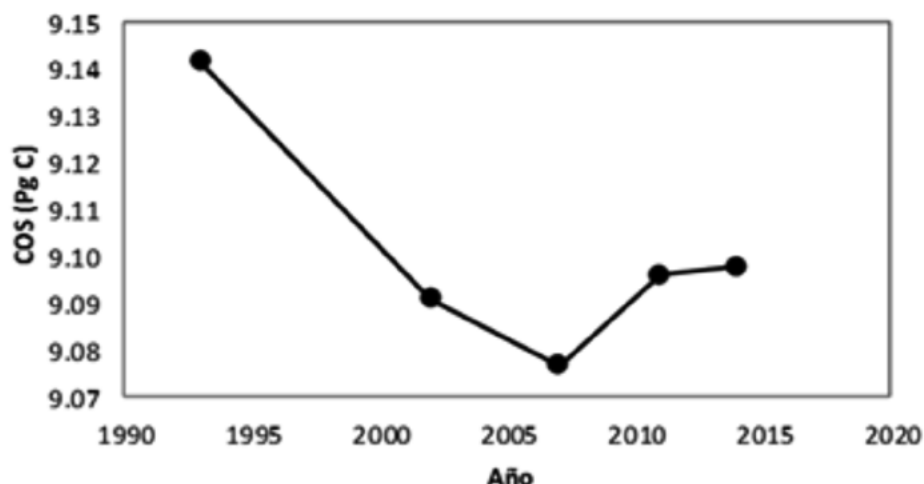


Figura 6. Evolución temporal del COS en el país.
Fuente: Paz *et al.* (2016a).

Estimación de las densidades del COS por tipos de suelo

En el Cuadro 2 se presentan las estimaciones del COS (en porcentaje y densidad (Mg C ha⁻¹)), FG=0 y Profundidad = 0 a 30 cm, asociados a los tipos de

suelo, de acuerdo con la clasificación FAO/UNESCO/ISRIC de 1968, en donde se observa que los suelos más ricos en COS son los Histosoles (2547.35 Mg C ha⁻¹), Andosoles (116.82 Mg C ha⁻¹) y Rendzinas (91.33 Mg C ha⁻¹) y los más pobres son Solonetz (13.33 Mg C ha⁻¹), Yermosoles (13.48) y Arenosoles (20.77 Mg C ha⁻¹).

Cuadro 2. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 30 cm, por tipo de suelo, de acuerdo con la clasificación de FAO/UNESCO/ISRIC de 1968. Fuente: Paz y Velázquez (2018)

Tipo de Suelo	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)			
		Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Acrisol	275	0.17	1.87	1.74	10.19	2.68	55.60	23456.61	2530.39
Cambisol	845	0.06	1.46	1.75	10.03	1.89	42.67	1362.88	327.23
Chernozem	102	0.26	1.62	0.62	5.11	4.63	58.85	810.47	147.50
Rendzina	731	0.17	4.44	10.23	21.11	4.01	91.33	12793.81	2572.47
Gleysol	175	0.09	2.06	2.14	9.03	3.04	58.47	1700.85	222.43
Feozem	2415	0.06	1.56	1.15	10.32	1.92	50.73	1126.06	438.94
Litosol	220	0.01	2.30	10.03	34.10	0.33	31.83	482.69	106.26
Fluvisol	383	0.06	0.84	0.66	8.70	1.77	31.67	789.03	228.06
Castañozem	578	0.06	1.49	0.79	8.00	2.52	52.08	958.14	209.59
Luvisol	914	0.06	1.59	1.30	13.80	2.13	43.55	966.22	373.30
Nitosol	23	0.20	2.50	1.52	5.99	7.18	55.15	526.59	107.81
Histosol	13	11.02	17.58	26.45	29.29	125.56	2547.35	28 962 370.00	19 609.03
Arenosol	5	0.39	0.91	0.14	1.35	8.67	20.77	63.68	30.73
Regosol	1661	0.06	0.90	0.78	11.99	0.92	27.12	769.33	717.08

Cuadro 2. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 30 cm, por tipo de suelo, de acuerdo a la clasificación de FAO/UNESCO/ISRIC de 1968. Fuente: Paz y Velázquez (2018) (Continuación).

Tipo de Suelo	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)			
		Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Solonetz	63	0.09	0.44	0.07	1.44	2.34	13.33	83.30	35.63
Andosol	459	0.10	3.83	9.13	31.52	3.92	116.82	10707.43	1018.29
Ranker	27	0.60	2.75	3.75	7.77	19.48	67.02	1237.92	160.97
Vertisol	1894	0.06	1.23	1.24	25.52	2.35	47.26	11627.32	4527.41
Planosol	240	0.09	0.89	0.43	7.71	3.20	27.68	459.41	198.41
Xerosol	3122	0.01	0.99	0.40	13.80	0.60	34.55	739.59	979.40
Yermosol	864	0.06	0.35	0.18	8.55	1.58	13.48	326.82	405.61
Solonchak	497	0.06	0.86	0.93	8.10	1.55	27.15	770.68	189.17

Estimación de densidades del COS por tipo de vegetación

En el Cuadro 3 se presentan las estimaciones del COS (en porcentaje y Mg C ha⁻¹), FG = 0 y Profundidad = 30 cm, asociados a los tipos de vegetación *sensu* INEGI (1997) y en el Cuadro 4 las mismas estimaciones, pero para la profundidad de 100 cm. Se observa que los mayores contenidos de COS se presentan bajo

vegetación de bosques y selvas, como era de esperarse y, los menores, en la vegetación desértica.

En el caso de la vegetación hidrófila, el contenido de COS es bajo, aun cuando la desviación estándar es muy alta, lo que implica una alta variabilidad. En lo general, algunas estimaciones deben considerarse con alta incertidumbre, dados probables errores en la asignación de los tipos de vegetación de acuerdo a la información disponible, además de la variabilidad espacial.



Cuadro 3. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 30 cm, por tipo de vegetación *sensu* INEGI (1997).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)			
				Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Bosque de Coníferas	Bosque de Oyamel	Primaria	29	1.08	5.24	9.07	11.77	30.73	139.15	9708.80	500.76
		Secundaria	2	2.47	2.48	0.00	2.49	55.62	61.87	78.22	68.12
	Bosque de Táscate	Primaria	20	0.10	1.35	1.14	3.48	4.42	45.51	1521.27	137.06
		Secundaria	6	0.29	2.57	11.51	9.25	5.36	68.81	5220.98	200.45
	Bosque de Pino	Primaria	266	0.10	2.33	4.50	12.20	2.20	61.31	3170.26	314.92
		Secundaria	43	0.01	2.73	3.97	6.74	0.15	80.27	4242.82	296.66
	Bosque de Pino-Encino	Primaria	505	0.06	2.21	4.14	13.80	2.50	62.26	16 653.20	2530.39
		Secundaria	69	0.06	2.31	5.15	14.09	2.50	53.86	1793.56	200.26
Bosque de Ayarín	Primaria	1	4.96	4.96	ND	4.96	86.22	86.22	ND	86.22	
	Secundaria	1	1.63	1.63	ND	1.63	43.83	43.83	ND	43.83	
Bosque de Encino	Bosque de Encino	Primaria	310	0.01	1.97	6.23	34.10	0.52	50.34	4370.66	1018.29
		Secundaria	169	0.17	1.92	2.81	12.30	4.66	50.74	2091.24	438.94
	Bosque de Encino-Pino	Primaria	122	0.06	1.89	3.80	13.80	0.92	48.47	2032.32	336.56
		Secundaria	42	0.27	2.02	3.08	6.92	5.44	47.75	1405.45	165.80
Bosque Mesófilo de Montaña	Bosque Mesófilo de Montaña	Primaria	37	0.06	2.83	3.57	8.28	1.22	78.77	2156.36	201.24
		Secundaria	12	0.87	4.48	8.30	11.20	20.37	123.68	11 653.62	433.77
Matorral Xerófilo	Matorral Crasicaule	Primaria	149	0.10	1.18	0.85	5.20	1.92	35.95	956.51	190.59
		Secundaria	42	0.40	1.51	0.88	5.10	3.26	48.67	1227.19	163.93
	Matorral Desértico Micrófilo	Primaria	1747	0.01	0.98	0.79	13.80	0.13	31.16	1124.42	979.40
		Secundaria	251	0.04	0.88	0.40	5.50	1.58	29.89	471.44	140.39
	Matorral Desértico Rosetófilo	Primaria	302	0.01	1.52	2.60	11.99	0.60	43.40	2559.48	717.08
		Secundaria	19	0.30	1.49	2.10	6.00	9.81	36.17	636.27	103.69
	Matorral Espinoso Tamaulipeco	Primaria	338	0.17	1.26	0.93	6.80	3.21	40.44	577.62	133.02
		Secundaria	46	0.27	1.81	0.79	4.93	9.71	49.99	609.61	138.40
	Mezquital Xerófilo	Primaria	291	0.06	0.89	0.36	3.80	1.86	31.85	628.63	175.24
		Secundaria	42	0.10	1.08	0.73	4.30	4.38	31.22	431.03	80.11
	Chaparral	Primaria	107	0.10	1.79	4.41	14.15	3.15	43.21	2029.86	312.17
		Secundaria	6	0.50	1.91	9.46	8.18	16.15	44.45	3381.85	162.92
	Matorral Rosetófilo Costero	Primaria	16	0.04	0.73	0.90	4.10	0.80	15.35	137.10	45.52
	Matorral Sarcocaula	Primaria	132	0.01	0.56	0.80	7.86	0.17	16.10	594.35	192.75
		Secundaria	3	0.34	0.81	0.23	1.30	12.02	37.22	654.48	63.17
	Matorral Sarcocrasicaule	Primaria	62	0.04	0.34	0.08	1.70	1.10	11.07	155.69	87.80
	Matorral Submontano	Primaria	225	0.23	2.55	4.51	11.30	4.73	67.66	1843.85	285.74
		Secundaria	73	0.18	2.00	3.79	13.11	7.72	64.64	2197.65	229.26
	Matorral Sarcocrasicaule de Neblina	Primaria	7	0.01	0.17	0.01	0.30	0.35	6.87	48.82	18.11
	Vegetación de Desiertos Arenosos	Primaria	66	0.01	0.17	0.03	0.90	0.22	6.14	29.62	28.15
	Vegetación Halófila	Primaria	295	0.04	0.73	0.57	5.57	1.97	23.43	515.93	176.60
		Secundaria	15	0.10	0.82	1.17	4.35	2.27	22.91	768.44	115.73
	Vegetación Gipsófila	Primaria	10	0.06	0.44	0.16	1.45	3.19	18.51	407.00	70.94

Cuadro 3. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 30 cm, por tipo de vegetación *sensu* INEGI (1997). (Continuación).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)			
				Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Selva Caducifolia	Matorral Subtropical	Primaria	69	0.10	1.51	1.22	6.73	2.39	46.66	1292.62	232.24
		Secundaria	80	0.11	1.57	2.01	8.90	1.76	46.97	1329.38	174.56
	Selva Baja Caducifolia	Primaria	280	0.06	1.75	2.99	11.00	2.84	46.51	1412.32	244.44
		Secundaria	341	0.23	2.00	4.47	14.00	5.72	48.38	1339.69	229.68
	Selva Mediana Caducifolia	Primaria	11	0.11	1.21	2.63	5.99	3.93	24.06	287.93	65.40
		Secundaria	5	0.41	1.23	2.65	4.14	12.75	27.34	644.48	72.10
Selva Espinosa	Selva Baja Espinosa Caducifolia	Primaria	19	0.20	1.93	3.50	7.13	4.25	54.51	2514.14	185.83
		Secundaria	20	0.30	0.85	0.20	2.00	11.45	33.28	455.02	96.25
	Selva Baja Espinosa Subperennifolia	Secundaria	1	7.30	7.30	ND	7.30	130.09	130.09	ND	130.09
Selva Perennifolia	Selva Alta Perennifolia	Primaria	26	0.60	4.09	7.59	10.90	9.92	83.25	2613.18	198.18
		Secundaria	37	0.79	2.59	3.05	10.40	11.60	59.04	1119.95	163.80
	Selva Alta Subperennifolia	Secundaria	2	1.53	2.33	1.26	3.12	33.17	58.23	1256.48	83.30
	Selva Baja Perennifolia	Primaria	7	0.58	2.03	1.06	3.20	17.68	48.89	846.90	95.83
		Secundaria	1	4.96	4.96	ND	4.96	48.39	48.39	ND	48.39
	Selva Baja Subperennifolia	Primaria	20	0.68	2.55	1.01	4.10	12.52	67.08	1221.60	150.41
		Secundaria	2	2.23	3.11	1.57	4.00	39.85	57.17	599.68	74.48
	Selva Mediana Perennifolia	Primaria	2	2.30	2.65	0.24	2.99	99.65	103.44	28.77	107.24
		Secundaria	3	0.92	1.51	0.60	2.38	34.78	47.29	355.82	68.98
	Selva Mediana Subperennifolia	Primaria	52	0.33	5.68	19.19	20.71	11.35	99.08	7529.15	608.07
Secundaria		71	0.10	4.33	12.23	21.11	4.77	115.93	89 991.00	2572.47	
Selva Subcaducifolia	Selva Baja Subcaducifolia	Primaria	5	0.53	2.82	10.99	8.57	21.46	53.69	1261.22	114.16
		Secundaria	1	0.91	0.91	ND	0.91	20.36	20.36	ND	20.36
	Selva Mediana Subcaducifolia	Primaria	46	0.14	2.04	2.87	8.29	4.29	57.88	1792.75	158.28
		Secundaria	145	0.29	4.00	9.92	18.90	6.00	76.01	1997.47	242.93
Vegetación Hidrófila	Bosque de Galería	Primaria	3	1.20	1.40	0.11	1.77	53.26	60.69	65.88	69.35
	Popal	No Aplica	4	0.80	7.27	125.71	24.03	14.56	607.75	1 333 038.00	2339.34
	Vegetación de Galería	Primaria	14	0.06	0.89	2.30	6.00	2.32	27.89	2601.66	200.46
	Manglar	Primaria	31	0.16	2.75	12.89	14.15	5.38	46.15	1405.88	189.17
		Secundaria	2	0.58	4.04	23.97	7.50	16.29	42.44	1368.17	68.60
	Tular	No Aplica	16	0.27	2.48	3.91	6.84	11.75	65.17	2137.56	184.20
Otros Tipos de Vegetación	Bosque de Mezquite	Secundaria	1	1.43	1.43	ND	1.43	47.91	47.91	ND	47.91
	Palmar Natural	Secundaria	1	0.67	0.67	ND	0.67	24.05	24.05	ND	24.05
	Vegetación de Dunas Costeras	Primaria	12	0.01	0.34	0.09	1.00	0.32	15.12	168.14	44.45



Cuadro 3. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 30 cm, por tipo de vegetación *sensu* INEGI (1997). (Continuación).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)			
				Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Pastizal	Pastizal Halófilo	Primaria	171	0.08	0.77	0.35	3.31	2.75	25.79	486.54	138.63
		Secundaria	21	0.06	0.67	0.33	2.73	2.15	20.14	326.44	75.35
	Pastizal Natural	Primaria	513	0.06	1.28	0.82	8.36	2.13	37.96	712.31	219.05
		Secundaria	186	0.10	1.26	0.54	5.30	3.09	36.73	462.23	115.15
	Pastizal Gipsófilo	Primaria	31	0.32	1.56	0.93	5.07	5.50	51.18	1132.16	143.04
Sabana	Primaria	30	0.28	1.48	1.91	5.58	8.67	38.60	1185.11	181.48	
Vegetación Inducida	Pastizal Inducido	No Aplica	870	0.06	1.57	2.13	15.91	2.90	48.10	2000.68	430.95
	Palmar Inducido	No Aplica	2	1.63	3.22	5.01	4.80	29.81	58.59	1656.41	87.37
Agroecosistemas	Bosque cultivado	No Aplica	5	0.07	0.78	0.35	1.70	2.12	26.41	266.90	47.85
	Agricultura de humedad	No Aplica	27	0.07	1.78	4.72	9.09	1.74	50.88	1282.28	137.89
	Pastizal cultivado	No Aplica	492	0.09	2.01	2.93	12.20	3.21	56.37	1722.87	354.56
	Agricultura de riego	No Aplica	1260	0.01	1.18	1.75	17.92	0.26	43.42	4678.52	1244.09
	Agricultura de temporal	No Aplica	3222	0.01	1.46	2.77	31.52	0.33	55.48	138 077.80	19 609.03
Otros Rasgos	Desprovisto de vegetación	No Aplica	2	0.07	0.49	0.36	0.92	2.37	19.41	580.93	36.46
	Sin vegetación aparente	No Aplica	65	0.01	0.50	0.29	3.57	0.19	16.58	306.56	94.79
	Cuerpos de agua	No Aplica	9	0.01	1.12	0.89	2.55	0.50	42.97	1660.42	100.37
	Zona urbana	No Aplica	6	0.30	1.06	0.74	2.67	13.81	46.61	1263.21	94.04

Cuadro 4. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 100 cm, por tipo de vegetación *sensu* INEGI (1997).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)			
				Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Bosque de Coníferas	Bosque de Oyamel	Primaria	26	0.90	3.63	6.34	10.32	29.61	121.35	8714.49	394.98
		Secundaria	2	1.18	1.20	0.00	1.21	38.17	44.18	72.32	50.20
	Bosque de Táscate	Primaria	14	0.10	0.78	0.42	2.25	4.02	25.56	408.79	61.74
		Secundaria	5	0.29	2.09	5.81	5.94	5.36	77.22	7286.88	173.33
	Bosque de Pino	Primaria	222	0.10	1.71	2.44	12.20	2.20	51.58	1969.27	250.22
		Secundaria	40	0.01	2.15	3.38	6.60	0.60	73.38	5436.91	341.00
	Bosque de Pino-Encino	Primaria	376	0.07	1.52	2.88	10.21	1.57	45.11	2408.74	489.88
		Secundaria	61	0.06	1.84	5.58	14.09	2.50	44.11	1764.62	190.40
Bosque de Ayarín	Primaria	1	4.37	4.37	ND	4.37	85.37	85.37	ND	85.37	
	Secundaria	1	1.17	1.17	ND	1.17	44.42	44.42	ND	44.42	
Bosque de Encino	Bosque de Encino	Primaria	285	0.09	1.60	6.11	34.10	2.44	44.77	2496.73	471.56
		Secundaria	147	0.10	1.63	2.47	12.30	5.99	48.32	3245.54	599.95
	Bosque de Encino-Pino	Primaria	104	0.06	1.48	2.61	10.09	0.92	42.57	1208.20	162.82
		Secundaria	36	0.21	1.84	3.25	6.38	4.12	46.27	1595.90	174.75
Bosque Mesófilo de Montaña	Bosque Mesófilo de Montaña	Primaria	30	0.06	1.87	1.89	6.07	1.22	59.36	1393.90	164.11
		Secundaria	12	0.71	3.01	6.57	9.55	24.35	93.99	10150.89	386.50

Cuadro 4. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 100 cm, por tipo de vegetación *sensu* INEGI (1997). (Continuación).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)			
				Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Matorral Xerófilo	Matorral Crasicaule	Primaria	142	0.10	1.02	0.74	5.20	1.92	34.27	998.19	190.59
		Secundaria	40	0.28	1.49	0.93	5.10	3.26	50.41	1234.06	163.93
	Matorral Desértico Micrófilo	Primaria	1492	0.01	0.83	0.62	9.23	0.13	30.03	728.88	418.48
		Secundaria	211	0.08	0.70	0.36	5.50	2.53	28.92	604.29	286.96
	Matorral Desértico Rosetófilo	Primaria	255	0.01	1.47	2.42	10.79	0.82	43.71	1425.91	258.91
		Secundaria	16	0.33	1.58	2.41	6.00	7.18	41.02	861.70	103.69
	Matorral Espinoso Tamaulipeco	Primaria	268	0.14	1.06	0.93	6.80	3.21	35.43	460.12	124.15
		Secundaria	38	0.25	1.53	0.88	4.93	10.77	42.26	406.50	99.94
	Mezquital Xerófilo	Primaria	222	0.05	0.67	0.19	3.00	1.55	28.46	471.55	116.37
		Secundaria	34	0.21	0.97	0.73	4.30	6.84	32.14	443.55	79.20
	Chaparral	Primaria	94	0.20	1.65	4.61	14.15	3.15	39.82	1755.44	312.17
		Secundaria	3	0.29	0.47	0.04	0.70	12.12	15.90	12.11	18.98
	Matorral Rosetófilo Costero	Primaria	15	0.02	0.64	0.98	4.10	0.57	14.84	134.50	45.52
		Secundaria	1	0.90	0.90	ND	0.90	64.04	64.04	ND	64.04
	Matorral Sarcocaulo	Primaria	124	0.01	0.48	0.71	7.86	0.17	15.71	639.96	192.75
		Secundaria	2	0.37	0.75	0.29	1.13	13.15	31.66	685.61	50.18
	Matorral Sarcocrasicaule	Primaria	57	0.04	0.31	0.06	1.70	1.16	10.08	85.01	46.77
	Matorral Submontano	Primaria	201	0.18	2.33	4.61	11.30	4.73	64.79	1886.46	241.63
		Secundaria	57	0.21	1.57	3.13	13.11	13.42	57.96	1345.41	183.20
	Matorral Sarcocrasicaule de Neblina	Primaria	7	0.01	0.15	0.01	0.30	0.40	10.02	160.11	29.65
Vegetación de Desiertos Arenosos	Primaria	51	0.01	0.15	0.02	0.56	0.27	7.30	49.97	31.99	
Vegetación Halófila	Primaria	242	0.04	0.51	0.31	5.25	2.11	21.59	431.06	135.35	
	Secundaria	12	0.07	0.57	0.30	2.10	2.93	23.15	405.22	72.72	
Vegetación Gipsófila	Primaria	7	0.06	0.21	0.02	0.39	3.13	12.18	135.08	35.70	
Selva Caducifolia	Matorral Subtropical	Primaria	59	0.04	1.28	0.79	3.99	1.75	40.20	791.61	109.90
		Secundaria	71	0.06	1.28	1.72	8.90	1.10	40.43	984.25	151.17
Selva Baja Caducifolia	Primaria	240	0.06	1.54	3.20	11.00	2.84	41.40	1211.94	250.05	
	Secundaria	314	0.12	1.84	4.68	14.00	4.79	47.87	2039.63	463.44	
Selva Mediana Caducifolia	Primaria	10	0.11	0.74	0.64	2.78	7.38	20.22	228.68	53.22	
	Secundaria	3	0.17	0.26	0.01	0.36	4.64	9.18	20.64	13.73	
Selva Espinosa	Selva Baja Espinosa Caducifolia	Primaria	16	0.15	1.78	3.84	7.13	4.25	51.17	2332.09	185.83
		Secundaria	15	0.26	0.78	0.25	2.00	8.63	34.27	823.17	100.21



Cuadro 4. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 100 cm, por tipo de vegetación *sensu* INEGI (1997). (Continuación).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)				
				Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	
Selva Perennifolia	Selva Alta Perennifolia	Primaria	22	0.41	2.95	6.04	8.80	9.92	65.12	1500.97	135.94	
		Secundaria	35	0.38	2.08	4.52	10.40	11.67	52.40	1868.53	239.39	
	Selva Alta Subperennifolia	Secundaria	2	0.53	1.78	3.13	3.03	14.52	49.80	2488.40	85.07	
	Selva Baja Perennifolia	Primaria	6	0.47	0.89	0.25	1.73	11.63	24.54	143.26	43.98	
		Secundaria	1	1.90	1.90	ND	1.90	33.79	33.79	ND	33.79	
	Selva Baja Subperennifolia	Primaria	19	0.31	1.64	1.02	4.10	7.47	47.51	558.08	91.33	
		Secundaria	2	1.07	2.53	4.30	4.00	25.29	49.89	1209.78	74.48	
	Selva Mediana Perennifolia	Primaria	1	1.25	1.25	ND	1.25	46.68	46.68	ND	46.68	
		Secundaria	3	0.56	0.85	0.09	1.16	22.04	36.75	472.10	61.71	
	Selva Mediana Subperennifolia	Primaria	49	0.50	5.18	22.47	20.71	16.90	91.06	8138.59	608.07	
		Secundaria	65	0.13	3.93	13.89	21.11	6.55	113.49	99554.53	2572.47	
	Selva Subcaducifolia	Selva Baja Subcaducifolia	Primaria	5	0.45	2.18	8.40	7.31	12.84	46.39	990.07	94.89
			Secundaria	1	0.82	0.82	ND	0.82	18.87	18.87	ND	18.87
		Selva Mediana Subcaducifolia	Primaria	40	0.12	1.31	1.71	7.30	4.75	42.26	1076.46	138.33
Secundaria			136	0.16	3.70	11.51	18.90	5.10	71.95	3301.61	437.05	
Vegetación Hidrófila	Bosque de Galería	Primaria	2	0.88	0.93	0.00	0.97	38.00	38.03	0.00	38.06	
	Popal	No Aplica	2	0.53	0.59	0.01	0.65	13.27	14.91	5.32	16.54	
	Vegetación de Galería	Primaria	13	0.10	1.04	3.86	7.43	2.36	41.68	4757.35	200.81	
	Manglar	Primaria	21	0.18	2.57	13.38	14.15	6.75	49.46	1747.10	176.68	
		Secundaria	2	0.24	3.87	26.36	7.50	7.48	38.04	1867.88	68.60	
	Tular	No Aplica	9	0.39	1.00	0.21	1.72	13.07	43.09	485.20	73.18	
Otros Tipos de Vegetación	Bosque de Mezquite	Secundaria	1	1.11	1.11	ND	1.11	37.15	37.15	ND	37.15	
	Palmar Natural	Secundaria	1	0.64	0.64	ND	0.64	27.08	27.08	ND	27.08	
	Vegetación de Dunas Costeras	Primaria	11	0.01	0.19	0.02	0.40	0.40	11.35	75.14	30.65	
Pastizal	Pastizal Halófilo	Primaria	145	0.10	0.57	0.26	3.31	2.90	23.19	392.89	130.71	
		Secundaria	19	0.06	0.40	0.07	1.10	3.21	23.36	882.17	139.51	
	Pastizal Natural	Primaria	434	0.08	1.08	0.68	6.15	2.89	33.74	602.41	153.10	
		Secundaria	154	0.11	1.14	0.58	5.30	3.06	33.94	434.09	115.79	
	Pastizal Gipsófilo	Primaria	27	0.25	0.97	0.33	2.82	5.50	43.35	703.44	104.03	
	Sabana	Primaria	23	0.21	0.94	0.73	3.66	5.17	28.08	474.87	93.21	
Vegetación Inducida	Pastizal Inducido	No Aplica	733	0.06	1.26	1.76	15.91	3.79	44.09	2594.36	501.31	
	Palmar Inducido	No Aplica	3	0.88	3.39	4.77	4.80	24.25	119.54	13183.91	247.02	
Agroecosistemas	Bosque cultivado	No Aplica	5	0.05	0.72	0.38	1.70	1.74	25.24	268.00	47.85	
	Agricultura de humedad	No Aplica	20	0.06	1.79	5.72	8.60	2.19	56.34	2019.08	154.77	
	Pastizal cultivado	No Aplica	411	0.06	1.48	2.66	12.20	1.58	46.37	1375.94	308.02	
	Agricultura de riego	No Aplica	990	0.01	0.86	1.36	17.96	0.32	41.04	15619.12	2864.87	
	Agricultura de temporal	No Aplica	2679	0.01	1.11	2.08	27.32	0.33	51.49	128590.10	17591.64	

Cuadro 4. Estadísticas del COS, FG = 0 y Profundidad = 100 cm, por tipo de vegetación *sensu* INEGI (1997). (Continuación).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	Sucesión	No. de Perfiles	Carbono Orgánico Suelo (%)				Carbono Orgánico Suelo (Mg C ha ⁻¹)			
				Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Otros Rasgos	Desprovisto de vegetación	No Aplica	2	0.04	0.21	0.06	0.38	1.73	8.27	85.76	14.82
	Sin vegetación aparente	No Aplica	49	0.01	0.36	0.17	2.17	0.27	16.93	500.87	146.31
	Cuerpos de agua	No Aplica	7	0.02	1.44	2.67	4.79	1.04	73.24	9019.17	277.68
	Zona urbana	No Aplica	5	0.17	0.51	0.07	0.87	7.81	28.02	392.00	60.79

Estimación del potencial de secuestro y pérdida de carbono por tipo de vegetación

A partir de las estimaciones del carbono orgánico inerte (COI) por tipo de vegetación (Paz y Etchevers, 2016) y el carbono orgánico máximo (COMax), en función de la textura del suelo para los grupos de vegetación (Paz *et al.*, 2016a) y para los tipos de vegetación definidos por Paz y Etchevers (2016),

se estimaron las Pérdidas Potenciales de COS (= COSactual – COI) y las Ganancias Potenciales de COS (= COMax – COSactual), todos los valores en porcentajes y FG = 0 y Profundidad = 0 a 30 cm. El Cuadro 5 muestra los resultados obtenidos, en donde los bosques, selvas y vegetación hidrófila presentaron los mayores potenciales de ganancias y pérdidas de COS. Las estadísticas reflejan la variabilidad espacial de los grupos de vegetación y tipos de suelos del país.

Cuadro 5. Estadísticas del potencial de pérdidas y ganancias de COS, FG = 0 y Profundidad = 30 cm, por tipo de vegetación *sensu* INEGI (1997).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	No. de Perfiles	Pérdida Potencial COS (%)				Ganancia Potencial COS (%)			
			Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Bosque de Coníferas	Bosque de Oyamel	31	0.8866	4.87	8.94	11.58	0.80	8.03	10.04	12.42
	Bosque de Pino	299	0.0036	2.11	4.41	11.86	0.95	10.08	8.89	13.99
	Bosque de Pino-Encino	520	0.0100	1.93	4.28	13.60	1.05	10.08	8.47	14.08
Bosque de Encino	Bosque de Encino	442	0.0089	1.60	5.20	33.61	0.24	8.87	9.20	13.63
	Bosque de Encino-Pino	128	0.0124	1.59	3.88	13.06	1.29	8.86	8.25	13.40
Matorral Xerófilo	Chaparral	103	0.0285	1.63	4.78	13.83	0.72	7.04	8.77	13.10
	Matorral Crasicaule	156	0.0083	0.92	0.83	4.67	1.13	9.17	6.93	13.08
	Matorral Desértico Micrófilo	1455	0.0004	0.82	0.74	13.38	0.15	9.38	8.90	13.33
	Matorral Desértico Rosetófilo	264	0.0119	1.31	2.71	11.51	2.61	9.65	5.48	13.11
	Matorral Espinoso Tamaulipeco	378	0.0161	1.07	0.94	6.53	1.15	9.71	5.53	13.10
	Matorral Rosetófilo Costero	14	0.0216	0.63	0.97	3.91	1.22	8.20	11.72	13.02
	Matorral Sarcocaula	63	0.0036	0.68	1.32	7.52	0.46	7.73	11.15	13.20
	Matorral Submontano	275	0.0017	1.89	4.41	12.43	0.29	9.09	6.12	13.10
	Mezquital Xerófilo	250	0.0262	0.71	0.36	3.88	1.15	9.39	7.33	13.18
	Vegetación de Desiertos Arenosos	19	0.0004	0.17	0.03	0.71	0.02	5.50	17.20	13.30
Vegetación Halófila	235	0.0081	0.64	0.65	5.29	0.82	9.71	9.73	13.30	

Cuadro 5. Estadísticas del potencial de pérdidas y ganancias de COS, FG = 0 y Profundidad = 30 cm, por tipo de vegetación sensu INEGI (1997). (Continuación).

Grupo de Vegetación	Tipo de Vegetación	No. de Perfiles	Pérdida Potencial COS (%)				Ganancia Potencial COS (%)			
			Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.	Mín.	Prom.	Desv. Est.	Máx.
Selva Caducifolia	Matorral Subtropical	123	0.0124	1.16	1.63	8.27	4.81	17.82	26.14	24.82
	Selva Baja Caducifolia	587	0.0131	1.60	3.87	13.61	0.61	15.32	27.43	24.93
	Selva Mediana Caducifolia	12	0.0328	0.99	2.99	5.49	5.10	13.02	41.44	23.67
Selva Espinosa	Selva Baja Espinosa Caducifolia	39	0.0536	1.23	2.06	6.98	3.96	13.26	24.38	21.50
Selva Perennifolia	Selva Alta Perennifolia	62	0.1794	2.64	5.36	10.29	0.27	17.15	38.23	24.10
	Selva Mediana Subperennifolia	119	0.1240	4.67	15.24	20.71	0.65	13.26	33.84	24.00
Selva Subcaducifolia	Selva Baja Subcaducifolia	6	0.2431	2.22	9.41	8.28	6.92	10.97	32.71	22.15
	Selva Mediana Subcaducifolia	181	0.0140	3.20	8.80	18.39	0.02	9.98	23.30	22.09
Vegetación Hidrófila	Manglar	29	0.1730	2.78	13.68	13.74	0.40	8.87	35.48	21.17
	Popal	4	0.4280	6.89	125.71	23.66	5.07	8.05	11.59	11.76
	Tular	16	0.0014	2.21	3.91	6.57	1.26	11.15	36.10	21.95
	Vegetación de Galería	8	0.2196	1.10	3.41	5.64	0.93	14.05	39.61	21.87
Otros Tipos de Vegetación	Vegetación de Dunas Costeras	4	0.2234	0.34	0.04	0.64	0.19	0.43	0.04	0.92
Pastizal	Pastizal Gipsófilo	28	0.1123	1.25	0.86	4.63	1.05	4.96	3.52	7.78
	Pastizal Halófilo	140	0.0011	0.54	0.34	2.91	0.05	5.76	3.18	8.99
	Pastizal Natural	648	0.0007	0.97	0.72	7.97	0.94	5.78	2.99	9.19
	Sabana	27	0.0209	1.20	1.96	5.17	0.26	4.86	4.76	8.44

SIGUIENTES PASOS

La información discutida sugiere que México cuenta con suficientes datos para realizar inventarios y estimar las emisiones de GEI producto del manejo de los suelos, así como de los cambios de uso del suelo y vegetación. No obstante, los análisis muestran que las incertidumbres de estimación son altas, debido a datos con información incompleta o con errores en la asignación de los datos de mediciones a los tipos de vegetación, o de suelos.

En forma enunciativa, pero no limitativa, algunos pasos siguientes que deben considerarse en una agenda de investigación sobre el carbono en los suelos de México son:

- Revisión detallada de los perfiles de suelo para hacer una asignación correcta de los tipos de vegetación y suelos, así como incrementar el número de perfiles, tomando en cuenta los nuevos datos registrados después del 2006 por el INEGI.
- Integración de una base pública de datos nacional, homogénea y estandarizada, de las mediciones de los suelos.
- Revisión detallada de los datos del carbono inorgánico de los suelos y su relación con variables indirectas.

- Desarrollo de métodos innovadores para la estimación de la densidad aparente y fragmentes gruesos, con niveles bajos de incertidumbre.
- Desarrollo de métodos innovadores para la estimación espacial del carbono en los suelos, bajo esquemas de fusión de datos de medición con mapas de clases de vegetación y de suelos, que permitan fusionar información multi-fuente, bajo el principio de conservación de la incertidumbre de cada fuente (Paz y de Jong, 2012). Los análisis deberán realizarse para diferentes años base, con datos de sólo el año en cuestión.
- Desarrollo de métodos de escalamiento de datos de carbono, que permitan estimar las incertidumbres asociadas a diferentes escalas de muestreo (Paz *et al.*, 2008, 2009 y 2010a; Guevara *et al.*, 2018).
- Desarrollo de modelos de la dinámica del carbono en los suelos, que puedan ser fácilmente parametrizados, para su uso en la generación de escenarios de intervenciones antropogénicas o de eventos naturales (*i.e.* Covalada *et al.*, 2016 y 2018).
- Expansión de los esfuerzos de caracterización y modelación del carbono en los suelos a otros elementos (N, P, etc.) de los ciclos biogeoquímicos, para una comprensión integral de los procesos.

Una tarea que debe seguir apoyándose es la de una red de laboratorios certificados con estándares comunes para las determinaciones analíticas de las muestras de suelos. Adicionalmente, para la cooperación multi-institucional es necesario romper barreras, principalmente culturales, para hacer interoperables los esfuerzos de desarrollo en México (Vargas *et al.*, 2017):

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los trabajos realizados en México, con relación al carbono orgánico de los suelos, son relativamente escasos a escalas locales o regionales. A nivel nacional, las fuentes de datos de carbono son aún limitadas y tienen información faltante que hace que las estimaciones de densidades de carbono orgánico de los suelos (COS,) por tipo de vegetación y suelo, tengan niveles de incertidumbre altos.

Los potenciales de pérdidas y ganancias del COS en bosques, selvas y vegetación hidrófila, muestran las mejores opciones para esquemas de intervención de programas de políticas públicas; aun cuando existen casos que requieren de atención, como el del matorral xerófilo, por su superficie.

Es altamente recomendable realizar una alianza estratégica entre las instituciones gubernamentales y las redes académico-científicas, para coordinar esfuerzos de muestreo y estandarización de protocolos de campo y laboratorio, de modo que se pueda contar con información confiable y protocolos estrictos de control de calidad.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Técnico Carlos Omar Cruz Gaistardo, contratado por el PMC-COLPOS, su apoyo en la recopilación y digitalización de las bases de datos de los perfiles de suelo, antes del proceso de control de calidad. También se agradece al INEGI el apoyo para el desarrollo de las bases de datos.

LITERATURA CITADA

- Adams, A. B., R. B. Harrison, A. S. Sletten, B. D. Strahm, E. C. Turnblom and C. M. Jensen. 2005. Nitrogen-fertilization impacts on carbon sequestration and flux in managed coastal Douglas-fir stands of the Pacific Northwest. *For. Ecol. Manage.* doi:10.1016/j.foreco.2005.08.018.
- Arrouays, D., N. Saby, C. Walter, B. Lemerrier and C. Schvartz. 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use Manage.* 22:48-51
- Auerswald, K. and W. Schimmac. 2000. Element-pool balance in soil containing rock fragments. *Catena* 40:271-290.
- Balbotín, C., C. O. Cruz, F. Paz, and J. D. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. *In: Lal, R. and R. F. Follett (eds.). Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect. SSSA Special Publication 57. 2nd Edition. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. pp. 71-96*
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:161-163.
- Black, C.A (ed.). 1965. *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Properties, including Statistics of Measurement and Sampling. Agronomy Monograph 9.1. Soil Science Society of Soil. Madison, Wisconsin*
- Bolaños, M. A., F. Paz, C. O. Cruz, J. A. Argumedo, V. M. Romero y J. C. de la Cruz. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34:271-288



- Bond-Lamberty, B., V. L. Bailey, M. Chen, C. M. Gough, and R. Vargas. 2018. Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades. *Nature* 560:80-83.
- Bond-Lamberty, B. and A.M. Thomson, A. M. 2010. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464:579-582
- Brady, N. C. and R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall. USA.
- Briones, O., A. Búrquez, A. Martínez-Yrizar, N. Pavón y Y. Perroni. 2018. Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401898.
- Campo, J., F. García-Oliva, A. Navarrete-Segueda y C. Siebe. 2016. Almacenes y dinámica del carbono orgánico en ecosistemas forestales tropicales de México. *Terra Latinoamericana* 34:31-38.
- Canary, J. D., R. B. Harrison, J. E. Compton and H. N. Cheppell. 2000. Additional carbon sequestration following repeated urea fertilization of second-growth Douglas-fir stands in western Washington. *For. Ecol. Manage.* 138:225-232.
- Carré, F., R. Hiederer, V. Blujdea and R. Koeble. 2010. Background guide for the calculation of land carbon stocks in the biofuel sustainability scheme drawing on the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. EUR 24573 EN. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg 109 p.
- Carter, M. R. D. A. Angers, E. G. Gregorich, and M. A. Bolinder. 2003. Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions. *Can. J. Soil Sci.* 83:11-23.
- Casiano-Domínguez, M., F. Paz-Pellat, M. Rojo-Martínez, S. Covalada-Ocón y Deb Raj-Aryal. 2017. Base de datos nacional del carbono en cronosecuencias. *Elementos para Políticas Pública* 1:183-196.
- Colegio de Postgraduados. 2013. *Suelo*. Montecillo, Estado de México, México 21 p.
- Coleman, K. and S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. In: D. S. Powlson, P. Smith, and J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets*. Springer-Verlag. Berlin. Volume 38 pp. 237-246.
- Conant, R. T., J. M. Steinweg, M. L. Haddix, E. A. Paul, A. F. Plante and J. Six. 2008. Experimental warming shows that decomposition temperature sensitivity increases with soil organic matter recalcitrance. *Ecology* 89:2384-2391.
- Corti, G., F. C. Vgolini, A. agnelli, G. Certii, R. Cuniglio, F. Berna and M. J. Fernandez. 2002. The soil skeleton, a forgotten pool on carbon and nitrogen in soil. *European Journal of Soil Science* 53:283-298.
- Cotler, H., M. Martínez y Jorge D. Etchevers. 2016. Carbono orgánico en suelos argícolas de México: Investigación y políticas públicas. *Terra Latinoamericana* 34:125-138.
- Cotler, H., E. Sotelo, J. Domínguez, M. Zorrilla, S. Cortina y L. Quiñones. 2007. La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica* 83:5-71
- Covalada S., F. Paz, J. F. Gallardo, C. Prat, J. Etchevers, y C. Hidalgo. 2007. Teoría de estados y transiciones aplicada a suelos volcánicos sometidos a diferentes manejos I: relación molar (Sio-Sid)/(Alo-Ald). En: *Simposio Carbono Orgánico del Suelo y Calentamiento Global: Perspectivas y Oportunidades de Investigación en Latinoamérica*. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Guanajuato, México.
- Covalada, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana* 34:97-112
- Covalada, S., F. Paz y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del Estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401897
- Covalada-Ocón, S. y M. Casiano-Domínguez. 2017. Base de datos y conocimiento asociado a la implementación de REDD en Chiapas. *Elementos para Políticas Públicas* 1:233-248.
- Cueva, A., C.A. Robles Zazueta, J. Garatuzza y E.A. Yépez. 2016. Soil respiration in Mexico: advances and future directions. *Terra Latinoamericana* 34:253-269
- de Jong, B. H. J., F. Rojas, M. Olguín, V. de la Cruz, F. Paz, G. Jiménez y M. A. Castillo. 2010b. Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de Gases de Efecto Invernadero provenientes de Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo. Informe final de consultoría para Conservación Internacional México A.C. Disponible en:http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (consulta diciembre 14 de 2017).
- de Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martinez, G. Guerrero and C. Balbontin. 2010a. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701.
- de Jong, B., M. Olguin, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C. O. Cruz y J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1990-2006. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 119 p.
- de Jong, B., O. Masera, J. D. Etchevers, Marcela I. Olguín, R. D. Martínez, C. Balbontín, F. Paz, C. Anaya y M. Motolinia. 2006b. Estimaciones actualizadas de emisiones de gases de efecto invernadero derivados del Uso de Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Bosques (USCUSyB) en México para el período 1993-2002. Informe preparado para el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. Contrato FPP-2005-22 70 p. Disponible en:http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (consulta diciembre 14 de 2017).

- de Jong, B., O. Masera, R. D. Martínez, F. Paz, M. Olguin, C. Anaya, C. Balbontín, M. Motolinia y G. Guerrero. 2006a. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1993-2002. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y bosques. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 78 p.
- Drigo, B., G. A. Kowalchuck and J. A. van Veen. 2008. Climate change goes underground: effects of elevated atmospheric CO₂ on microbial community structure and activities in the rhizosphere. *Biology and Fertility of Soils* 44:667-679
- Elliot, E. T. and T. K. Paustian. 1996. Modelling the measurable or measuring the modelable: a hierarchical approach to isolating meaningful soil organic fractionation. *In: D.S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (eds.). Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Long-Term Datasets. NATO ASI Series 1: Global Environment Change, 38, Springer-Verlag. Heidelberg pp. 161-179*
- Eswaran, H., E. Van Den Berg and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal* 57:192-104.
- Etchevers, J. D. 2013. Estado actual de la investigación de los almacenes de carbono en México. *En: F. Paz, M. Bazan y V. Saynes (eds.). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México pp. 27-31.*
- Falkowski, P., R. J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Höglberg, S. Linder, F. T. Mackenzie, B. Moore, T. Pedersen, Y. Rosenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek and W. Steffen. 2000. The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. *Science* 290:291-296.
- Fang, C. M., P. Smith, J. B. Moncrieff and J.U. Smith. 2005. Similar response of labile and resistant soil organic matter pools to changes in temperature. *Nature* 433:57-59.
- FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. Rome, Italy.
- Feller, C. and M. H. Beare. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79:69-116.
- Fontaine, S., S. Barot, P. Barre, N. Bédouin, M. Mary and C. Rumpel. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450:277-310
- Fuentes-Ponce, M. H., J. D. Etchevers-Barra y O. Briones. 2013. El papel del Programa Mexicano del Carbono en México en relación a los suelos. *En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds.). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México pp. 45-50*
- Galicia, L., A. M. Gamboa-Caceres, S. Cram, B. Chávez-Vergara, V. Peña-Ramírez, V. Saynes y C. Siebe. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34:1-30.
- González, L., J. D. Etchevers, F. Paz, F. Carrillo, M. Acosta y A. Báez. 2016. Desempeño del modelo RothC-26.3 a nivel parcela en México. *Terra Latinoamericana* 34:357-368.
- González, L., J. D. Etchevers, F. Paz, R. Valdez, J. M. Gonzalez and E. C. Moreno. 2010. Estimation of changes in soil organic carbon in hillside systems on a regional scale. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12:57-67.
- González, L., M. Acosta, F. Carrillo, A. Baez and J. M. González. 2014. Cambios de carbono orgánico del suelo bajo escenarios de cambio de uso del suelo en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 5:1275-1285.
- Grace, P. R., J. N. Ladd, G. P. Robertson and S. H. Gage. 2006. SOCRATES – A simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 38:1172-1176.
- Gregorich E. G., K. J. Greerb, D. W. Anderson and B. C. Liang. 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil and Tillage Research* 47:291-302.
- Guevara, M., C. Aguilar, C. Arroyo, F. González y J. Larson. 2012. La diversidad de los datos sobre los suelos de México: Perfiles y clases, escalas y modelos continuos. *CONABIO. Biodiversitas* 105:13-16.
- Guevara, M., G. Federico-Olmedo, E. Stell, Y. Yigini, Y. Aguilar-Duarte, C. Arellano-Hernández, G. E. Arévalo, C. E. Arroyo-Cruz, A. Bolivar, S. Bunning, N. Bustamante-Cañas, C.O. Cruz-Gaistardo, F. Davila, M. Dell-Acqua, A. Encina, H. Figueredo-Tacona, F. Fontes, J. A. Hernández-Herrera, A. R. Ibelle-Navarro, V. Loayza, A. M. Manueles, F. Mendoza-Jara, C. Olivera, R. Osorio-Hermosilla, J. Rodríguez-Rodríguez, R. Roopnarine, A. Rosales-Ibarra, K.A. Rosales-Riveiro, G. A. Schulz, A. Spence, G. M. Vasques, R. R. Vargaas and R. Vargas. 2018. No silver bullet for digital soil mapping: country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. *Soil* 4:173-193
- Gulde, S., H. Chung, W. Amelung, C. Chang and J. Six. 2008. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:605-612.
- Hamburg, S. A. 2000. Simple rules for measuring changes in ecosystem carbon in forestry-offset projects. *Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change* 5:25-37.
- Harrison, R. B., P. W. Footen and B. D. Strahm. 2011. Deep soil horizons: contribution and importance to soil carbon pools in assessing whole-ecosystem response to management and global change. *Forest Science* 57:67-76.



- Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191:77-87
- Hernández, M. E. y P. Moreno-Casasola. 2018. Almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce en México. *Madera y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401881
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho-Rico, E. Pech, M. Pech, J. Ramírez-Ramírez y C. Teutli-Hernández. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho-Rico, J. Caamal-Sosa, S. Cinco-Castro, S. M. Morales-Ojeda, J. Ramírez-Ramírez, K. Zenteno-Díaz, E. Y. Pech-Poot, M. Pech-Cárdenas, L. B. Carrillo-Baeza, J. E. Erosa-Angulo, O. Pérez-Martínez y C. Teutli-Hernández. 2018. Base de datos de almacenes de carbono en los manglares de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:33-44
- Hiederer, R. 2009. Distribution of organic carbon in soil profile data. EUR 23980 EN. Office of Official Publications of the European Communities. Luxembourg 126 p.
- Hiederer, R. and M. Köchy. 2011. Global soil organic carbon estimates of the harmonized world soil database. EUR 25225 En. Publication Office of the European Union. Luxembourg 79 p.
- INEGI. 1997. Base de datos geograficos. Diccionario de datos de uso del suelo y vegetación (vectorial). Escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Ags. 56 p.
- INEGI. 1998. Información nacional sobre perfiles de suelo Versión 1.0. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2000. Guía para la interpretación de la carta edafológica, 1:250 000, Serie I. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Aguascalientes, México
- INEGI. 2004. Información nacional sobre perfiles de suelo Versión 1.2. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2015a. Estadísticas a propósito del día mundial del suelo (5 de diciembre): datos nacionales. Aguascalientes, México, 2 de diciembre de 2015. <http://www.inegi.org.mx/saladeprensa/aproposito/2015/suelo0.pdf> (consulta abril 13 de 2016).
- INEGI. 2015b. Conjunto de datos de erosión hídrica del suelo. Escala 1:250 000. INEGI. Aguascalientes, México. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825004223> (consulta abril 13 de 2016).
- INRA. 2016. Pillars: '4 per 1000' potential. <http://www6.inra.fr/4p1000science/The-Research-Program> (consulta abril 13 de 2016).
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraiishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- Jackson, M. L. 1958. *Soil Chemical Analysis*. Verlag- Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, NJ 498 p.
- Jafari, H. J. 2013. Relationship between root biomass and soil organic carbon: case study of arid shrub lands of Semman Province. *Desert* 18:173-176.
- James, J., W. Devine, R. Harrison and T. Terry. 2014. Deep soil carbon: quantification and modeling in subsurface layers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* doi:10.2136/sssaj2013.06.0245nafsc
- Jenkinson, D. S. and K. Coleman. 2008. The turnover of organic carbon in subsoils. Part 2. Modelling carbon turnover. *European Journal of Soil Science* 59:400-413.
- Jobbágy, E. G. and R. B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.
- Jobbágy, E. G. and R. B. Jackson. 2001. The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry* 53:51-77.
- Kaiser, K., K. Eusterhues, C. Rumpel, G. Guggenberger and I. Kögel-Knabner. 2002. Stabilization of organic matter by soil minerals: investigation of density and particle-size fractions retention to increase subsurface soil carbon pools. *For. Ecol. Manage.* 258:2347-2352.
- Konen, M. E., C. L. Burras and J. A. Sandor. 2003. Organic carbon, texture, and quantitative color measurement relationships for cultivated soils in North Central Iowa. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:1823-1830.
- Lal, R. 1995. Global soil erosion by water and carbon dynamics. *In*: R. Lal, J. Kimble, E. Levine and B.A. Stewart (eds.). *Soil Management and Greenhouse Effect*. CRC/Lewis. Boca Raton, FL, USA pp. 131-142.
- Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon Budget. *Environ. Int.* 29:437-450.
- Lal, R. 2004a. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Lal, R. 2004b. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627.
- Lal, R. 2004c. Offsetting China's CO₂ emissions by soil carbon sequestration. *Clim. Change* 65:263-275.
- Lal, R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science* 60:158-169.
- Lorenz, K. and R. Lal. 2005. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the poten-

- tial of carbon sequestration in subsoil horizons. *In*: L.S. Donald (ed.). *Advances in Agronomy*. Academic Press, NY, USA pp. 35-66
- Lorenz, K., R. Lal and M. J. Shipitalo. 2011. Stabilized soil organic pools in subsoil under forest are potential sinks for atmospheric CO₂. *Forest Science* 57:19-25.
- Mackey, B., I. C. Colin Prentice, W. Steffen, J. I. House, D. Lindenmayer, H. Keith and S. Berry. 2013. Untangling the confusion around land carbon science and climate change in mitigation policy. *Nature Climate Change* 3:552-557.
- Matus, F., E. Garrido, C. Hidalgo, F. Paz, J. Etchevers, C. Merino y A. Báez. 2016. Carbon saturation in the silt and clay particles in soils with contrasting mineralogy. *Terra Latinoamericana* 34:311-320.
- Montaño, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García-Oliva, R. García-Sánchez, Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia-Torres, E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-60.
- Müller, T. and H. Höper. 2004. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: Consequences for model applications. *Soil Biol. Biochem.* 36:877-888.
- Padilla, J., J. D. Etchevers, R. C. Gomora, C. I. Hidalgo, M. Carrasco y V. Saynes. 2012. Relación entre los métodos TOC, LOI, Walkley-Black y NIR para determinar carbono en suelos. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono*. Texcoco, Estado de México, México pp. 187-194.
- Parton, W. J., J. W. B. Stewart and C. V. Cole. 1988. Dynamic of C, N, P and S in grassland soil: a model. *Biogeochemistry* 5:109-131
- Paustian, K., H. P. Collins and E. A. Paul. 1997. Management controls on soil carbon. *In*: E. A. Paul, K. H. Paustian, E. T. Elliot and C. Vernon (eds.). *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long Term Experiments in North America*. CRC Press. Boca Raton, FL. pp: 15-49.
- Paz, F., J. Argumedo, C. O. Cruz, J. D. Etchevers y B. de Jong. 2016a. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana* 34:289-310.
- Paz, F., C. Balbontín, J. Etchevers, M. Martínez y C. Ortiz. 2008. Análisis multifractal del carbono en los suelos 1. Función universal de escalamiento. *Terra Latinoamericana* 26:183-191.
- Paz, F., C. Balbontín, J. Etchevers, M. Martínez y C. Ortiz. 2009. Análisis multifractal del carbono en los suelos 2. Divergencia de momentos estadísticos. *Terra Latinoamericana* 27:257-264.
- Paz, F., C. Balbontín, J. Etchevers, M. Martínez y C. Ortiz. 2010a. Análisis multifractal del carbono en los suelos 3. Estimaciones escalantes. *Terra Latinoamericana* 28:89-95.
- Paz, F. y S. Covaleda. 2012. Desarrollo de un modelo de protección química del carbono en suelos volcánicos. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono*. Texcoco, Estado de México, México pp. 230-238.
- Paz, F., S. Covaleda y J. Etchevers. 2014. Distribución del carbono orgánico en los diferentes tamaños de partículas del suelo: modelo simple de cinética lineal. *Terra Latinoamericana* 32:127-142.
- Paz, F., S. Covaleda, C. Hidalgo, J. Etchevers y F. Matus. 2016b. Modelación simple y operativa de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas en los suelos. *Terra Latinoamericana* 34:321-337.
- Paz, F., C. O. Cruz, J.A. Argumedo y J. D. Etchevers. 2010b. Cálculo del COS para las diferentes clases de vegetación consideradas en el informe nacional sobre evaluación de recursos forestales mundiales, México 2010. Informe preparado para CONAFOR. Texcoco, Estado de México. Disponible en: http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- Paz, F. y B. de Jong. 2012. Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando fusión de información cuantitativa y semi-cuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono*. Texcoco, Estado de México, México pp. 275-280.
- Paz, F. y J. D. Etchevers. 2016. Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 34:339-355.
- Paz-Pellat, F., F. Rojas-García, M. Olguín-Álvarez, S. Covaleda-Ocón y M. I. Marín-Sosa. 2017. Bases de datos para los inventarios estatales de gases efecto invernadero: fase inicial en 12 estados de México. *Terra Latinoamericana* 1:197-208
- Paz, F. y A. Velázquez. 2018. Base de datos de perfiles de suelos en México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:210-235
- Poeplau, C., C. Vos and A. Don. 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil* 3:61-66.
- Post, W. M., R. Izaurralde, L. K. Mann and N. B. Bliss. 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climate Change* 51:73-99.
- Rojas-García, F., G. H. Santoyo-Gómez, E. González-Montiel, A. S. Velázquez-Rodríguez y J. I. Pulido-Ponce. 2017. Elementos para Políticas Públicas 1:131-158.
- Ruesch, A. and H. Gibbs. 2008. New global biomass carbon map for the year 2000 based on IPCC tier-1 methodology. Carbon Dioxide Information Analysis Center. Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge, TN. USA.



- Rumpel, C. and I. Kögel-Knabner. 2011. Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant Soil* 338:143-158
- Rytter, R. M. 2012. Stone and gravel contents of arable soils influence estimates of C and N stocks. *Catena* 95:153-159.
- Sanderman, J., and J. A. Baldock. 2010. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environ. Res. Lett.* 5:1-6.
- Saynes-Santillán, V., J. D. Etchevers, F. Paz-Pellat y L. O. Alvarado-Cárdenas. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34:83-96.
- Scharlemann, J.P.W., E.V.J. Tanner, R. Hiederer and V. Kapos. 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management* 5: 81-91
- Schrumpf, M., K. Kaiser, G. Guggenberger, T. Persson, I. Kögel-Knabner and E. D. Schulze. 2013. Storage and stability of organic carbon in soils as related to depth, occlusion within aggregates, and attachment to minerals. *Biogeosciences* 10: 1675-1691.
- Schrumpf, M., E.D. Schulze, K. Kaiser and J. Schumacker. 2011. How accurately can soil organic stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences* 8: 1193-1212
- Schulte, R. P. O., F. Bampa, M. Bardy, C. Coyle, R. E. Creamer, R. Fealy, C. Gardi, B. B. Ghaley, P. Jordan, H. Laudon, C. O'Donoghue, D. O'hUallachain, L. O'Sullivan, M. Rutgers, J. Six, G. L. Toth and D. Vrebos. 2015. Making the most of our land: managing soil functions from local to continental scale. *Frontiers in Environmental Sciences*. doi:10.3389/fenvs.2015.00081
- Segura, M. A., P. Sánchez, C. A. Ortiz y M. C. Gutiérrez. 2004. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.
- SEMARNAT-CP. 2002. Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana, a escala 1:250,000. Memoria Nacional. D.F., México
- Smith, P. and D. S. Powlson. 2003. Sustainability of soil management practices - a global perspective. *In*: L.K. Abbott and D.V. Murphy (eds.). *Soil Biological Fertility – A Key to Sustainable Land Use in Agriculture*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands pp. 241-254.
- Stewart, C. E., A. F. Plante, K. Paustian K., R. C. Conant, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72:379-392.
- Taylor, J. P., B. Wilson, M. S. Mills and R. G. Burns. 2002. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biol. Biochem.* 34:387-401.
- Todd-Brown, K.E.O., J.T. Randerson, W.M. Post, F.M. Hoffman, C. Tarnocai, E.A.G. Schuur and S.D. Allison. 2013. Causes of variation in soil organic simulations from CMIP 5 earth system models and comparison with observations. *Biogeosciences* 10: 1717-1736
- Thropp, M.L., S. R. Archer, H. C. Monger and S. Waltman. 2012. When bulk density methods matter: implications for estimating soil organic carbon pools in rocky soils. *Journal of Arid Environment* 77:66-71.
- Vargas, R., D. Alcaraz-Segura, R. Birdsey, N. A. Brunsell, C.O. Cruz-Gaistardo, B. de Jong, J. Echevers, M. Guevara, D. J. Hayes, K. Johnson, H. W. Loescher, F. Paz, Y. Ryu, Z. Sanchez-Mejia and K.P. Toledo-Gutierrez. 2017. Enhancing interoperability to facilitate implementation of REDD+: case study of México. *Carbon Management* doi: 10.1080/17583004.2017.1285177
- von Lützw, M., I. Kögel-Knabne, B. Ludwig, E. Matzner, H. Flessa, K. Ekschmitt, K. Guggenberger, B. Marschpen and B. Kalbitz. 2008. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: development and application of a conceptual model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171:111-121.
- von Lützw, M., I. Kögel-Knabne, B. Ludwig, K. Ekschmitt, E. Matzner, K. Guggenberger, B. Marschpen and H. Flessa. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science* 57:426-445.
- Walkley, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils – effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* 37:29-38.
- Walkley, A. and A. I. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.

AGRICULTURA

Coordinador

Marcos Casiano-Domínguez¹

Colaboradores

Fernando Paz-Pellat², Marlen Rojo-Martínez¹, Vinisa Saynes-Santillán²,

Catarina Loredo-Osti³ y Jorge D. Etchevers-Barra⁴

¹Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México.

²Colegio de Postgraduados, Montecillos, Estado de México, México.

³Facultad de Agronomía y Veterinaria, UASLP, Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí.

⁴Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo.

INTRODUCCIÓN

La agricultura es una fuente emisora de tres gases primarios de efecto invernadero (GEI): bióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), pero también de captura carbono CO₂. Las plantas utilizan el CO₂ para generar biomasa. La biomasa que dejan las plantas en el suelo (residuos) constituye la fuente primaria para que éste se convierta en sumidero de carbono (C). La biomasa de los residuos es transformada por los microorganismos y las estructuras orgánicas que se generan se asocian con los minerales de éste de una manera semipermanente, dándose el fenómeno del secuestro del carbono (Johnson *et al.*, 2007; Tubiello *et al.*, 2013). La contabilización periódica de tanto de las emisiones de gases de efecto invernadero, como de la captura de CO₂ por la agricultura, es de gran importancia por razones científicas y políticas. Desde el punto de vista científico, tener datos sobre las emisiones y el secuestro de C permite realizar mejores cálculos del forzante antropogénico y sus tendencias, los cuales son necesarios para proyectar de manera confiable los efectos climáticos de medio a largo plazo, así como para determinar estrategias viables de

mitigación (Hansen *et al.*, 2012; Houghton *et al.*, 2012; Tubiello *et al.*, 2013). Políticamente hablando, los datos de emisiones con menor incertidumbre proporcionan una base de conocimiento sólido a las discusiones sobre el papel de la agricultura en el establecimiento de objetivos para un desarrollo rural sustentable, permitiéndole acceder a los beneficios de los fondos internacionales para adaptación y mitigación al cambio climático y al Programa de Reducción de Emisiones causadas por la Deforestación y la Degradación de los Bosques (REDD+).

México es parte de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) desde 1994. A partir de entonces, el país ha presentado cinco Comunicaciones Nacionales sobre emisiones de GEI ante dicha Convención (1997, 2001, 2006, 2010, 2012) (SEMARNAT-INECC, 2012) y en 2018, presentó la Sexta Comunicación (SEMARNAT-INECC, 2018).

En la Quinta (2012) y Sexta (2018) Comunicación Nacional, se señala que el sector Agricultura contribuyó con el 12% y 14.6% de las emisiones nacionales totales, respectivamente. Con lo que se convirtió en la segunda causa principal de emisiones (Caja 1).



Caja 1. Emisiones de GEI reportadas en las Comunicaciones Nacionales de México

De conformidad con las Guías Metodológicas de IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) del año 2006, el sector [3] Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU; Agriculture, Forestry, and Other Land Use) se divide en tres categorías: [3A] Ganado, [3B] Tierra y [3C] Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra. El apartado [3B] Tierra, contiene las emisiones de lo que se denominó USCUS (Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura), mientras que el Sector Agricultura agrupa a las emisiones de las categorías [3A] y [3C]. Cuadro C1.1.

Cuadro C11. Emisiones de GEI para México reportadas en las Comunicaciones Nacionales*.

Comunicaciones nacionales	Emisiones totales	Emisiones por categoría					
		Gg (% de las emisiones nacionales totales)					
		Energía	Desechos	USCUS	Procesos Industriales	Agricultura	
Primera (1997)	460 988	308 584 (66.9)	526 (0.1)	138 251 (30)	11 621 (2.5)	2005 (0.6)	
Segunda (2001)	686 118	364 189 (46.6)	364 190 (9)	161 422 (23.5)	43 121 (6.3)	55 674 (8.1)	
Tercera (2006)	643 183	389 497 (61)	65 584 (10)	89 854 (14)	52 102 (8)	46 146 (7)	
Cuarta (2009)	709 005	430 097 (60.7)	99 627 (14.1)	7 0202 (9.9)	63 526 (9)	45 552 (6.4)	
Quinta (2012)	748 252	503 817 (63.7)	44 130 (5.9)	46 892 (6.3)	61 226 (8.2)	92 184 (12.3)	
Segundo Informe bienal y Sexta Comunicación (2018)	699 564	497 484 (71.1)	45 909 (6.56)	- (-)**	54 112 (7.74)	102 060 (14.6)	

*Se muestran las emisiones nacionales totales expresadas en Gg de CO₂e y las emisiones de cada categoría en Gg. Las emisiones se expresan en Gg. Entre paréntesis se muestra la contribución de cada categoría a las emisiones nacionales expresada en porcentaje. En la columna Comunicaciones se muestra entre paréntesis el año de publicación de cada Comunicación y del Informe Bienal.

Fuente: Saynes *et al.* (2016) e INECC-SEMARNAT (2018).

Con base en la Sexta Comunicación, el sector AFOLU presentó un balance de -46,286.57 Gg de CO₂e [$\pm 76.10\%$] en 2015. De estas emisiones, a la categoría [3A] Ganado correspondieron 70 567.60 Gg de CO₂e [$\pm 4.78\%$]; a la categoría [3B] Tierra, -148 346.07 Gg de CO₂e [$\pm 19.46\%$], y a la categoría [3C] Fuentes agregadas, 31 491.90 Gg de CO₂e [$\pm 63.19\%$]. **En el país, la categoría [3B] Tierra presenta absorciones de CO₂ y, por tanto, el sector AFOLU reporta emisiones netas con magnitud negativa, lo cual podría considerarse como un sumidero, (INECC-SEMARNAT, 2018).

A pesar de que en la Sexta Comunicación Nacional de México señala al sector AFOLU como sumidero de carbono (Caja 2), la cierto es que la Agricultura en general no ha pasado de ser un contribuyente neto a la emisión de GEI, a un sumidero neto a través del secuestro de C, pese a los avances en el manejo sustentable del sector (Cole *et al.*, 1997; Lal, 2009; Reicosky *et al.*, 2000). Si bien, el principal problema de GEI para la

economía total es el CO₂, para la agricultura el más importante es el N₂O, particularmente el que proviene de los suelos y de los insumos agrícolas nitrogenados (N) (Reicosky *et al.*, 2000; U. S.-EPA, 1992; Johnson *et al.*, 2007) ya que de acuerdo con el IPCC (2007) su potencial de calentamiento global (GWP, por sus siglas en inglés) es de 310 veces más por cada unidad de CO₂.

Caja 2. Evolución temporal de las emisiones: [3A] Ganado y [3C] Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra, excluyendo la categoría [3B] Tierra

En 2015 la categoría [3A] Ganado, representó al 10.09% (70 567.60 Gg de CO₂e [$\pm 4.78\%$]) de las emisiones totales nacionales mientras que la categoría [3C] el 4.5% (31 491.90 Gg de CO₂e [$\pm 63.19\%$]), respectivamente (INECC y SEMARNAT, 2018).

La categoría [3C] Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra, aportó en promedio el 32% de las emisiones dentro del sector AFOLU (sin considerar la categoría de [3B] Tierra) para el periodo de análisis de 1990 a 2015, Figura C2.1. Ahora bien, en la Sexta Comunicación el sector AFOLU reportó emisiones netas con magnitud negativa, lo cual podría considerarse como un sumidero parcial debido a que agrega las emisiones de CH₄ y N₂O provenientes de la categoría [3C1a] Emisiones de GEI por quema de biomasa en tierras forestales al sector agrícola.

Caja 2. Evolución temporal de las emisiones: [3A] Ganado y [3C] Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra, excluyendo la categoría [3B] Tierra. (Continuación).

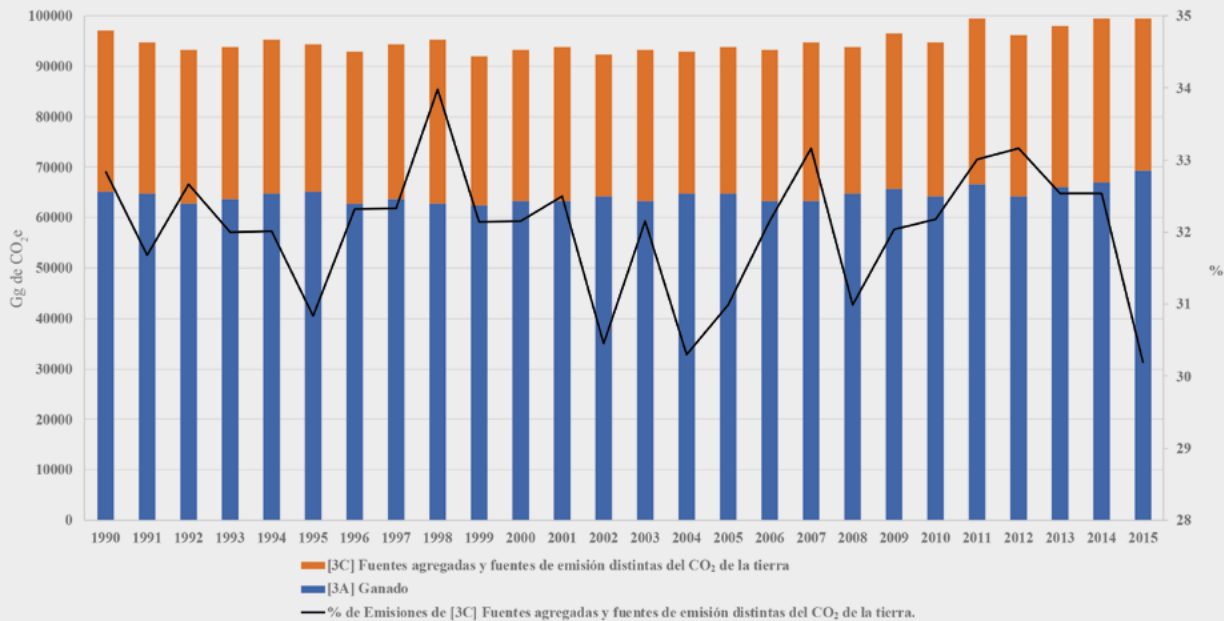


Figura C2.1. Emisiones históricas del sector AFOLU (sin considerar la categoría de [3B] Tierra), 1990-2015.
Fuente: elaboración propia con datos de INECC-SEMARNAT, 2018.

Saynes-Santillán *et al.* (2016) sugirieron que la diferencia en la posición del sector agrícola (pasar de la última a la segunda posición, ver Caja 1) no se debió en primera instancia a una reactivación del sector agropecuario. Estos autores supusieron que el cambio estaba más relacionado con la intensificación de la agricultura que con la expansión de la misma, ya que las emisiones del sector USCUSS (Uso del Suelo y Cambio en el Uso del Suelo y Silvicultura, comúnmente se define como *sector forestal*) se redujeron 30.8% con respecto de las emisiones reportadas en la Quinta Comunicación Nacional. Sin embargo no se presentaron evidencias de la superficie agrícola ni del incremento de la producción o rendimientos de este sector.

Con el fin de dar sustento a la hipótesis de que la superficie agrícola no ha tenido un impacto directo al incremento de las emisiones del sector, es necesario identificar y analizar los datos de ésta reportada en los años que van de 1990 a 2016, periodo al cual corresponden las estimaciones de emisiones presentadas en seis comunicaciones.

Cabe señalar que en México el 50.4% de las emisiones del sector agrícola, expresadas en unidades equivalentes de bióxido de carbono, son atribuibles a las emisiones de óxido nítrico (N₂O) ocasionados por la fertilización nitrogenada. No obstante, no existe una estimación fidedigna de la magnitud de las emisiones de N₂O (González-Estrada y Camacho-Amador, 2017). Según Saynes-Santillán *et al.* (2016) el uso de factores de emisión por defecto estimados por IPCC, no necesariamente se ajusta a las emisiones nacionales. Comúnmente, en México la estimación de las emisiones directas de N₂O a partir de los fertilizantes, se realiza multiplicando el N utilizado en los fertilizantes por 1%. Una alternativa es el empleo de herramientas de modelación y diagnóstico (Giltrap y Li, 2010; Gilhespy *et al.*, 2014; Huang *et al.*, 2018; Rotz, 2014) como el Índice de Nitrógeno (Saynes *et al.*, 2014).

De acuerdo con el trabajo de Saynes *et al.* (2014) obtuvieron correlaciones entre datos medidos en campo con respecto a los estimados, del orden de $r = 0.18$ cuando se aplicaron los factores de emisión por defecto



y $r = 0.67$ cuando se usó del Índice de Nitrógeno. Dichos resultados sugieren que las estimaciones de N_2O emitido por la agricultura con factores de propuestos por IPCC subestiman las emisiones de N_2O , ya que las emisiones medidas en campo fueron de $5.3 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$, las cuales no fueron significativamente diferentes de $4.7 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$ estimadas por el Índice de Nitrógeno ($P < 0.70$). Sin embargo, la medición de $5.3 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$ fueron significativamente mayores en comparación con el uso del factor del 1% que resulta en emisiones de $2 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$, lo que sugiere una subestimación del 50% o más en las verdaderas emisiones de N_2O .

Para tener un contexto adecuado de las emisiones del sector agrícola bajo las consideraciones de González-Estrada y Camacho-Amador (2017) acerca de las estimaciones de las emisiones de N_2O , es necesario realizar un análisis de las emisiones estrictamente de dicho sector sin considerar a las categorías [3A], [3B], [3C1a] y [3C4], [3C5] y solo considerar la fracción de fertilizantes sintéticos nitrogenados; es decir, excluir las fracciones del nitrógeno excretado en el estiércol del ganado en pastoreo (F_{PRP}) e incorporación de nitrógeno de la biomasa aérea y subterránea en campos de cultivos agrícolas (F_{CR}), además de revisar los aspectos metodológicos de las estimaciones de N_2O en el país.

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Se identificaron fuentes de información clasificadas en dos categorías: (a) datos geográficos, que se refieren a superficies derivadas de datos cartográficos de uso de suelo agrícola y (b) datos estadísticos en formato tabular. Las fuentes de datos geográficos fueron las series cartográficas de uso del suelo y vegetación (escala 1:50 000) generados por el Programa Mexicano del Carbono (PMC), armonizadas a las series similares de vegetación y uso del suelo del INEGI (escala 1:250 000) para la Serie II (PMC, 2015a), Serie III (PMC, 2015b), IV (PMC, 2015c), y VI (PMC, 2015d). Al tiempo que se utilizó la cartografía de uso de suelo y vegetación del INEGI, escala 1:250 000, para la Serie II (año de referencia, 1993), Serie III (año de referencia, 2002), Serie IV (año de referencia, 2007) y Serie VI (año de referencia, 2014). Además, se consideró la Serie II de la Frontera agrícola, escala 1:10 000 (año de referencia 2010) editada por el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SAGARPA).

Los datos tabulares de superficie agrícola se obtuvieron a partir del VII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal de 1991 (VII CAGyF) de INEGI (1991), VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal de 2007 (VIII CAGyF) de INEGI (2007), de las Encuestas Nacionales Agropecuarias para los años 2012 (INEGI, 2012), 2014 (INEGI, 2014) y 2017 (INEGI, 2017), del Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta (SIACON NG) del SIAP periodo 1990 a 2017. Los datos de superficie agrícola de riego se tomaron de los reportados en Estadísticas del Agua en México (1999 al 2017) publicados por Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 1999, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 y 2017).

Con la información anteriormente mencionada se integró una base de datos a partir de la cual se realizó un análisis descriptivo-comparativo de tipo unidimensional y multidimensional de las variables superficie sembrada, cosechada y volumen de producción que le corresponde a cada dato actividad (tipo de cultivo). Los datos fueron analizados estadísticamente (Hammer *et al.*, 2001) y se realizó un análisis de varianza para probar la diferencia estadística de los datos geográficos de superficies agrícolas provenientes de dos fuentes distintas y a diferentes escalas espaciales de representación.

Aspectos metodológicos para la estimación de emisiones

Con base en las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, se investigaron los datos de actividad y factores de emisión para la estimación de emisiones enfocados solo en la categoría agrícola [3C] que se refiere a fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO_2 de los suelos: Sub apartados 3C1: Emisiones de GEI por quema de biomasa (CH_4 y N_2O), 3C1b Emisiones de GEI por quema de biomasa en campos de cultivo; 3C2 Emisiones de CO_2 por aplicación de cal y dolomita en suelos agrícolas; 3C3 Emisiones de CO_2 por aplicación de urea en suelos agrícolas; 3C4 Emisiones directas de N_2O de los suelos agrícolas, solo la fracción de fertilizantes Sintéticos; 3C5 Emisiones indirectas de N_2O de los suelos agrícolas, solo la fracción de fertilizantes Sintéticos; 3C7 Cultivo del arroz (CH_4).

Sección [3C1b] Inventario de Emisiones de GEI por quema de biomasa en tierras de cultivo

En esta sección se inventarían los gases de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) producidos por la combustión de un porcentaje de residuos agrícolas quemados *in situ*. Las emisiones de bióxido de carbono (CO₂) no se contabilizan debido a que el carbono liberado a la atmósfera por quemas es reabsorbido en el siguiente ciclo agrícola (IPCC, 1996).

Se consideró el Nivel 1 (Tier 1) para el cálculo de emisiones, ya que en México solo se tiene algunos factores de emisión. Se utilizó la Ecuación 2.27 correspondiente a las guías de buenas prácticas IPCC (2006), Volumen 4, Capítulo 2. Los datos de actividad requeridos por la ecuación son superficie quemada y la cantidad de biomasa disponible de cada cultivo, Caja 3.

Se utilizaron los cierres estadísticos anuales de SIAP de SAGARPA para el periodo 1990 a 2017, como fuente oficial de datos superficie y rendimiento de los cultivos considerados para la quema de residuos.

Caja 3. Clasificación de cultivos en categorías para la estimación de emisiones de la sección [3C1b]

En 2015 la categoría [3A] Ganado, representó al 10.09% (70 567.60 Gg de CO₂e [±4.78%]) de las emisiones totales nacionales mientras que la categoría [3C] el 4.5% (31 491.90 Gg de CO₂e [±63.19%]) respectivamente (INECC y SEMARNAT, 2018).

La categoría [3C] Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra, aportó en promedio el 32% de las emisiones

Los cultivos o datos de actividad se clasificaron en ocho categorías: Cereales, Forrajes, Frutales, Hortalizas, Industriales, Legumbres secas, Oleaginosas y Otros.

Las categorías de cultivos se conformaron de la siguiente manera: **1) Cereales:** arroz, maíz grano, trigo grano, avena (*Avena sativa*); **2) Forrajes:** sorgo grano, pastos (*Dichanthium annulatum*, *Panicum maximum* y *Cynodon dactylon*), sorgo forrajero (*Sorghum vulgare*), alfalfa (*Medicago sativa*), maíz forrajero (*Zea mays*), zempoalxochitl forrajero (*Tagetes erecta*), Rye Gras (*Lolium multiflorum* Lam) y garbanzo forrajeros **3) Frutales:** mango (*Mangifera indica*), coco (*Cocos nucifera*), ciruela (*Spondias purpurea*), sandía (*Citrullus lanatus*), naranja (*Citrus sinensis*), limón (*Citrus aurantifolia*), papaya (*Carica papaya*), lichi (*Litchi chinensis*), toronja (*Citrus paradisi*), mandarina (*Citrus reticulata*), blueberry (*Vaccinium spp.*), durazno (*Prunus persica*), aguacate (*Persea americana*), tamarindo (*Tamarindus indica*), jaca (*Artocarpus heterophyllus*), nanche (*Byrsonima crassifolia*), guayaba (*Psidium guajava*), fresa (*Fragaria vesca*), pitahaya (*Hylocereus undatus*), arrayan (*Myrtus communis*), guanábana (*Annona muricata*), lima (*Citrus limeta*), manzana (*Malus domestica*), melón (*Cucumis melo*), plátano (*Musa paradisiaca*), uva (*Vitis vinifera*), zapote (*Casimiroa edulis*); **4) Hortalizas:** tomate rojo, chile verde, tomate verde (*Physalis ixocarpa*), calabacita (*Cucurbita pepo*), pepino, ejote (*Phaseolus vulgaris*), berenjena, cebolla (*Allium cepa*), chícharo (*Pisum sativum*), nopalitos (*Opuntia spp.*), calabaza (*Cucurbita maxima*), apio (*Apium graveolens*), brócoli (*Brassica oleracea* var. *italica*), coliflor (*Brassica oleracea* var. *botrytis*), haba (*Vicia faba*), huazontle (*Chenopodium nutalliae*), jícama (*Pachyrhizus erosus*), lechuga (*Lactuca sativa*), rábano (*Raphanus sativus*); **5) Industriales:** agave, caña de azúcar, algodón (*Gossypium herbaceum*), cebada grano (*Hordeum vulgare*), tabaco (*Nicotiana glauca*); **6) Legumbres secas:** frijol y garbanzo grano; **7) Oleaginosas:** cártamo (*Carthamus tinctorius*), ajonjolí (*Sesamun indicum*), cacahuete (*Arachis hypogaea*), girasol (*Helianthus annuus*), soya; **8) Otros:** papa y camote (*Ipomoea batatas*).

El total de residuos se determinó mediante el producto de la superficie cosechada (ha), rendimiento promedio (t ha⁻¹) del cultivo considerado, el índice cultivo-residuo (ICR) utilizado por IPCC (1996); IPCC (2006); Ordoñez y Hernández *et al.* (2006); Rosillo-Calle *et al.* (2007); Valdez-Vázquez *et al.* (2010) y Mugica-Álvarez (2016); multiplicado por el contenido de materia seca en porcentaje publicados por IPCC (1996), IPCC (2006) y Santiago-de la Rosa (2017).

Cabe señalar que, para la determinación de residuos totales, se consideró la superficie cosechada y el rendimiento de algunos cultivos del grupo de Cereales: Arroz, Avena, Centeno, Maíz, Mijo, Trigo y Triticale; de los industriales: Caña de Azúcar; de las Legumbres secas: Arvejon, Chícharo semilla, Frijol, Garbanzo, Haba, Lenteja y Soya. Oleaginosas excepto soya: Ajonjolí, Cacahuete, Canola, Cártamo, Colza, Girasol y Linaza. Tubérculos: Camote y Yuca alimenticia. Mientras que la superficie cosechada de los cultivos agrupados en Forrajes, Frutales y Hortalizas, en este caso se consideró como cero.

Con base en las buenas prácticas (GBP, por sus siglas en inglés) de IPCC (2006), se sugiere utilizar una fracción incineración o quema del 10% del total de los residuos agrícolas en países en vías de desarrollo; sin embargo, un trabajo de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) realizado por Mugica-Álvarez (2016) sugiere utilizar el 20%, por defecto; mientras que para la caña se

deben usar los valores (%) de *caña quemada* publicados en los informes anuales estadísticos del Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar (CONADESUCA, 2016) o 72% por defecto. La ecuación a utilizar requiere del factor de combustión (C_f), el cual se aplicó como la fracción de oxidación por defecto (90%), según las directrices del IPCC (2006).



Para el cálculo de las emisiones de metano se emplearon los factores de emisión publicados por Mugica-Álvarez (2016) y el propuesto por defecto que corresponde a $2.7 \text{ g CH}_4 \text{ (kg MS quemada)}^{-1}$ (IPCC, 2006). En cuanto a las estimaciones de óxido nitroso se empleó el valor por defecto para este gas ($0.07 \text{ g N}_2\text{O (kg MS quemada)}^{-1}$) para todos los cultivos.

Sección [3C2] Encalado de suelos: emisiones anuales de CO₂

El encalado se emplea para reducir la acidez del suelo y mejorar el crecimiento de los cultivos en sistemas gestionados, en particular en tierras agrícolas y bosques con manejo que exhiben pH ácido. El agregado de diversos carbonatos a los suelos, como cal agrícola (*i.e.* piedra caliza cálcica (CaCO₃), caliza dolomítica con diferentes concentraciones de magnesio o dolomita pura [CaMg(CO₃)₂], conduce a emisiones de CO₂, ya que las cales se disuelven y liberan bicarbonato

(2HCO₃), que se convierte en CO₂ y agua (H₂O) (IPCC, 2006).

De acuerdo con la Asociación Nacional de Fabricantes de Cal (ANFACAL), el encalado de suelos no es una práctica común en las tierras de cultivo en México y estima que solo el 2% de la producción nacional de estos minerales se destina a uso agrícola. Este argumento se ha utilizado como juicio de expertos para procesar los datos de producción nacional de cal viva, cal hidratada, cal química/siderúrgica y cal dolomítica del Banco de Información Económica del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) para el periodo 1990-2015, (INECC-SEMARNAT, 2018).

Una vez que se identificaron las cantidades de cal y se determinó el 2% de cada una de ellas, como sugiere ANFACAL, quedaron establecidos los datos de actividad para la estimación de emisiones de la sección [3C2], mediante la ecuación 11.12, de la Sección 11, Capítulo 11 del Volumen 4 de la Directrices de IPCC 2006 (Caja 4).

Caja 4. Aspectos metodológicos para la estimación de emisiones de la sección [3C2] Encalado de suelos.

Se utilizó el Nivel 1 para la estimación de las emisiones de CO₂ por el agregado de cal a los suelos mediante la ecuación 11.12:

$$\text{Emisión CO}_2\text{-C} = (M_{\text{Caliza}} * EF_{\text{Caliza}}) + (M_{\text{Dolomita}} * EF_{\text{Dolomita}})$$

donde:

Emisión de CO₂-C = emisiones anuales de C por aplicación de cal, ton C año⁻¹

M = cantidad anual de piedra caliza cálcica (CaCO₃) o dolomita (CaMg(CO₃)₂), ton año⁻¹

EF = factor de emisión, ton de C (ton de piedra caliza o dolomita)⁻¹, general de 0.12 para piedra caliza y de 0.13 para dolomita.

Los valores de los factores de emisión equivalen a los contenidos de carbono de los carbonatos de los materiales (12% para CaCO₃, 13% para CaMg(CO₃)₂). La incertidumbre es de - 50% en base a aproximaciones que sugieren que las emisiones pueden significar menos de la mitad del valor máximo, que es el actual valor del factor (West y McBride, 2005) (Nota: las incertidumbres no pueden superar los factores de emisión porque estos valores representan las emisiones máximas absolutas asociadas al encalado).

Una vez que se obtuvo el producto de multiplicar las cantidades totales de piedra caliza y dolomita por sus respectivos factores de emisión, se sumaron los valores para obtener la emisión total de CO₂-C. Posteriormente multiplicar por (44/12) para convertir las emisiones de CO₂-C en CO₂.

Sección [3C3] Emisiones de bióxido de carbono por aplicación de urea

La alcalinización mediante la aplicación de cal se utiliza para reducir la acidez del suelo y mejorar el crecimiento de la planta en los sistemas gestionados, tanto

de tierras agrícolas como en los bosques con manejo. Al igual que la aplicación de la urea, el encalado de suelos son métodos para la fertilización del suelo. Añadir urea a los suelos conlleva a una pérdida del CO₂ que se fijó en el proceso de producción industrial. La urea [CO(NH₂)₂] se convierte en amonio (NH₄⁺), un ion hidroxilo (OH⁻),

y en bicarbonato (HCO_3^-), en la presencia de agua y la enzima ureasa. Similar a la reacción del suelo después de la adición de cal, el bicarbonato que se forma se convierte en CO_2 y agua. Esta categoría fuente se incluye en los inventarios de GEI debido a que la absorción de

CO_2 procedente de la atmósfera durante la manufactura de la urea, se estima en el sector Procesos Industriales y Uso de Productos, (IPCC, 2006). Las emisiones de CO_2 por la fertilización con urea pueden estimarse mediante la Ecuación 11.13, (Caja 5).

Caja 5. Aspectos metodológicos para la estimación Sección [3C3] Emisiones de dióxido de carbono por aplicación de urea

Con base en las Directrices del IPCC (2006), Capítulo 11. Sección 4. Emisiones de CO_2 por fertilización con urea. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos del suelo (ASOUS), se eligió el Nivel 1, debido a que no se tienen factores de emisión específicos para México.

De acuerdo con el Nivel 1, las emisiones de CO_2 por la fertilización con urea pueden estimarse mediante la Ecuación 11.13:

$$\text{Emisión de } \text{CO}_2\text{-C} = \text{M} \cdot \text{FE}$$

donde:

Emisión de $\text{CO}_2\text{-C}$ = emisiones anuales de C por aplicación de urea, ton C año^{-1} , M = cantidad anual de fertilización con urea, ton urea año^{-1} , FE = factor de emisión, $\text{ton de C (ton de urea)}^{-1}$, 0.2 por defecto para el Nivel 1.

Secciones [3C4] Emisiones directas y [3C5] Emisiones indirectas de óxido nitroso de los suelos gestionados, fracción de fertilizantes Sintéticos Nitrogenados

Las emisiones de N_2O producidas por la adición antropogénica de N o por mineralización del N se producen tanto por vía directa (ED) (es decir, directamente de los suelos a los que se agrega una fuente de N y parte de éste se libera como N_2O al ambiente) y a través de dos vías indirectas (EI): (i)

a partir de la volatilización de NH_3 y NO_x de suelos gestionados y de la combustión de combustible fósil y quemado de biomasa, y la subsiguiente redistribución de estos gases y sus productos NH_4^+ y NO_3^- en suelos y aguas; y (ii) después de la lixiviación y el escurrimiento del N, principalmente como NO_3^- , de suelos gestionados, IPCC (2006). En su forma más básica, las emisiones directas de N_2O de suelos gestionados se estiman empleando la Ecuación 11.1 de la Sección 11, Capítulo 11 del Volumen 4 de la Directrices de IPCC 2006 (Caja 6).

Caja 6. Aspectos metodológicos para la estimación de emisiones de la sección [3C4] y [3C5]

La estimación de las emisiones directas (ED) de N_2O asociadas con la aplicación de fertilizantes nitrogenados en la agricultura se realizó conforme a las Directrices del IPCC (2006), Nivel 1 ante la ausencia de factores de emisión específicos para el país y conforme a la ecuación 11.1 del Capítulo 11. Sección 2. Emisiones de N_2O de suelos gestionados. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (ASOLU), que para la Fracción de Fertilizantes Sintéticos Nitrogenados (F_{SN}), la cual se resume como:

$$\text{ED}(\text{N}_2\text{O}) = \text{CF} \cdot \text{FE} \cdot (44/28) \cdot 10^{-6}$$

donde:

CF es el consumo de fertilizantes en toneladas de nitrógeno activo aplicado, FE representa el factor de emisión y la fracción $(44/28) = 0.01571429$ representa el peso molecular de N_2O en relación con las moléculas de nitrógeno contenidas en el óxido nitroso ($\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2\text{O-N}$); es decir, esta expresión representa la relación de pesos moleculares del N_2O : el número 44 es la suma total de pesos moleculares de sus dos moléculas de nitrógeno que es 28 y del oxígeno, que es 16, y el número 28 es el peso molecular de N_2 . El factor de emisión utilizado es $\text{FE} = 0.01$, reportado por IPCC (2006), Cuadro 11.1 del Capítulo 11. Sección 2. Emisiones de N_2O de suelos gestionados. Volumen 4.



Caja 6. Aspectos metodológicos para la estimación de emisiones de la sección [3C4] y [3C5]. (Continuación).

La ecuación utilizada para convertir las emisiones directas de óxido nitroso en bióxido de carbono equivalente (CO₂e) es:

$$ED(N_2O) \text{ CO}_2\text{e} = \text{GWP} * [\text{CF} * \text{FE} * 44 / 28 * 10^{-6}]$$

donde:

GWP se refiere al potencial de calentamiento global, cuyo valor utilizado es de 310 lo que significa que cada tonelada de óxido nitroso equivale a 310 toneladas de dióxido de carbono (FAO, 2007; SEMARNAT, 2013).

La ecuación aquí utilizada para las emisiones indirectas (EI) de óxido nitroso producidas por los fertilizantes nitrogenados, de acuerdo con las guías del IPCC (2006) fue:

$$EI(N_2O) = \text{CF} * [(\text{Fracc}_{\text{GASF}} * \text{FE}_4) + (\text{Fracc}_{\text{LEACH}} * \text{FE}_5)] * (44 / 28) * 10^{-6}$$

donde:

Fracc_{GASF} es la fracción del fertilizante nitrogenado aplicado que se volatiliza en forma de amoníaco (NH₃) y en distintas formas de óxido nítrico (NO_x); FE₄ es el Factor de emisiones indirectas procedentes de la volatilización; Fracc_{LEACH} representa la cantidad del nitrógeno activo aplicado que se lixivia, y FE₅ es el coeficiente de emisiones indirectas procedentes de la lixiviación. Los valores de FE₄ y FE₅ fueron obtenidos de Cuadro 11.3 Factores de emisión, volatilización y lixiviación por defecto para emisiones indirectas de N₂O, Capítulo 11. Sección 2. Emisiones de N₂O de suelos gestionados. Volumen 4.

Sustituyendo los valores de FE₄ y FE₅:

$$EI(N_2O) = \text{CF} * [(0.1 * 0.01) + (0.3 * 0.0075)] * (44 / 28) * 10^{-6}$$

Los resultados de la ecuación anterior requieren de transformar las emisiones indirectas de óxido nitroso en dióxido de carbono equivalente (CO₂e) por lo que se usó la ecuación:

$$EI(N_2O) \text{ CO}_2\text{e} = \text{GWP} * EI(N_2O)$$

Finalmente, las emisiones totales (ET) de óxido nitroso son la suma de las emisiones directas e indirectas en unidades de CO₂e producidas por la aplicación de fertilizantes nitrogenados.

[3C7] Emisiones de metano por cultivo del arroz

La descomposición anaeróbica de material orgánico en los arrozales inundados produce metano (CH₄), que se libera a la atmósfera. La cantidad anual de CH₄ emitido desde una superficie de arroz estará dada en función de la cantidad y la duración del crecimiento de la variedad de arroz que se trate, de los regímenes

hídricos previos y durante el período de cultivo, y de los abonos orgánicos e inorgánicos del suelo. El tipo de suelo, la temperatura y el cultivar del arroz también afectan las emisiones de CH₄ (IPCC, 2006). El cálculo básico para estimar las emisiones de CH₄ del cultivo del arroz se presenta en la Ecuación 5.1, Capítulo 5: Tierras de cultivo. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (ASOUT) (Caja 7).

Caja 7. Aspectos metodológicos sección [3C7] Emisiones de metano por cultivo del arroz

Se aplicó el cálculo básico, nivel 1, para esta categoría, en la que la superficie cosechada y la duración del cultivo son datos de actividad clave, expresados en la ecuación 5.1 de las directrices metodológicas IPCC (2006).

$$CH_{4\text{Arroz}} = \sum_{i,j,k} (FE_{i,j,k} * t_{i,j,k} * A_{i,j,k} * 10^{-6})$$

donde:

$CH_{4\text{Arroz}}$ = emisiones anuales de metano producidas por el cultivo del arroz, Gg CH_4 año⁻¹

$FE_{i,j,k}$ = un factor de emisión diario ajustado para las condiciones i, j, y k, kg CH_4 ha⁻¹ día⁻¹

$t_{i,j,k}$ = período de cultivo del arroz para las condiciones i, j, y k, días

$A_{i,j,k}$ = superficie de cosecha anual de arroz para las condiciones i, j, y k, ha año⁻¹

i, j, y k = representan los diferentes ecosistemas, regímenes hídricos, tipo y cantidad de abonos orgánicos y otras condiciones bajo las cuales pueden variar las emisiones de CH_4 producidas por el arroz.

El Factor ajustado de emisión diaria ($FE_{i,j,k}$) se estimó mediante la ecuación 5.2 de las directrices metodológicas IPCC 2006:

$$EF_i = EF_c * SF_w * SF_p * SF_o * SF_{s,r}$$

donde:

EF_i = factor de emisión diaria ajustado para una superficie de cosecha dada

EF_c = factor de emisión básico para tierras inundadas permanentemente sin abonos orgánicos

SF_w = factor de ajuste para compensar las diferencias del régimen hídrico durante el período de cultivo (del Cuadro 5.12. Sección 5.5.2. Capítulo 5. Tierras de Cultivo. Volumen 4: ASOUS)

SF_p = factor de ajuste para compensar las diferencias del régimen hídrico durante la temporada previa al cultivo (del Cuadro 5.13. Sección 5.5.2. Capítulo 5. Tierras de Cultivo. Volumen 4: ASOUS)

SF_o = el factor de ajuste deberá variar según el tipo y a cantidad de abono orgánico aplicado (de la Ecuación 5.3 y del Cuadro 5.14. Sección 5.5.2. Capítulo 5. Tierras de Cultivo. Volumen 4: ASOUS).

$SF_{s,r}$ = factor de ajuste para tipo de suelo, cultivar del arroz, etc., si está disponible.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Los datos de superficie agrícola consultados en las cuatro series de INEGI evaluadas II, III, IV y VI y PMC, y en la Serie II del SIAP no presentaron diferencia estadística significativa ($p > 0.05$) pese a la diferencia de escalas (Caja 8).

De acuerdo con Arreguín *et al.* (2015), anualmente se siembran en promedio cerca de 20 millones de hectáreas, que representan el 70% de la superficie agrícola total nacional, con un rango de variación de 60 a 85%.

Caja 8. Superficie agrícola Cartográfica reportada por instituciones de México

La superficie agrícola total de México estimada a partir de las series cartográficas elaboradas por el PMC e INEGI se mantuvo sin diferencia estadística significativa en el periodo de 1991 a 2017 ($p > 0.05$), Figura C8.1.

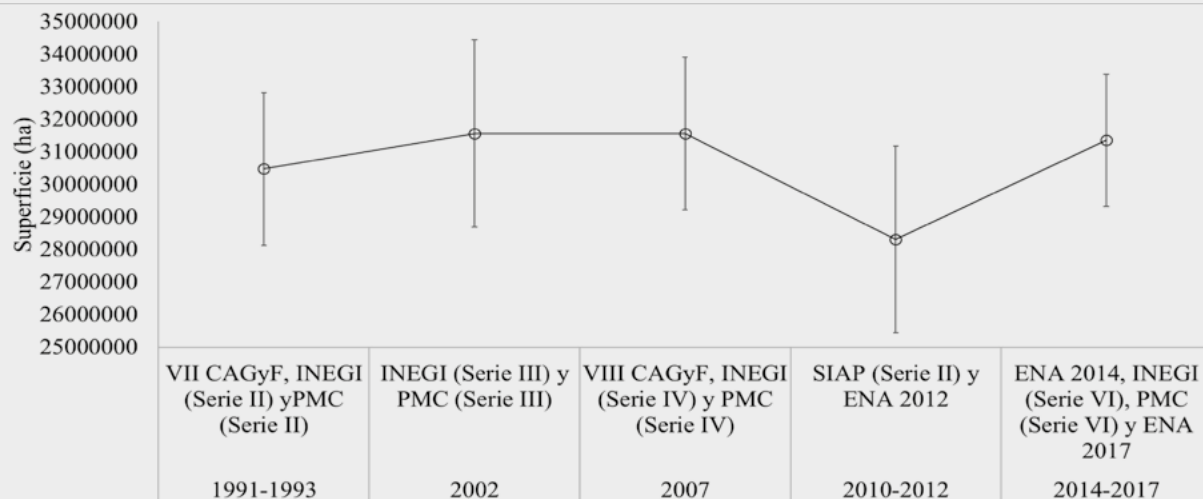


Figura C8.1. Superficie agrícola promedio de México reportada por diferentes fuentes en el periodo de 1991 a 2017. Fuente elaboración propia con datos de SIAP, INEGI y PMC.

Líneas verticales indican desviación estándar a un intervalo de confianza del 95%.

La superficie agrícola sembrada anualmente no se encontró como un dato explícito en las fuentes cartográficas, pero sí en las fuentes tabulares. Con base

en el Cuadro 1, podemos señalar que en México, como promedio anual, se siembran 21 500 000 ha año⁻¹ y se cosechan 18 900 000 ha año⁻¹.

Cuadro 1. Superficie agrícola nacional sembrada y cosechada en el periodo de 1991 a 2017, reportada por varias fuentes en México.

Fuente	Año de referencia	Superficie sembrada (ha)	Superficie cosechada (ha)
CAGyF	1991	27 182 465.56	1 8512 112.27
SIAP	1991	19 260 680.00	17 106 488.00
CAGyF	2007	25 112 912.34	23 557 679.92
SIAP	2007	21 733 229.76	20 054 633.61
ENA	2012	21 599 281.02	15 924 121.71
SIAP	2012	21 901 600.26	20 511 050.61
ENA	2014	15 628 290.90	14 426 122.64
SIAP	2014	22 202 784.03	21 161 488.93
ENA	2017	18 942 870.20	17 206 153.45
SIAP	2017	21 590 574.60	20 791 702.65

Fuente: Elaboración propia con datos del VII CAGyF, VIII CAGyF, ENA (INEGI) y SIAP.

Se encontró que la entidad geográfica máxima de desagregación de los datos de superficie sembrada y cosechada correspondió al nivel municipal. Sin embargo, esas fuentes de datos presentaron diferencias debido a la cantidad de cultivos considerados. El SIAP reportó anualmente datos para ~400 cultivos, mientras que el VII CAGyF de 1991 y el VIII CAGyF de 2007 lo hicieron en categorías de principales cultivos nacionales. Por su parte la Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA) de 2012, 2014 y 2017 lo hicieron para 33, 34 y 34

productos agropecuarios, respectivamente, bajo criterios de representatividad nacional y de los principales estados productores, además de ocho productos con representatividad sólo para algunas entidades federativas sin representatividad nacional. Debido a la variabilidad en cantidad de cultivos y a la temporalidad en la que se realizaron los reportes (Caja 9), no se realizó la comparación de las variables de superficie sembrada, cosechada y volumen de producción a nivel municipal, entre fuentes institucionales.

Caja 9. Resolución temporal de la Superficie agrícola reportada por modalidad hídrica

La Figura C9.1 muestra las fuentes de información y la temporalidad en la que presentaron datos.

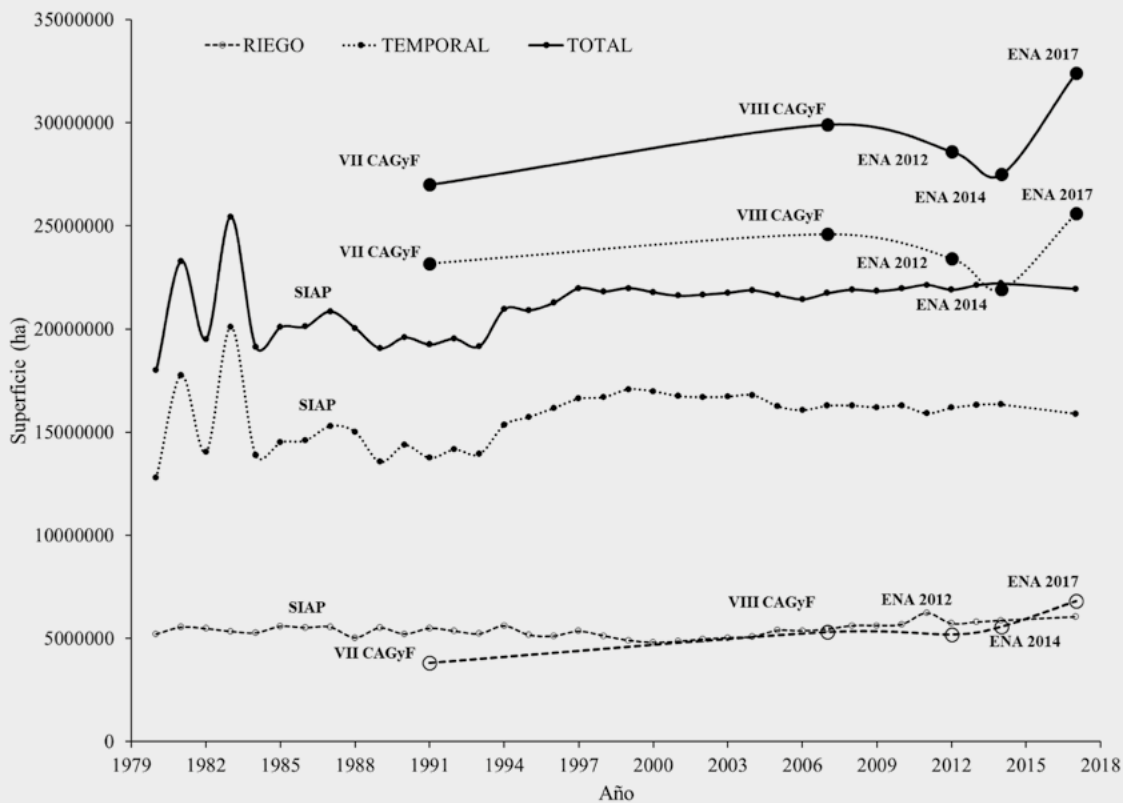


Figura C9.1. Superficie agrícola sembrada total reportada por conforme a instituciones mexicanas.
Elaboración propia con datos del VII CAGyF, VIII CAGyF, de las ENA de INEGI y SIAP.

ESTIMACIÓN DE EMISIONES

Sección [3C]b]. Emisiones de GEI por quema de biomasa en tierras de cultivo

En el año 2015 se emitieron 891.35 (±89) Gg de CO₂e por quemas de residuos agrícolas (Figura 1). Durante el periodo analizado el 67.97% de las emisiones correspondieron a CH₄ y el 32.03% a N₂O.

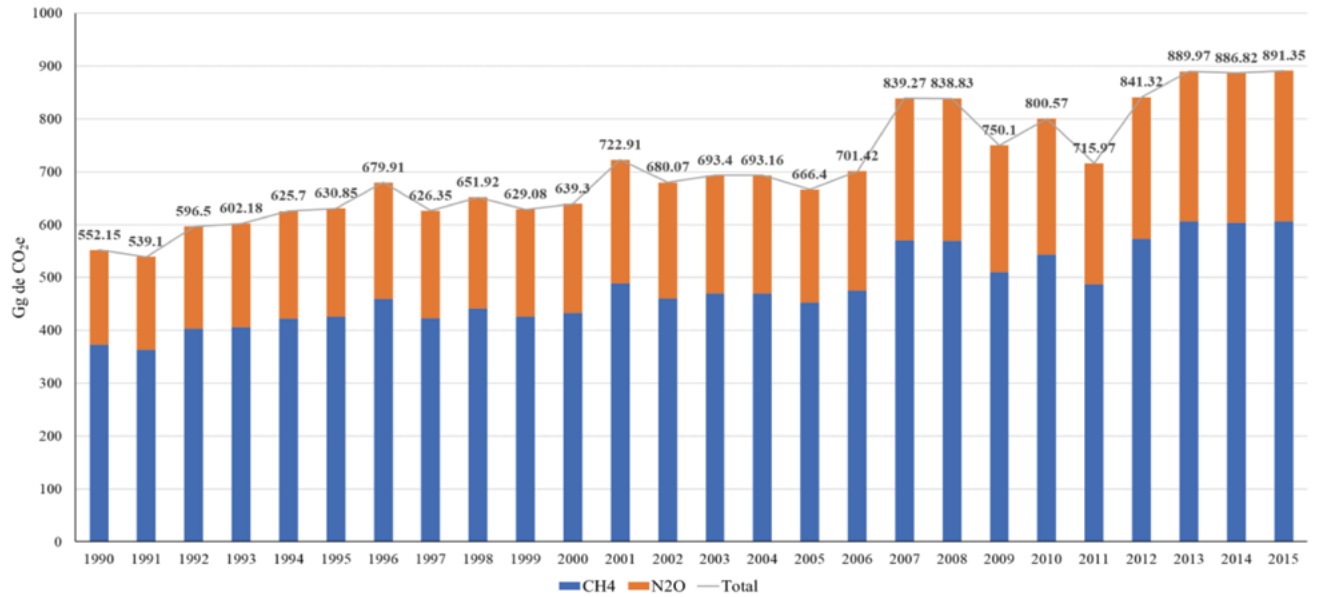


Figura 1. Emisiones de metano (CH₄) y óxido nítrico (N₂O) por quema de biomasa en campos de cultivo para el periodo 1990-2015.

El análisis de emisiones por grupos de cultivos (caña de azúcar) contribuyeron con el 95% de las mostró que los cereales y a los cultivos industriales emisiones de la sección [3C1b] (Figura 2).

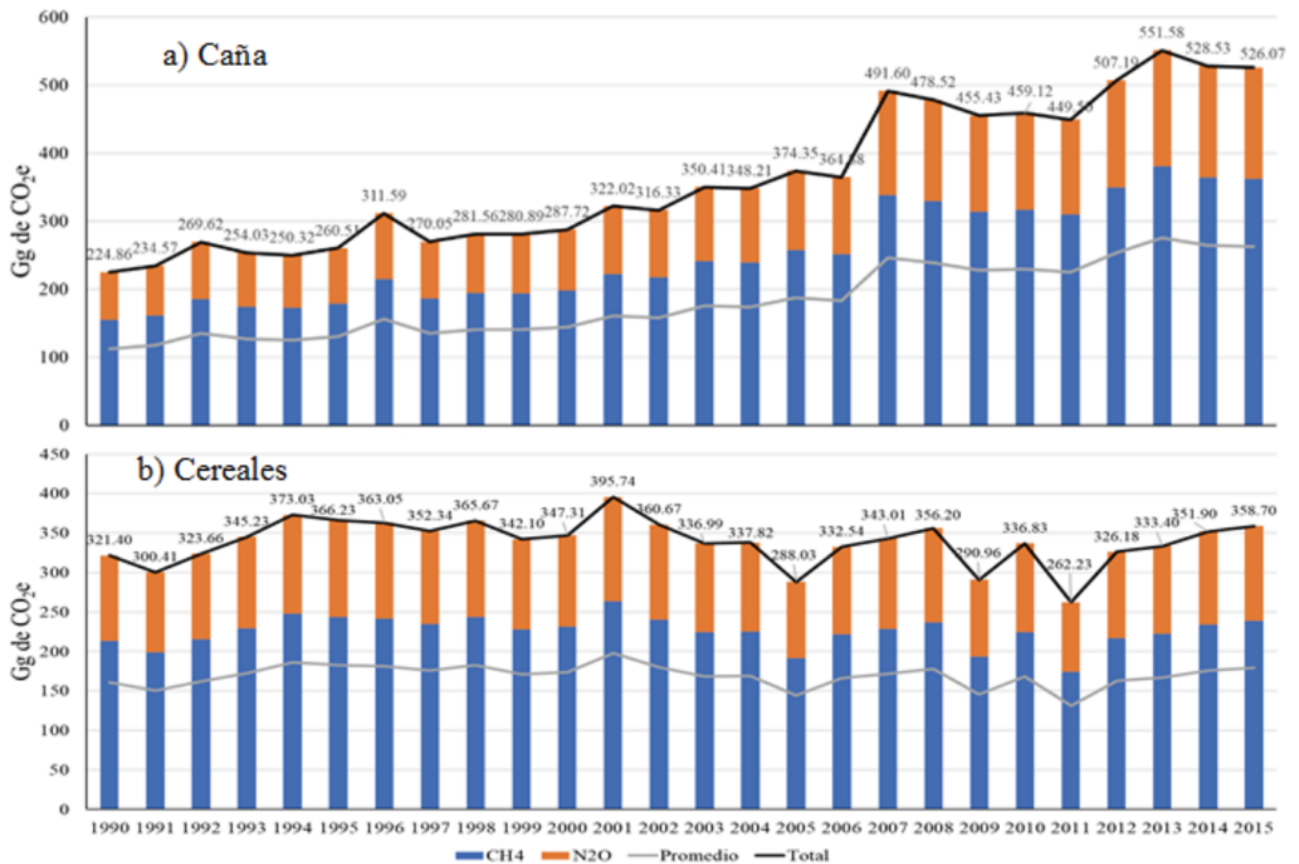


Figura 2. Serie temporal de emisiones de Metano (CH₄) y Óxido Nítrico (N₂O) a partir de la quema de residuos en campo de Caña y Cereales en el periodo 1990-2015.

Sección [3C2]. Encalado de suelos: emisiones anuales de CO₂ por aplicación de cal

La aplicación de cal (material alcalinizante) al suelo se realiza como una práctica agrícola para reducir su acidez y permitir la disponibilidad de nutrientes, particularmente calcio y magnesio.

En esta sección se obtuvieron datos de producción nacional de cal viva, cal hidratada, cal química/siderúrgica y cal dolomítica del Banco de Información Económica del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) para el periodo 1990- 2015, los cuales se muestran el Cuadro 2.

Cuadro 2. Producción de cal (ton) en México, de la cual solo se usa el ~2% en el sector agrícola.

Año	Cal Viva (ton)	Cal Hidratada (Aérea e Hidráulica) (ton)	Cal Uso específico Agrícola, Siderúrgica y Química (ton)	Cal Dolomita (ton)
1990	484 790	2 844 644	19 094	153 632
1991	492 344	2 839 687	52 127	161 007
1992	499 899	2 834 730	85 159	168 382
1993	479 744	2 906 777	100 266	172 009
1994	459 648	2 978 823	115 372	175 636
1995	556 602	2 649 674	214 924	182 732
1996	613 589	2 580 822	293 298	207 208
1997	571 889	2 783 083	291 790	218 504
1998	514 508	2 803 472	263 434	225 052
1999	532 737	2 762 900	245 031	221 012
2000	592 803	2 812 685	304 660	204 553
2001	631 158	2 805 822	350 975	182 726
2002	545 587	2 825 260	440 020	250 714
2003	606 335	2 743 345	436 956	267 915
2004	580 987	266 5385	419 573	279 710
2005	525 140	258 7803	482 505	299 133
2006	636 520	272 9766	409 436	346 293
2007	806 987	258 5065	416 026	330 746
2008	911 355	268 7497	348 810	314 868
2009	802 313	251 2057	396 307	312 369
2010	1 017 145	247 0734	539 094	324 906
2011	1 391 379	241 5230	631 161	289 314
2012	1 501 433	228 2885	697 367	465 945
2013	1 577 504	212 5739	642 532	569 323
2014	1 487 578	218 0376	557 061	622 484
2015	1 463 242	212 2763	614 662	614 669

Fuente: BIE INEGI <https://www.inegi.org.mx/sistemas/bie/?idserPadre=1160129000900002000200800060011000300003>

Las emisiones de CO₂ estimadas por la práctica agrícola de encalado de suelos se muestran en la Figura 3. Cabe señalar que a la fecha no se han generado

factores de emisión de CO₂ para México para esta actividad debido a que esta no es una categoría clave de emisiones (INECC-SEMARNAT, 2018).

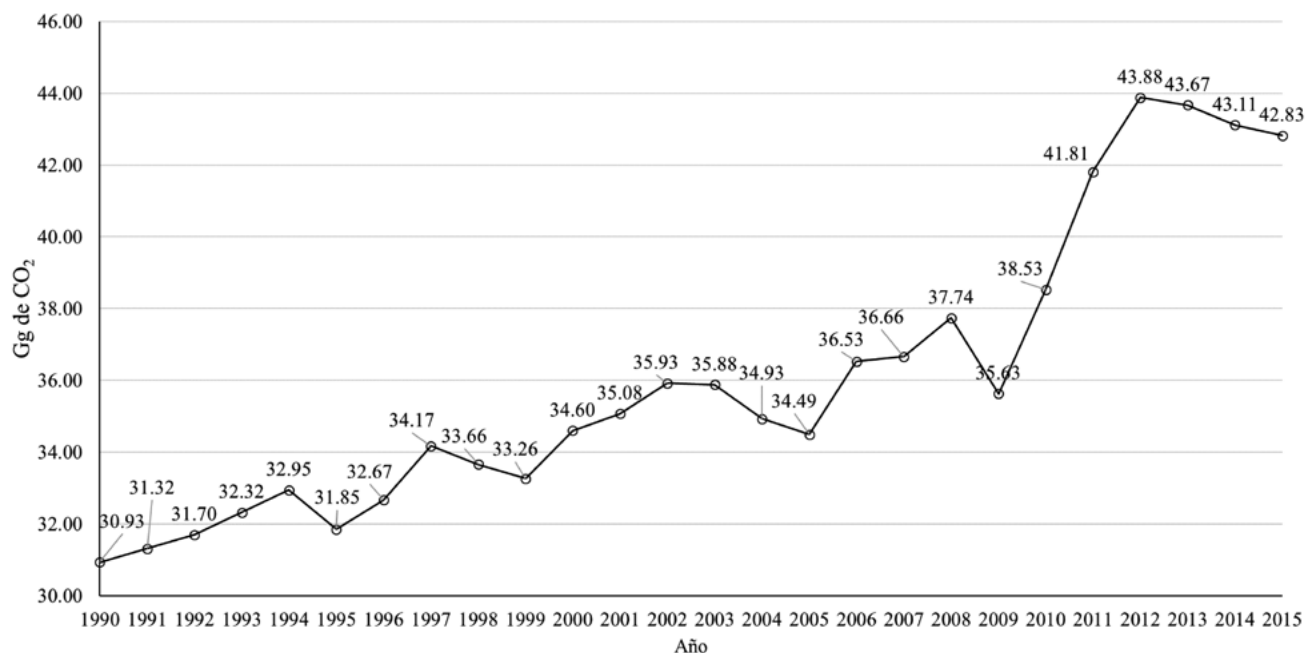


Figura 3. Serie temporal de emisiones de CO₂ por prácticas agrícolas de encalado de suelos.

Fuente: Elaboración propia.

Sección [3C3] Emisiones de bióxido de carbono por aplicación de urea

Se obtuvieron los datos de consumo de urea para México en la página de estadísticas de la International Fertilizer Industry Association (IFA, por sus siglas en inglés) para el periodo de 1990 a 2015, Cuadro 3.

Cuadro 3. Consumo de urea (ton) en México.

Año	Urea (ton)	Año	Urea (ton)
1990	594 800	2003	602 000
1991	449 600	2004	614 000
1992	566 000	2005	615 000
1993	520 000	2006	540 000
1994	547 100	2007	714 300
1995	426 000	2008	584 400
1996	427 000	2009	590 000
1997	441 000	2010	680 000
1998	569 000	2011	680 000
1999	604 000	2012	690 000
2000	600 000	2013	654 000
2001	605 000	2014	700 000
2002	560 000	2015	554 100

Fuente: <https://www.ifastat.org/databases/plant-nutrition>

Con base en la cantidad total de urea consumida en el país (Cuadro 3), se estimó la emisión de CO₂-C, mediante el producto entre la cantidad de urea aplicada y el factor de emisión. Este último fue 0.20, que es equivalente al contenido de carbono de la urea sobre

la base de su peso atómico [20% para CO(NH₂)₂]. Posteriormente se multiplicó por (44/12) para convertir las emisiones de CO₂-C en CO₂. El resultado se presenta en la Figura 4.

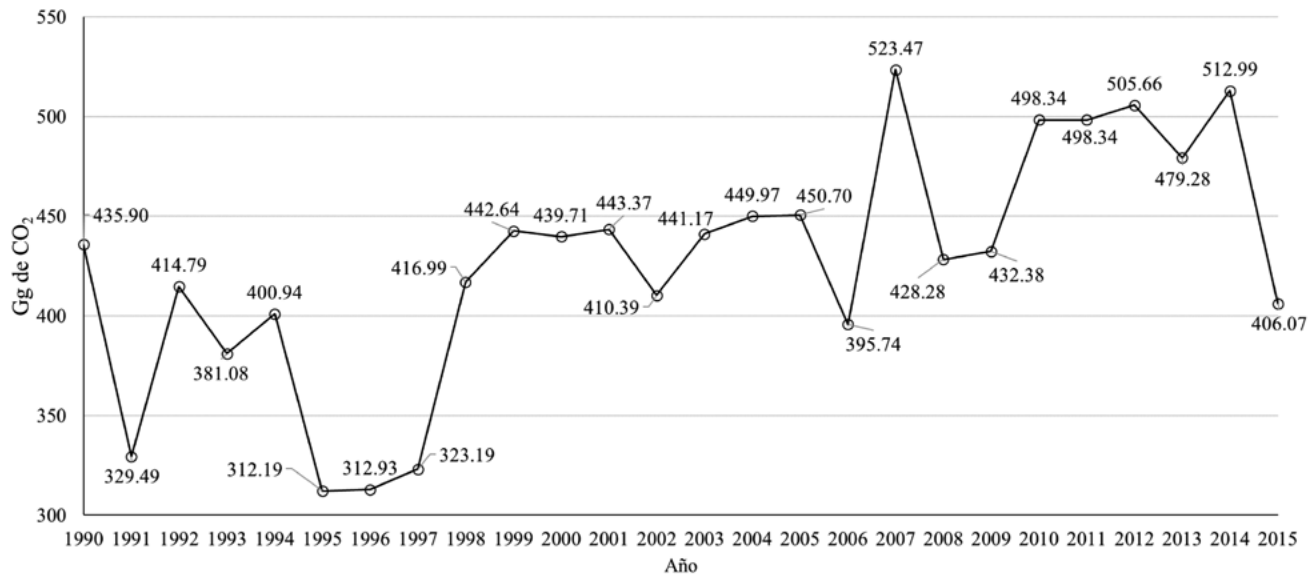


Figura 4. Serie temporal de emisiones de CO₂ por práctica agrícola de aplicación de urea como fertilizante.

Secciones [3C4] Emisiones directas y [3C5] Emisiones indirectas de óxido nitroso de los suelos gestionados, fracción de fertilizantes sintéticos nitrogenados

El cálculo de las emisiones de N₂O en términos de CO₂e para México, estuvo basada en los datos de consumo nacional aparente de los fertilizantes

nitrogenados reportadas por FAOSTAT (2018) y expresados en toneladas de nitrógeno activo durante el periodo 1980-2014.

Las emisiones de óxido nitroso directas e indirectas fueron estimadas a partir de las aplicaciones de fertilizantes químicos nitrogenados en la agricultura mexicana y se presentan en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Consumo aparente de fertilizantes nitrogenados en toneladas de N activo y emisiones de óxido nitroso (N₂O) en unidades de CO₂e en México, 1990-2015.

Año	N activo	Emisiones de Óxido nitroso N ₂ O (Gg CO ₂ e)		Año	N activo	Emisiones de óxido nitroso N ₂ O (Gg CO ₂ e)	
		Directas	Indirectas			Directas	Indirectas
1990	34 6300	6 558.40	2131.48	2003	912 583	4445.58	1444.81
1991	1 155 200	5627.47	1828.93	2004	942 528	4591.46	1492.22
1992	1 230 000	5991.86	1947.35	2005	1 219 457	5940.50	1930.66
1993	1 193 000	5811.61	1888.77	2006	1 057 564	5151.85	1674.35
1994	1 182 400	5759.98	1871.99	2007	1 141 863	5562.50	1807.81



Cuadro 4. Consumo aparente de fertilizantes nitrogenados en toneladas de N activo y emisiones de óxido nitroso (N₂O) en unidades de CO₂e en México, 1990-2015. (Continuación).

Año	N activo	Emisiones de Óxido nitroso N ₂ O (Gg CO ₂ e)		Año	N activo	Emisiones de óxido nitroso N ₂ O (Gg CO ₂ e)	
		Directas	Indirectas			Directas	Indirectas
1995	1 049 000	5110.13	1660.79	2008	939 477	4576.60	1487.39
1996	1 207 400	5881.76	1911.57	2009	1 038 669	5059.80	1644.44
1997	1 197 000	5831.10	1895.11	2010	1 074 653	5235.10	1701.41
1998	1 336 000	6508.23	2115.17	2011	1 100 656	5361.77	1742.57
1999	1 300 000	6332.86	2058.18	2012	1 439 333.24	7011.61	2278.77
2000	1 342 000	6537.46	2124.67	2013	1 732 783.51	8441.13	2743.37
2001	1 374 100	6693.83	2175.49	2014	1 807 384.61	8804.55	2861.48
2002	886 067	4316.41	1402.83	2015	1 737 798.90	8465.56	2751.31

Las estimaciones totales de emisiones de óxido nitroso expresadas en unidades equivalentes a bióxido de carbono se presentan en la Figura 5.

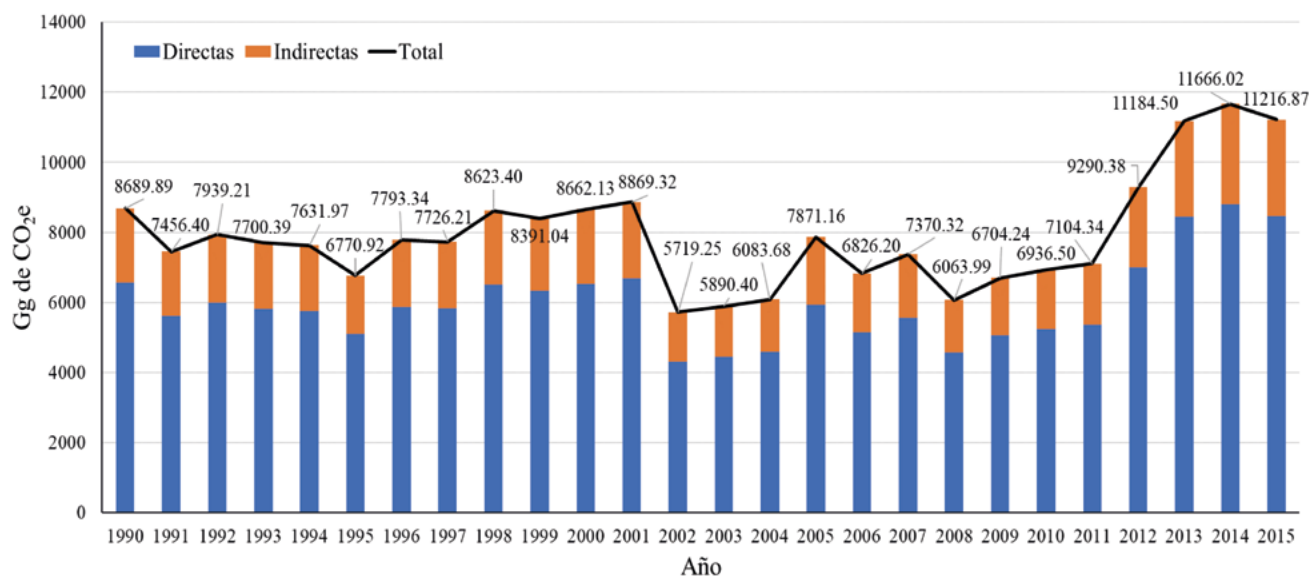


Figura 5. Emisiones totales de óxido nitroso (N₂O) por aplicaciones de fertilizantes químicos nitrogenados en la agricultura mexicana para el periodo 1990-2015.

[3C7] Emisiones de metano por cultivo del arroz

Como fuente oficial de información para obtener los datos de actividad correspondientes al país, se empleó la información contenida en los cierres estadísticos anuales de SIAP-SAGARPA para el periodo 1990-2017.

Para la estimación de metano por cultivo de arroz se requiere conocer el periodo de cultivo, por lo que se consideraron 183 días para el arroz de temporal y 185 para el arroz de riego. Se utilizaron valores de Efc=1.30 como factor de emisión básico para tierras inundadas permanentemente sin abonos orgánicos,

SFw = 0.78 para arroz de riego y SFw = 0.27 para arroz de temporal, y SFp = 1.22 como factor de ajuste por defecto de la emisión de metano para regímenes hídricos previos al período de cultivo.

Los factores de ajuste de emisiones de metano por agregados orgánicos (SFo), tipo de suelo (SFs) y

variedad (SF_r) no se integraron en los cálculos debido a la falta de información; no se profundizó en la investigación de estos factores, porque no tratarse de una categoría clave de emisiones.

La estimación de emisión de metano por cultivo del arroz, se muestran en la Figura 6.

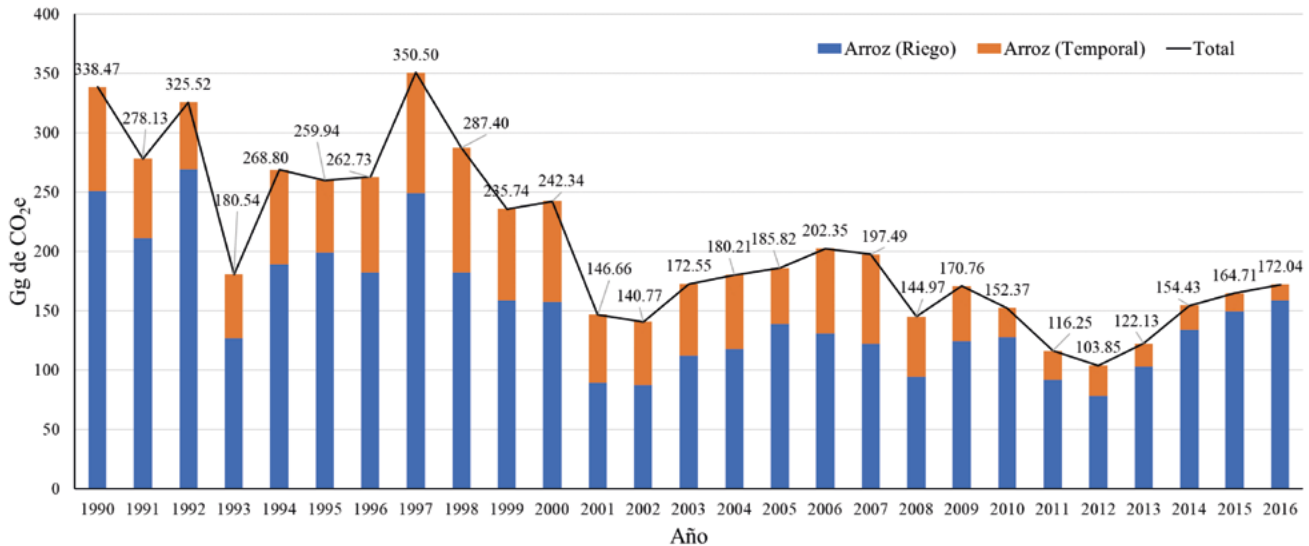


Figura 6. Emisiones de metano (CH₄) por cultivo del arroz para el periodo 1990-2016.

DISCUSIÓN DE LOS INVENTARIOS

Las estimaciones de GEI para 2015 indican que las emisiones directas de óxido nitroso (N₂O) fueron la fuente principal en la categoría [3C4], con 66.54% del total (8465.56 Gg de CO₂e). Siguieron en importancia las emisiones indirectas [3C5] de óxido nitroso (N₂O) con 21.63% (2751.31 Gg de CO₂e); sin considerar en ambas categorías las fracciones del nitrógeno excretado en el estiércol del ganado en pastoreo (F_{PRP}) e incorporación de

nitrógeno de la biomasa aérea y subterránea en campos de cultivos agrícolas (F_{CR}). El resto de las subcategorías como quema de biomasa [3C1b] con sus emisiones indirectas de óxido nitroso y metano; la emisión de CO₂ dada la aplicación de urea en la sección [3C3], la emisión de metano por cultivo de arroz [3C7] y la emisión de CO₂ por encalado en la sección [3C2], contribuyeron con una proporción del 11.83% del total de las emisiones para el sector agrícola. El N₂O total estimado en todas las categorías del sector agrícola alcanzó el 90% (Figura 7).

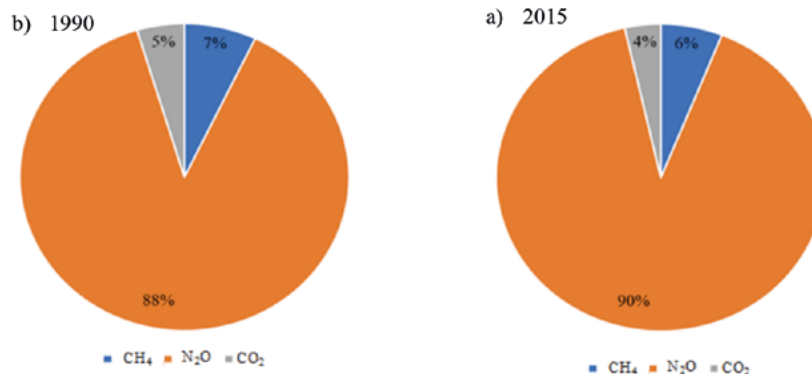


Figura 7. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) provenientes de las actividades agrícolas en México.

Metano (CH₄), se origina por la quema de biomasa [3C1b] y el cultivo de arroz [3C7]; emisiones directas e indirectas del óxido nitroso (N₂O) provenientes de la aplicación de fertilizantes sintéticos ([3C4], [3C7]); bióxido de carbono (CO₂) emitido por la incorporación de cal [3C2] y urea [3C3] en suelos agrícolas. a) año de referencia, b) Año de actualización de las estimaciones en la Sexta comunicación.

Las estimaciones de los principales GEI emitidos por las actividades agrícolas (Figura 7) son consistentes con lo estimado por INECC-SEMARNAT 2018, sin considerar a las categorías [3A], [3B], [3C1a] y de [3C4], [3C5] donde se excluyeron las fracciones del nitrógeno excretado en el estiércol del ganado en pastoreo (F_{PRP})

y incorporación de nitrógeno de la biomasa aérea y subterránea en campos de cultivos agrícolas (F_{CR}).

Bajo las consideraciones de exclusión utilizadas, las categorías [3C4] y [3C5] aportaron en conjunto el 84.92% de las emisiones totales del sector agrícola (Sección 3C) durante el periodo de 1990 a 2015, Figura 8.

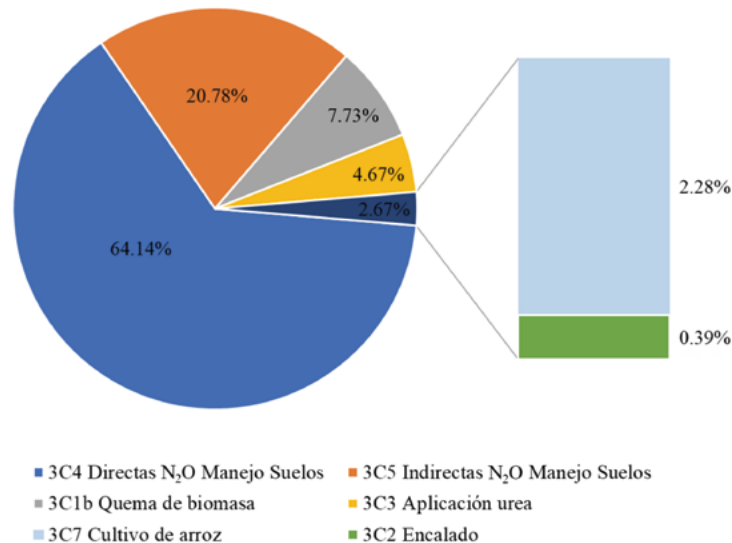


Figura 8. Emisiones de la categoría [3C]. Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra, sin tomar en cuenta las secciones [3A], [3B], [3C1a], [3C4 F_{CR} y F_{PRP}] y [3C5 F_{CR} y F_{PRP}].

De acuerdo con el trabajo realizado por González-Estrada y Camacho-Amador (2017), para un periodo de análisis de 1980 a 2014, señalaron que en México el 50.4% de las emisiones del sector agrícola en unidades equivalentes de bióxido de carbono, son atribuibles a las emisiones de óxido nitroso ocasionados por la fertilización nitrogenada. Este valor contrasta con

el 84.92% encontrado en esta síntesis; además, en conjunto, las emisiones directas e indirectas de N₂O en unidades equivalentes de bióxido de carbono no han sido menores al 60% de las emisiones de la Sección 3C (sin considerar ganado) en cada año desde 1990, bajo la misma metodología que la de González-Estrada y Camacho-Amador (2017) (Figura 9).

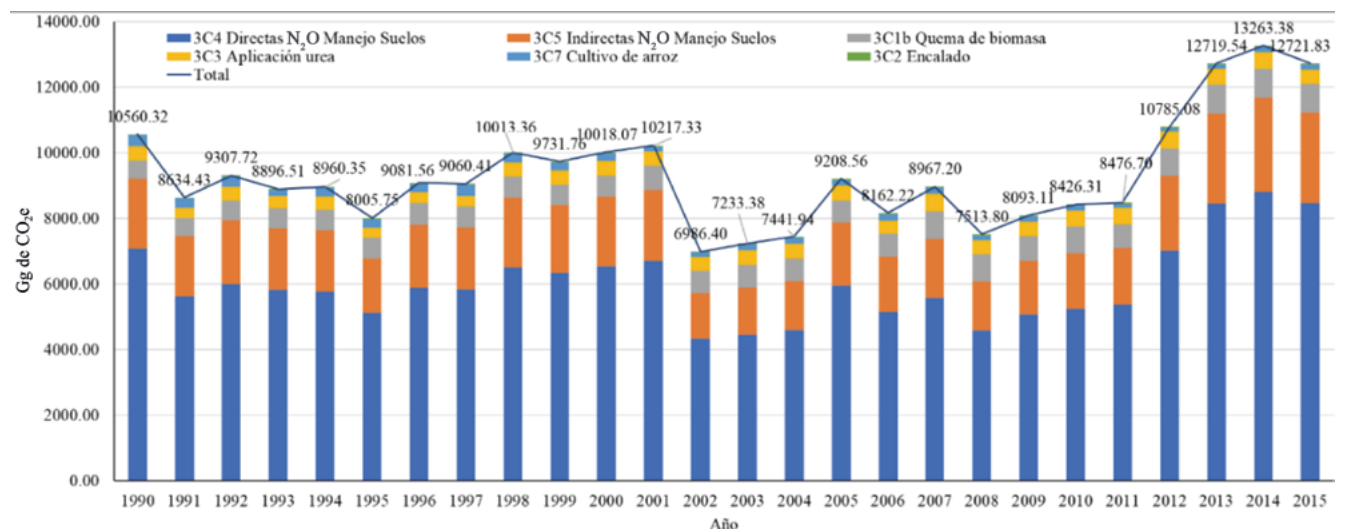


Figura 9. Emisiones en Gg de CO₂e de la categoría [3C]. Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra, sin tomar en cuenta las secciones [3A], [3B], [3C1a], [3C4 F_{CR} y F_{SN}] y [3C5 F_{SN} y F_{CR}].

FAO y SAGARPA (2012) realizaron un Levantamiento de línea de base del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales: Emisiones de GEI del Sector Agropecuario en México y tomaron como referencia al año 2010, en el que se estimaron emisiones directas de N₂O del orden 6404.82 Gg de CO₂e; en el presente trabajo, para el mismo año se estimaron 8426.31 Gg de CO₂e de emisiones de óxido nitroso.

Independientemente de los resultados obtenidos y las diferencias mostradas con otros autores, las estimaciones, en general, se han realizado bajo metodologías Nivel 1 (Tier 1); es decir, se han basado

en la utilización de factores de emisión por defecto combinado con datos de actividad (magnitud de las actividades humanas que tiene como consecuencia emisiones o remociones de GEI en un período de tiempo específico) (IPCC, 2006). La utilización de factores por defecto genera altos valores de incertidumbre; es decir, una gran dispersión de los valores que podrían ser razonablemente atribuidos al valor a medir, por ejemplo, las estimaciones de N₂O emitido por la agregación de fertilizantes, presenta una dispersión de hasta el 63% más con respecto a la media (Figura 10).

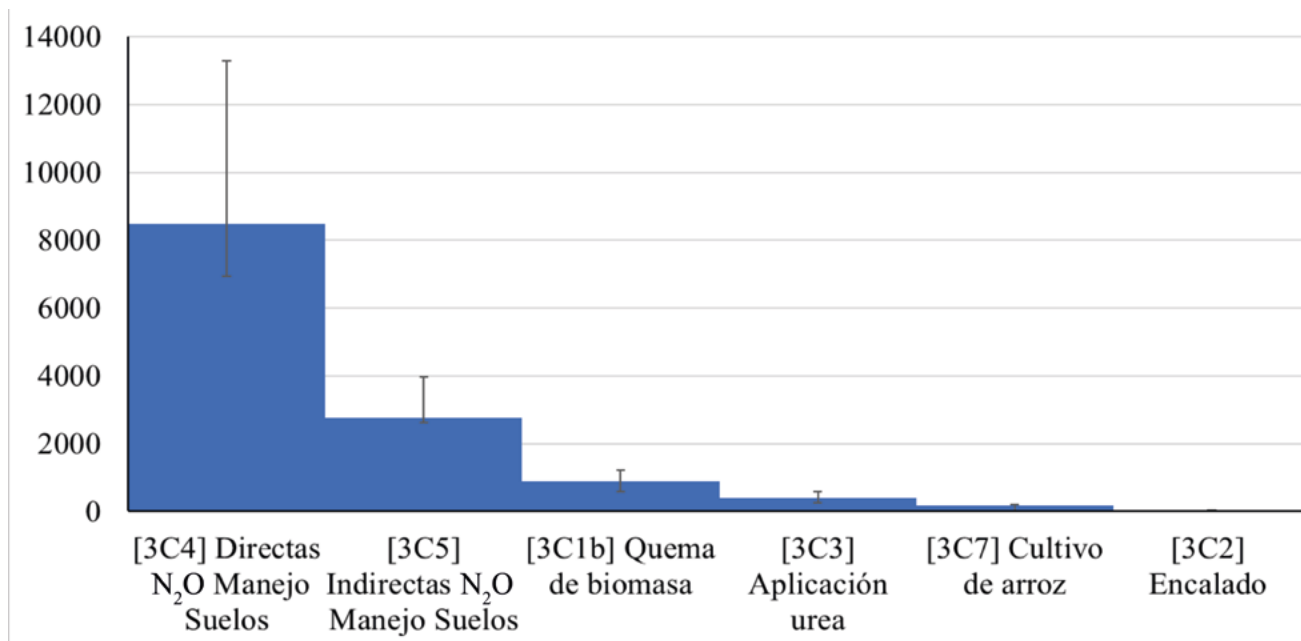


Figura 10. Incertidumbre estimada de la categoría [3C]. Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra. Sin tomar en cuenta las secciones [3A], [3B], [3C1a], [3C4 F_{CR} y F_{SN}] y [3C5 F_{SN} y F_{CR}].

Lo presentado en esta síntesis coincide con otros autores en cuanto a que el uso de los fertilizantes nitrogenados ha agravado la emisión de óxido nitroso (N₂O), gas que contribuye al cambio climático global. Las investigaciones de la magnitud y dinámica de las emisiones de N₂O en los sistemas agrícolas en México son escasas. Según Grageda-Cabrera *et al.* (2011) se carece de estudios básicos que permitan identificar la magnitud de las emisiones de N₂O derivadas de diferentes tipos y dosis de fertilizantes nitrogenados, así como el comportamiento de estas emisiones en diferentes tipos de suelos y ambientes.

Actualmente hay una marcada tendencia a favorecer el uso de fertilizantes orgánicos como estiércol y

composta, y la idea de que su uso es menos perjudicial para el ambiente parece estar arraigada en algunos agricultores. Sin embargo, la evidencia científica indica que si los fertilizantes orgánicos se utilizan en exceso, pueden tener efectos perjudiciales similares a los que provocan los fertilizantes inorgánicos (Oenema *et al.*, 2001; Snyder *et al.*, 2009). Las emisiones de N₂O en suelos abonados con estiércol pueden ser incluso mayores que las emisiones generadas por el uso de fertilizantes inorgánicos, si ese es aplicado en suelos con bajo contenido de materia orgánica (Velthoff *et al.*, 2003). El potencial de emisión de N₂O de las diferentes fuentes de fertilizantes orgánicos, no sólo depende de éstos, sino también de las propiedades de los suelos y del clima, así



como del tipo y calidad del abono, y pueden reducirse significativamente cuando el estiércol es tratado con digestión anaeróbica (Oenema *et al.*, 2001).

La agricultura, en general, se encuentra ante la disyuntiva de que sin el uso de fertilizantes sería imposible cubrir la creciente demanda global de alimentos (Galloway *et al.*, 2003). Actualmente 100 Tg de nitrógeno están siendo añadidos a los suelos cada año globalmente (Erismán *et al.*, 2008). Este incremento en el uso de fertilizantes en los cultivos ha modificado el ciclo global del nitrógeno debido a que grandes cantidades de este elemento en su forma reactiva, también llamado nitrógeno reactivo (Nr, formas de nitrógeno capaces de combinarse con otras formas químicas en el ambiente) están siendo añadidas a los cultivos (Delgado y Follet, 2010). Sin embargo, la agregación de grandes cantidades de fertilizantes no garantiza un incremento ilimitado en la producción, ya que las plantas únicamente absorben el nitrógeno que requieren y también puede presentarse toxicidad por exceso de nitrógeno. Se estima que aproximadamente la mitad del fertilizante aplicado a los cultivos es incorporada a la biomasa de las plantas, mientras que la otra mitad se pierde en forma gaseosa a la atmósfera, o se lixivia (transporte de moléculas de nitrógeno en el agua) desde el suelo hacia cuerpos de agua (Galloway *et al.*, 2003). Es decir que, en el mejor de los casos, frecuentemente puede perderse hasta 70% y solo aprovecharse el 30%; sin embargo, a la fecha se continúa sin tener mediciones fidedignas de las emisiones de N₂O.

SIGUIENTES PASOS

Desde la perspectiva del inventario realizado para el sector agrícola y la experiencia obtenida, el siguiente paso para mejorar la calidad y exactitud del inventario nacional de emisiones de N₂O por agregación de fertilizantes nitrogenado, requiere con urgencia incrementar las determinaciones directas de las emisiones de N₂O aumentar la confiabilidad de los datos a escala nacional. En concreto, se plantea como siguiente paso generar y analizar datos derivados de mediciones directas (en campo) de emisiones de N₂O para alimentar modelos que ayuden a reducir la incertidumbre de las estimaciones y eventualmente mejorar los factores de emisión nacional en diferentes cultivos, condiciones de fertilización, tipos de suelos y ambientes.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A partir de los resultados obtenidos en este análisis se concluye que el sector agrícola [3C] contribuye de manera significativa (>50%) a las emisiones de N₂O, lo cual es ocasionado por la fertilización nitrogenada. La incertidumbre de las estimaciones de N₂O emitido por la fertilización nitrogenada es alta (>50%), similar a la reportada por INECC-SEMARNAT (2018).

Se recomienda realizar un meta-análisis de los trabajos de investigación sobre estimación de emisiones de N₂O en la República Mexicana y cuyos datos sean el insumo para modelos de estimación de N₂O.

Se recomienda establecer proyectos de monitoreo de datos de emisiones de N₂O bajo diferentes condiciones climáticas, edáficas y de patrón de cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Programa Mexicano del Carbono su apoyo para la realización de la síntesis presentada, facilitando el desarrollo de bases de datos nacionales.

LITERATURA CITADA

- Arreguín, F. I., M. López, O. Rodríguez y M. J. Montero. 2015. Atlas de vulnerabilidad hídrica en México ante el cambio climático. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, México.
- BIE-INEGI. Banco de Información Económica del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (1990-2015). <https://www.inegi.org.mx/sistemas/bie/?idserPadre=1160129000900002000200800060011000300003>
- Cole, C. V., J. Duxbury, J. Freney, O. Heinemeyer, K. Minami, A. Mosier and Q. Zhao. 1997. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49:221-228.
- CONADESUCA. 2016. <https://www.gob.mx/conadesuca/>
- CONAGUA. 1999. Compendio básico del Agua en México 1999. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259364/_1999_CBA1999.pdf
- CONAGUA. 2001. Compendio básico del Agua en México 2001. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259365/_2001_CBA2001.pdf
- CONAGUA. 2002. Compendio básico del Agua en México 2002. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259366/_2002_CBA2002.pdf
- CONAGUA. 2003. Estadísticas del Agua en México 2003. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259367/_2003_EAM2003.pdf

- CONAGUA. 2004. Estadísticas del Agua en México 2004. <http://www.conamexphi.com/wp-content/uploads/2017/09/2004EAM2004.pdf>
- CONAGUA. 2005. Estadísticas del Agua en México 2005. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259369/_2005_EAM2005.pdf
- CONAGUA. 2005. Estadísticas del Agua en México 2005. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259369/_2005_EAM2005.pdf
- CONAGUA. 2006. Estadísticas del Agua en México 2006. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259368/_2006_EAM2006.pdf
- CONAGUA. 2007. Estadísticas del Agua en México 2007. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259368/_2006_EAM2007.pdf
- CONAGUA. 2008. Estadísticas del Agua en México 2008. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259370/_2008_EAM2008.pdf
- CONAGUA. 2009. Estadísticas del Agua en México 2009. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259343/_2009_Atlas_del_Agua_en_Mexico_2009.compressed.pdf
- CONAGUA. 2010. Estadísticas del Agua en México 2010. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259371/_2010_EAM2010.pdf
- CONAGUA. 2011. Estadísticas del Agua en México 2011. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259373/_2011_EAM2011.pdf
- CONAGUA. 2012. Estadísticas del Agua en México 2012. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/259372/_2012_EAM2012.pdf
- CONAGUA. 2013. Estadísticas del Agua en México 2013. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/260111/EAM2013_br.pdf
- CONAGUA. 2014. Estadísticas del Agua en México 2014. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2014.pdf>
- CONAGUA. 2015. Estadísticas del Agua en México 2015. <http://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM2015-ALTA.pdf>
- CONAGUA. 2016. Estadísticas del Agua en México 2016. <http://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM2016.pdf>
- CONAGUA. 2017. Estadísticas del Agua en México 2017. <https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM-2017.pdf>
- Delgado, J. A. and R. F. Follett (eds.). 2010. *Advances in Nitrogen Management for Water Quality*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA.
- Erisman, J. W., M. A. Sutton, J. Galloway, Z. Klimont and W. Winarter. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1:636-639
- FAO y SAGARPA. 2012. *Agricultura Familiar con Potencial Productivo en México*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, México. http://www.sagarpa.gob.mx/programas2/evaluacionesExternas/Lists/Otros%20Estudios/Attachments/42/Agricultura%20Familiar_Final.pdf. Consulta: (agosto 12, 2014).
- FAOSTAT. 2018. Insumos. <http://www.fao.org/faostat/es/#data/RFN> (consulta: enero 15, 2018)
- Galloway, J. N., J. D. Aber, J. W. Erisman, S. P. Seitzinger, R. W. Howarth, E. B. Cowling and B. J. Cosby. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53:341-356.
- Gilhespy, S. L., S. Anthony, L. Cardenas, D. Chadwick, A. del Prado, C. Li and J.B. Yeluripati., 2014. First 20 years of DNDC (DeNitrification DeComposition): Model evolution. *Ecological Modelling* 292:51-62.
- Giltrap, D. L. and C. Li. 2010. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136:292-300
- González-Estrada, A. y M. Camacho-Amador. 2017. Emisión de gases de efecto invernadero de la fertilización nitrogenada en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 8:1733-1745.
- Grageda-Cabrera, O. A., J. A. Vera-Núñez, J. L. Aguilar-Acuña, L. Macías-Rodríguez, G. A. Aguado-Santacruz and J. J. Peña-Cabriles. 2011. Fertilizer dynamics in different tillage and crop rotation systems in a Vertisol in Central Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 89:125-134.
- Hammer, Ø., D.A. Harper P. D. and Ryan. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4:1-9
- Hansen, J., M. Sato and R. Ruedy. 2012. Perception of climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. DOI:10.1073/pnas.1205276109
- Houghton, R. A., J. I. House, J. Pongratz, G. R. Van Der Werf, R. S. DeFries, M. Hansen and N. Ramankutty. 2012. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences* 9:5125-5142.
- Huang, Y., W. Ren, L. Wang, D. Hui, J.H. Grove, X. Yang and B. Goff. 2018. Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 268:144-153.
- IFA. International Fertilizer Industry Association (1990-2015). <https://www.ifastat.org/databases/plant-nutrition> (consulta enero 15, 2018)
- INECC-SEMARNAT. 2012. *Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. D.F., México
- INEGI. 1991. *VII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. Aguascalientes, Aguascalientes, México.



- INEGI. 2007. VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México. Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2012. Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA) 2012. <https://datos.gob.mx/busca/dataset/encuesta-nacional-agropecuaria-ena/resource/54b5eeb6-323a-401b-993e-539fb584d49a>
- INEGI. 2014. Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA) 2014. https://datos.gob.mx/busca/dataset/encuesta-nacional-agropecuaria-ena/resource/150589ea-aa1d-4c7a-a76b-4ff2fc6cdf-d?inner_span=True
- INEGI. 2017. Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA) 2017. https://datos.gob.mx/busca/dataset/encuesta-nacional-agropecuaria-ena/resource/389a61de-aeb5-4656-9d3f-d576bdce-9da3?inner_span=True
- INEGI. 2018. Banco de Información Económica (BIE). <https://www.inegi.org.mx/sistemas/bie/?idserPadre=1160129000900002000200800060011000300003> (consulta: enero 15, 2018)
- IPCC. 1996. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme Intergovernmental Panel on Climate Change, Japan. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html> (Consulta: enero 15, 2018)
- IPCC. 2006. Intergovernmental Panel Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston HS, Buendia L. IGES, Japón.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel Climate Change. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, K., Ngara and K. Tanabe (eds.). Chapter 11 (IGES, 2006).
- Johnson, J. M.-F., A. J. Franzluebbers, S. L. Weyers and D. C. Reicosky. 2007. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution* 150:107–124.
- Lal, R. 2009. Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. *Food Security* 1:45–57.
- Mugica-Álvarez, V. 2016. Determinación de factores de emisión de bióxido de carbono (CO₂), carbono (CO₂), partículas en suspensión de 2.5 y 10. Micras (PM_{2.5} y PM₁₀) y contaminantes de vida corta, metano (CH₄) y carbón negro por prácticas de quema agrícola. Informe final. SEMARNAT e INECC. 68 p.
- Oenema, O., A. Bannink, S. G. Sommer and G. L. Velthof. 2001. Gaseous nitrogen emissions from livestock farming systems. 255–290. *In*: Follet. R. F. and J. L. Hatfield (eds.) *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*. Elsevier. Amsterdam, Hollandp.
- Ordoñez, B. y T. Hernández. 2006. Obtención de Factores de Emisión nacionales en el Sector Agrícola para disminuir incertidumbre en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Instituto Nacional de Ecología. D.F., México.
- PMC. 2015a. Programa Mexicano del Carbono, México. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50000. Serie III. Año base 2002. Texcoco, Estado de México.
- PMC. 2015b. Programa Mexicano del Carbono, México. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50000. Serie IV. Año base 2007. Texcoco, Estado de México.
- PMC. 2015c. Programa Mexicano del Carbono, México. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50000. Serie V. Año base 2011. Texcoco, Estado de México.
- PMC. 2015d. Programa Mexicano del Carbono, México. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50 000. Serie VI. Año base 2014. Texcoco, Estado de México
- Reicosky, D. C., J.L. Hatfield and R.L. Sass. 2000. Agricultural contributions to greenhouse gas emissions. *In*: K.R. Reddy and H.F. Hodges (eds). *Climate Change and Global Crop Productivity*. CABI Publishing. Wallingford, Oxon, UK pp. 37–55.
- Rosillo-Calle, F., de Groot, P., Hemstock, S. L., and Woods, J. 2007. *The Biomass Assessment Handbook*. Routledge Studies in Bioenergy. Routledge.
- Rotz, C. A., F. Montes, S. D. Hafner, A. J. Heber and R. H. Grant. 2014. Ammonia emission model for whole farm evaluation of dairy production systems. *Journal of environmental quality* 43:1143–1158.
- Santiago-de la Rosa, N. 2017. Factores de emisión de contaminantes atmosféricos y climáticos, y evaluación del potencial oxidativo y cancerígeno de las partículas finas por la quema de residuos agrícolas. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco. Cd. de México.
- Saynes, V., J. A. Delgado, C. Tebbe, J. D. Etchevers, D. Lapidus and A. Otero-Arnaiz. 2014. Use of the new nitrogen index tier zero to assess the effects of nitrogen fertilizer on N₂O emissions from cropping systems in Mexico. *Ecol. Eng.* 73:778–785.
- Saynes-Santillán, V., J. D. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat y L. O. Alvarado-Cárdenas. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34:83–96.
- SEMARNAT-INECC. 2012. México Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. D.F., México. 396 p.
- SEMARNAT-INECC. 2018. Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990–2015. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. D.F., México. 851 p.
- SIAP. Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta SIACON-NG. <https://www.gob.mx/siap/documentos/siacon-ng-161430>
- Snyder, C. S., T. W. Bruulsema, T. L. Jensen and P. E. Fixen and P. E. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop pro-

- duction systems and fertilizer management effects. *Agriculture Ecosystems and Environment* 133: 247-266.
- Tubiello, F. N., M. Salvatore, S. Rossi, A. Ferrara, N. Fitton and P. Smith. 2013. The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters* DOI:10.1088/1748-9326/8/1/015009
- U. S.-EPA (Environmental Protection Agency). 1992. State workbook: methodologies for estimating greenhouse gas emissions and the inventory of US. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-1994. Washington, D. C. 344 p.
- Valdez-Vázquez, I., Acevedo-Benítez, J. A., and Hernández-Santiago, C. 2010. Distribution and potential of bioenergy resources from agricultural activities in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14:2147-2153.
- Velthoff, G. L., P. J. Kuikman and O. Oenema. 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility of Soils* 37:221-230.



Capítulo 22

GANADERÍA

Coordinadores

Octavio Alonso Castelán-Ortega¹ y Juan Carlos Ku-Vera²

Colaboradores

**Juan Carlos Ángeles-Hernández¹, Gloria Stefanny Hernández-Pineda¹,
Mohammed Benaouda¹, Luisa T. Molina³, Laura Ramírez-Cancino²,
Sofía Viridiana Castelán-Jaime¹, Ana Rosa Praga-Ayala¹, Freddy Lazos-Balbuena²,
Hugo Montelongo-Pérez¹, Manuel González-Ronquillo¹, María Fernanda Vázquez-Carrillo¹,
Eduardo Cardoso-Gutiérrez¹, Edgar Aranda-Aguirre¹, Daniela Villegas-Estrada¹,
Alicia Paulina Guadarrama-López¹ y Gilberto Apodaca-Martínez¹**

¹ Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Campus El Cerrillo, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México.

² Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, México.

³ Molina Center for Energy and the Environment. La Jolla, California, Estados Unidos.

INTRODUCCIÓN

Considerando las proyecciones del crecimiento poblacional a nivel mundial y los requerimientos de alimentación, el escenario plantea que el sector ganadería seguirá en expansión para satisfacer las demandas (FAO, 2016), aun cuando los umbrales de sostenibilidad de la actividad sean rebasados (Pelletier y Tyedmers, 2010), lo que generará una presión mayor en el calentamiento global, el ambiente y la alimentación. De acuerdo a FAO (2010), la población mundial de rumiantes es dominada por el ganado bovino con alrededor de 1 350 billones de cabezas, donde Latinoamérica cuenta con el 29.1%, Asia con el 28.4% y África con el 18.6%. En México la población de ganado bovino en los últimos 12 años se ha incrementado en un 7%, pasando de 31 a 33 millones de animales, de los cuales el ganado para carne aumentó en un 7% y lechero en 10%, respectivamente (SIAP, 2019).

En este contexto, existe una creciente preocupación a nivel mundial por el papel que juegan los rumiantes domésticos en el calentamiento global, principalmente por la producción de gases de efecto invernadero (GEI) como el metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) a partir de la fermentación ruminal y de óxido nitroso (N₂O) por la degradación de sus heces y orina (FAO, 2006; Eckard *et al.*, 2010). A nivel mundial, no hay duda de que el sector

ganadero representa una fuente significativa de GEI, pues en forma directa contribuye al cambio climático emitiendo GEI a través de la fermentación entérica y, en forma indirecta, a través de las actividades que involucran la producción de forrajes y la conversión de bosques en pasturas para alimentar al ganado. De acuerdo con Steinfeld *et al.* (2006) el sector ganadero (todas las especies domésticas) emite 7.1 Gt de CO_{2eq} o aproximadamente 18% de la emisión antropogénica global de GEI. Entre los GEI que emite el ganado, el metano juega un papel importante ya que se produce en grandes volúmenes, hasta 700 L por día en el caso de una vaca adulta y es 28 veces más activo en su efecto invernadero que el CO₂ (IPCC, 2013), además de que tiene una vida media de 9 a 15 años en la atmósfera (Eckard *et al.*, 2010). En América Latina los trabajos en el subsector ganadería se han orientado principalmente a la obtención de factores de emisión e inventarios de GEI (Benaouda *et al.*, 2017), dadas las altas incertidumbres que prevalecen al utilizar factores de emisión por defecto del IPCC.

A pesar de la importancia del ganado bovino en la emisión de gases de efecto invernadero, en México nunca se había medido *in vivo* la producción de CH₄ por los bovinos, cuya población asciende actualmente a más de 33 millones de cabezas (SIAP, 2019), son la especie doméstica más numerosa después de las aves y la que

mayor cantidad de GEI emite a la atmósfera. La ganadería bovina intensiva mexicana ha sido recientemente cuestionada por su impacto negativo sobre el ambiente físico en ciertas regiones del país (Navarrete-Molina *et al.*, 2019). Hasta recientemente, no existía la información científica básica que permitiese generar los factores de emisión de metano para el ganado bovino en México y así calcular los inventarios nacionales para este gas utilizando una metodología más completa, como el nivel 2 (Tier 2, en inglés) del IPCC (2006). Actualmente, estos inventarios se calculan con base en factores de emisión por defecto, recomendados en las directrices del IPCC (2006) en su forma más simple que es el Tier 1, el cual consiste en multiplicar el número de cabezas de ganado por un factor de emisión por defecto sin considerar los factores que influyen en el volumen de las emisiones, como la función productiva del ganado, sistema de producción, tipo de alimentación, clima, eficiencia productiva, pH ruminal, estrés ambiental, tipo/población de microorganismos ruminales, etc. (Sejian *et al.*, 2011). La falta de información precisa en México sobre emisiones de metano entérico en bovinos se debió a la carencia de laboratorios especializados donde se pudieran llevar a cabo las mediciones directas en los animales. En la actualidad (2013 a la fecha) se cuenta en el país con dos laboratorios con la capacidad para medir *in vivo* las emisiones de metano en bovinos alojados en cámaras de respiración, uno ubicado en la FMVZ-UAEM en el Estado de México y otro localizado en la FMVZ-UADY, en el Estado de Yucatán.

La reducción de las emisiones de metano podría redituarse en un incremento en la productividad ganadera, dado que el metano emitido por el ganado representa una pérdida de entre 2 al 12 % de la ingesta de energía bruta de los alimentos consumidos (Johnson y Johnson, 1995), por lo que una reducción de estas emisiones se traduce en una mayor eficiencia en la conversión alimenticia del ganado.

México, como miembro de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, ha presentado seis comunicaciones nacionales asociadas a inventarios de gases de efecto invernadero. La tercera, cuarta y quinta comunicación (INE-SEMARNAT, 2006, 2009 y 2012) estiman que la producción de metano del sector agricultura representa entre el 57 al 86 % de las emisiones totales, donde la fermentación entérica del ganado representa entre el 41 al 95 % del total del sector agrícola (Saynes *et al.*, 2016). Estas cifras han sido estimadas con diferentes fuentes de información usando valores por defecto del IPCC, por lo que tienen un nivel alto de incertidumbre y no reflejan la realidad

nacional. Usando modelos predictivos de las emisiones de metano de la ganadería (Castelán-Ortega *et al.*, 2014; Rendón-Huerta *et al.*, 2014) las estimaciones de emisiones de los inventarios nacionales de GEI asociados a las comunicaciones nacionales están fuertemente subestimadas (Tier 1: 73 kg CH₄ año⁻¹ por cabeza *versus* 116 kg CH₄ año⁻¹ por cabeza), por lo que es necesario contar con factores de emisión adecuados a las condiciones de México. El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) en su Sexta Comunicación Nacional utilizó el método Tier 1 para la estimación del inventario nacional de emisiones de CH₄ por fermentación entérica (SEMARNAT-INECC, 2018) por lo que es de esperarse que su inventario siga presentando una incertidumbre real relativamente grande. El esfuerzo de investigación realizado en los laboratorios ubicados tanto en la FMVZ-UAEM, como en la FMVZ-UADY a partir de 2013 a la fecha, con la técnica de cámaras de respiración de circuito abierto; pretenden contribuir a minimizar dicho sesgo y la incertidumbre asociada a éste. En México no existe una política pública para enfrentar (adaptación, mitigación) las emisiones entéricas de metano provenientes de la ganadería bovina. De hecho, la protección ambiental ha sido marginada de la visión nacional de desarrollo y ha sido por tanto relegada como prioridad significativa en el conjunto de políticas públicas del país (Provencio y Carabias, 2019). Es así como la reducción del presupuesto ambiental en México, refleja ante todo una falta de visión de futuro. El principal programa de impulso ganadero actual: “Crédito Ganadero a la Palabra”, no contempla una sola medida de adaptación o de mitigación ante los impactos del cambio climático en el sub-sector ganadero nacional (Presidencia de la República; Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024).

En este capítulo se presenta, por primera vez en México, un inventario de nivel Tier 2 (IPCC) de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos. Para ello fue necesario determinar los factores de emisión de metano apropiados para el hato de ganado bovino nacional por tipo de ganado, regiones geo-climáticas y sistemas de producción de México; lo anterior asociado a mediciones *in vivo* de la emisión de CH₄ de ganado bovino en México, con el objeto de mejorar la precisión del inventario y reducir su incertidumbre. Esta última parte representa, sin duda, el valor agregado más importante de este capítulo porque si bien el IPCC (2006) recomienda, por un lado, el uso de su aproximación, por otro lado reconoce que los factores de conversión de metano (*Y_m*) que se proponen en su metodología Tier 2 pueden no ser los más adecuados en virtud de que el grado en el que la energía bruta de

los alimentos se convierte en metano depende de varios factores alimentarios y animales interrelacionados, los cuales varían entre regiones climáticas (Hristov *et al.*, 2018). También reconoce que sus valores por defecto de Y_m pueden no ser aplicables para los países en vías de desarrollo y, sobre todo, para las regiones de clima tropical. Por lo tanto, sugiere que la mejor vía para mejorar la precisión de los inventarios es estimar los propios para cada país. En este sentido, el presente capítulo presenta por primera vez en México factores Y_m y factores de emisión de metano medidos *in vivo* y adecuados para las diferentes regiones climáticas de México.

La determinación de los factores de emisión se obtuvieron a través de numerosos ensayos llevados a cabo en cámaras de respiración de circuito abierto del Laboratorio de Ganadería y Cambio Climático de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia (FMVZ) de la Universidad Autónoma de Yucatán y el Laboratorio de Ganadería, Medio Ambiente y Energías Renovables de la FMVZ de la Universidad Autónoma del Estado de México. Dichos laboratorios están estratégicamente ubicados en dos importantes regiones geo-climáticas de México, el primero brinda cobertura a las regiones de clima tropical del sur, Golfo de México y los regiones de clima tropical de la Costa del Pacífico; mientras que el segundo estudia los sistemas ganaderos de las regiones de clima templado, árido y semi-árido de México. Existen varias técnicas para la medición del metano entérico en bovinos, pero las tres principales son: 1) cámaras de respiración, 2) hexafluoruro de azufre (SF_6) y 3) Greenfeed. Hasta donde es del conocimiento de los autores, no existen reportes para México de medición de la producción de metano en bovinos con las últimas dos técnicas; pero sí con la primera (Canul *et al.*, 2017; Benaouda *et al.*, 2017;

Ku-Vera *et al.* 2018). Recientemente, se ha empleado la técnica de covarianza de vórtices para medir la producción de metano en bovinos lecheros en el Estado de Sonora (Rodríguez *et al.*, 2019).

BASES PARA LOS ANÁLISIS

El desarrollo del inventario comprendió seis etapas, como se muestra en la Figura 1. En la primera etapa se recopiló información bibliográfica y estadística sobre las características de los sistemas de producción de ganado bovino, su población y estructura del hato en México. En la segunda etapa se organizó el territorio nacional en regiones geo-climáticas y se ubicó la población nacional de ganado bovino en cada región geo-climática; en la tercera etapa se llevó a cabo una encuesta en 15 estados de la república representativos de cada región climática con el objeto de complementar la descripción, obtenida del análisis de gabinete, de los diferentes sistemas de producción de ganado. En la cuarta etapa se analizó la información de la encuesta a través de técnicas de análisis estadístico multivariado, de esta forma se identificaron los principales ingredientes empleados en la alimentación del ganado y se definieron *dietas tipo* para cada región climática y categoría de ganado. Durante la etapa cinco se reprodujeron en las cámaras de respiración las dietas tipo para cada región climática, con el objeto de generar los factores de emisión de metano y de partición de la energía consumida hacia metano, conocido como factor Y_m . En la etapa seis se calculó el inventario por región, función productiva y categoría del ganado y, finalmente, se calculó el tamaño de la incertidumbre asociada al mismo a través del método de simulación matemática Monte Carlo.

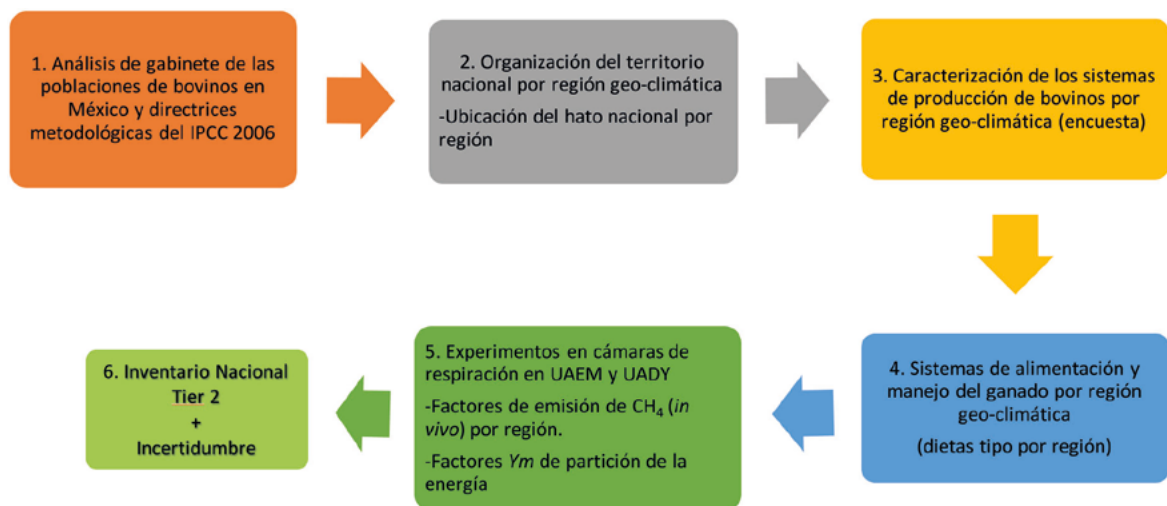


Figura 1. Etapas del inventario nacional de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos por el método Tier 2 del IPCC (2006).

Análisis de gabinete de las poblaciones ganaderas de bovinos en México y directrices metodológicas del IPCC 2006

En esta etapa se llevaron a cabo las siguientes actividades: (a) recopilación y análisis de información estadística oficial sobre población de ganado bovino en México; (b) acopio y análisis de literatura científica sobre alimentación, composición química de forrajes y alimentos y sistemas de producción de bovinos en México, incluyendo parámetros productivos; (c) estado del arte sobre determinación de los factores de emisión y cálculo de los inventarios de CH₄; (d) sistemas de clasificación del territorio mexicano y regionalización geo-climática de los sistemas de producción de ganado bovino (Peel *et al.*, 2010), y (e) revisión de los procedimientos del IPCC del 2006 para llevar a cabo un inventario Tier 2.

Para el inventario se utilizó la población de ganado de bovino de México reportada por el Padrón Ganadero Nacional al 25 de enero de 2016, la cual era de 31 891 880 cabezas. Dicha población se encuentra desagregada en siete categorías: vientres, sementales, vaquillas 12-24 meses, novillos >12 meses, crías macho 8-12 meses, crías hembra 8-12 meses y becerros lactantes. Cabe hacer notar que la población difiere de la reportada por el SIAP para el 2015 (SIAP, 2019), la cual era de 33 502 623 cabezas. Se prefirió emplear la estadística del Padrón Ganadero Nacional, ya que está desagregada en categorías, lo cual es necesario para el inventario Tier 2. Con el objeto de fortalecer esta propuesta se calculó la incertidumbre de la población ganadera para cada categoría de animales dentro de cada región geo-climática como se observa en el cuadro 6 para el caso de los vientres lecheros de la región de clima seco (ver renglón de Cabezas); como se aprecia la incertidumbre es muy pequeña, entre 0.17 y 0.20, la incertidumbre para las demás categorías y regiones de México es muy similar a la que se presenta en el cuadro 6.

Regionalización del hato de ganado bovino de México

Esta etapa es fundamental para la estimación del inventario debido a que es conocido que los bovinos no emiten la misma cantidad de metano en el sur, el centro o el norte del país (Castelán-Ortega *et al.*, 2014), por lo tanto es necesario dividir al país en regiones geo-climáticas con el objeto de dar cuenta de estas diferencias en el inventario. La aproximación

empleada se justifica ampliamente debido a que México es un país con una gran superficie territorial (1.9 millones de km²), y enormes contrastes en su geografía, orografía y clima. El país se extiende entre los paralelos 14° 32' 27" en la desembocadura del río Suchiate y el paralelo 32° 43' 06" que pasa por la confluencia del río Gila con el Colorado; así mismo, está comprendido entre las longitudes oeste de Greenwich de 118° 22' 00" y 86° 42' 36", respectivamente (INEGI, 1991). Esta peculiar distribución geográfica permite que se manifiesten una amplia diversidad de climas, los cuales van desde el árido extremo en el norte en los estados de Baja California, Sonora y Chihuahua, hasta el clima tropical húmedo en los estados de Tabasco y Veracruz en el sur de México, pasando por el clima templado en el centro del país. De igual forma, más del 50% del territorio nacional (hasta el paralelo 23°) se encuentra dentro de la zona intertropical del planeta, por lo que en las regiones bajas y llanuras costeras predominan los climas de tipo tropical y semi-tropical.

Los diferentes climas de México determinan en gran medida los sistemas de producción de bovinos según la región, mayormente a través de su efecto sobre el crecimiento y calidad de las plantas utilizadas en la alimentación del ganado y por el efecto de la temperatura sobre el desempeño productivo de éste. Por ejemplo, en las regiones de clima tropical predominan los sistemas de producción de doble propósito (leche y carne) con el uso de razas de ganado del tipo cebuino (*Bos indicus*) y sus cruza con ganado europeo y el uso de pastos tropicales, principalmente gramíneas del tipo C4. Por el contrario, en las regiones de clima templado prevalecen los sistemas de producción de leche en mediana y pequeña escala con razas de ganado europeo (*Bos taurus*), el empleo de gramíneas forrajeras del tipo C3, la integración con los sistemas agrícolas de producción de cereales como el maíz, sorgo, avena, entre otros y, por lo tanto, el uso de una amplia variedad de esquilmos agrícolas (Castelán *et al.*, 1997, Améndola *et al.*, 2006). Mientras tanto, en las regiones de clima árido y semi-árido se observan mayormente los sistemas de producción de carne en forma extensiva e intensiva y en algunos sitios de esta región, como La Laguna, se encuentran sistemas de producción de leche altamente intensivos y de gran tecnificación. Por lo tanto, el clima, el tiempo atmosférico, la orografía y el hombre intervienen y dan forma a los sistemas de producción de ganado en las diferentes regiones geo-climáticas de México.

De acuerdo con la discusión anterior, el esquema de regionalización (ver Caja 1) que se empleó toma en consideración factores de clima, orografía y geográficos, para regionalizar al país en zonas geo-climáticas, las cuales en su conjunto determinan los

diferentes tipos de sistemas de producción de bovinos y su tipo de alimentación, la cual a su vez es la variable que determina, en gran medida, el tipo y cantidad de alimento consumido por el ganado y el volumen de metano que producen.

Caja 1. Regiones geo-climáticas

La aproximación geo-espacial empleada para el cálculo de las emisiones de gases de efecto invernadero, en este caso metano entérico, permite la caracterización geográfica de las emisiones ubicando regiones con potencial de mayor contribución al inventario nacional. Además, la información del nivel de emisiones con base a su geo-localización es muy útil para la implementación puntual y específica de las políticas de mitigación (Bun *et al.*, 2010). Por otro lado, la desagregación espacial del inventario puede promover una mejora en la calidad de los datos generados, ubicándose como una opción rentable y costo-beneficio viable para la reducción de la incertidumbre (Bun *et al.*, 2010; Uvarova *et al.*, 2014).

La clasificación de Köppen señala que existen entre seis y once regiones climáticas en México; sin embargo, para este capítulo se consideraron sólo cinco regiones geo-climáticas por ser las más representativas de donde ocurre la actividad ganadera más importante del país (Améndola *et al.*, 2006; Peel *et al.*, 2010). Idealmente sería conveniente emplear más regiones climáticas; sin embargo, no existe suficiente información estadística sobre ganadería que permita ampliar más la regionalización. Las regiones se muestran en la Figura C1.1 y sus características se describen a continuación:

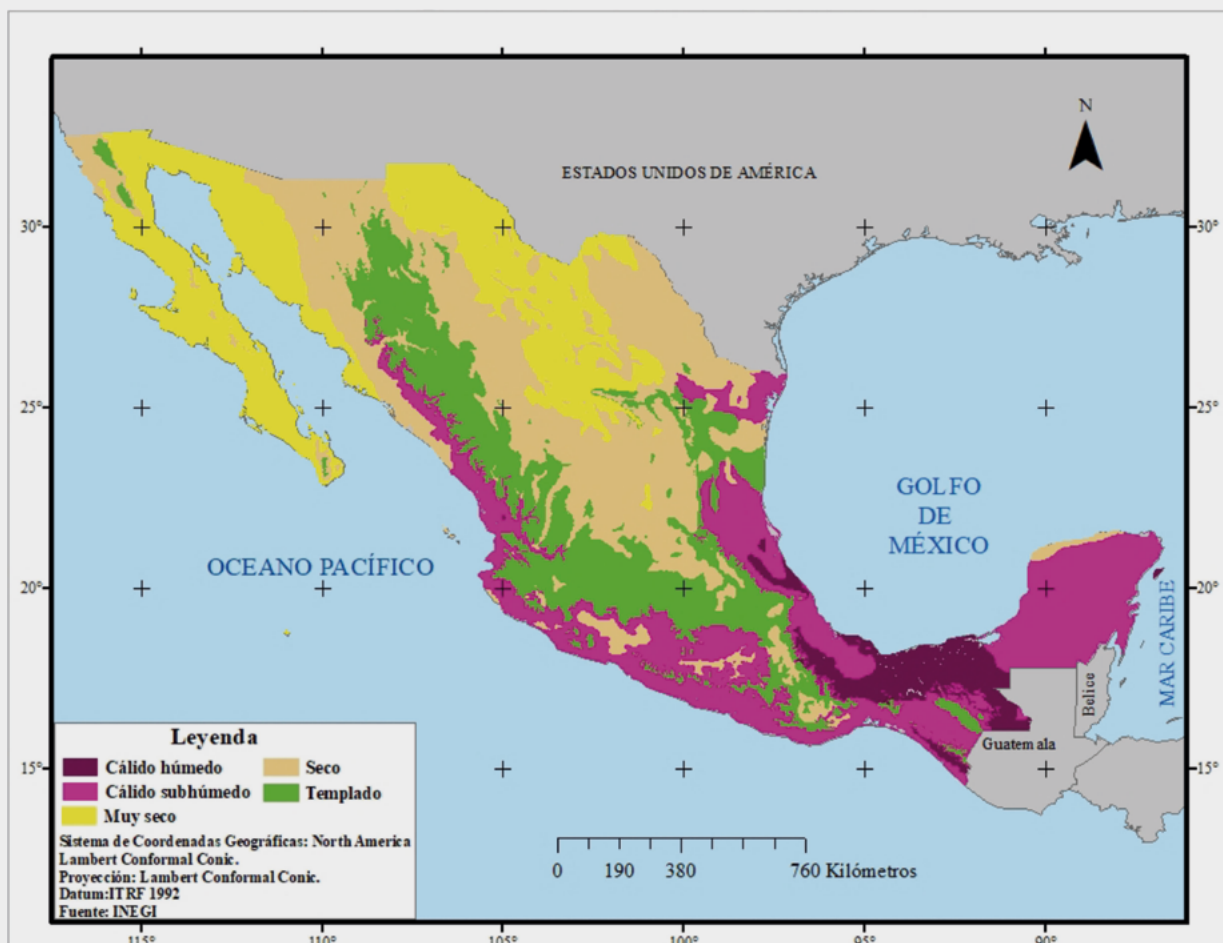


Figura C1.1. Clasificación del territorio nacional en cinco regiones climáticas de importancia ganadera.

Caja 1. Regiones geo-climáticas. (Continuación).

i. Región de clima cálido húmedo (lluvias todo el año, Af): se caracteriza porque la temperatura media de todos los meses es mayor a 18 °C y tiene lluvias muy intensas durante todo el año. Cubre la porción ístmica del Estado de Veracruz y la porción oriental de la Sierra de Puebla, con altitudes no mayores a los 1000 msnm, en las mismas condiciones se extiende hacia el oriente, entrando a Tabasco y norte de Chiapas, para penetrar finalmente en Guatemala. En esta zona la vegetación nativa es de selva tropical, vegetación acuática, sin embargo en los últimos cincuenta años se ha talado una parte de la selva para sembrar pastizales para el ganado. La precipitación anual de 2600 mm.

ii. Región de clima cálido subhúmedo (tropical con lluvias en verano, Aw): La temperatura en todos los meses es mayor a 18 °C y la temporada de lluvias queda localizada en los meses de verano, siendo estas menos intensas pero superiores al límite que es de 900 mm. Por lo que hace al Golfo de México, las áreas: planicie o llanera costera del Golfo a partir de la Sierra de San Martín (Veracruz) hasta las inmediaciones del paralelo 23° que pasa por Soto la Marina en Tamaulipas; la mayor parte de la Península de Yucatán excepto la pequeña faja costera del noroeste; el valle central; la porción noroeste de la Sierra Madre de Chiapas y la vertiente marina de esta serranía: la Llanura Costera del Pacífico desde el Río Suchiate en Chiapas hasta cerca del paralelo 24° norte (Sinaloa), entrando al interior del país, y ocupa amplias áreas de la parte media y baja de la cuenca del Río Balsas (ver Figura 2 para ubicación de los relieves), este clima tiene una vegetación de tipo sabana y selva seca.

iii. Región de clima seco (seco estepario, BS): caracterizado por tener una precipitación media anual inferior a 750 mm en la zona intertropical. Este clima tiene dos variantes: la caliente con temperatura media anual superior a los 18 °C y la fría cuando es menor. La primera se presenta en el noreste de la mesa del centro, norte de la Sierra Madre Oriental y la mayor parte de la llanura Costera en el Estado de Tamaulipas o Llanura Costera del Golfo Norte (Figura 2), la vertiente oriental de la Sierra Madre Occidental, centro y occidente de Oaxaca, una parte pequeña de la Península de Baja California, extremo noroeste de la Península de Yucatán, partes bajas del Río Balsas y Río Grande de Santiago y otros. Dentro de la variante fría se encuentra el noroeste de la Sierra Madre Oriental que va de Monterrey a Torreón, la porción alta de la Sierra que va de Durango a San Luis Potosí, Querétaro, Hidalgo, Llanos de Apan, Valles de Puebla, Oaxaca y el declive occidental de la Sierra Madre Oriental. En estas áreas se presenta vegetación de estepa caracterizada por plantas herbáceas y xerófilas.

iv. Región de clima muy seco (seco desértico, B): es el clima más seco que el anterior y la precipitación es menor a 300 mm, también presenta variantes. La variante caliente cubre el centro y norte de la Mesa del Centro, las tierras bajas de las Grandes Llanuras de Norteamérica del paralelo 24° norte a la frontera internacional con alturas no mayores a 500 m, las amplias extensiones de la Península de Baja California que se extiende del paralelo 28° hasta la región del Cabo y la parte noreste de la misma. La vertiente fría se localiza en la misma Baja California en tierras bajas y la región noreste de la Llanura Costera Sonorense (Figura 2). En estas áreas la vegetación es escasa, primordialmente plantas xerófilas, y se llega al extremo de no contar con cobertura vegetal como ocurre en el Desierto de Altar, en algunas regiones de Baja California y al sur de Ciudad Juárez, en parte de las Sierras y Llanuras del Norte.

v. Región de clima templado (Templado con lluvia en verano, Cw): La lluvia se presenta en verano con precipitaciones que fluctúan entre los 600 y 1000 mm anuales, la temperatura media del mes más cálido excede los 18 °C y la del mes más frío es ligeramente superior a 0 °C. Cubre áreas densamente pobladas del país y comprende las Llanuras del oeste, centro y sureste de la Mesa Centro; la vertiente sureste de la Sierra Madre Oriental, incluye el Bajío, el Valle de Toluca, la cuenca de México, parte del sureste de Hidalgo, suroeste de Puebla, la Región Mixteca, Sierra de Oaxaca entre los 2000 y 3000 msnm; Meseta Central de Chiapas, Sierra Madre Occidental desde el paralelo 29° norte hasta su encuentro con el Eje Neo-volcánico (Figura 2), declive occidental de la Sierra Madre Oriental, el área de la sierra de Juárez y San Pedro Mártir en el noroeste de la Península de Baja California.

El clima fue la variable biofísica fundamental para establecer la organización del país en regiones geo-climáticas debido a que éste delimita el crecimiento, producción y calidad de las plantas forrajeras que consume el ganado bovino. Es de particular importancia el contenido de carbohidratos estructurales, agrupados en lo que se conoce como fibra detergente neutro (FDN) en el ámbito de la nutrición animal, de las plantas forrajeras por su papel para direccionar la fermentación ruminal a una de tipo acética, ya que por cada mol de acetato que se sintetiza en el rumen, se liberan ocho iones de hidrógeno que pueden ser empleados por las bacterias metanogénicas del rumen (*Methanobrevibacter ruminantium*, *Methanobacterium formicicum*, *Methanomicrobium mobile*, etc.) para producir metano (Kurihara *et al.*, 1999). La formación de butirato sólo libera cuatro iones de hidrógeno y la de propionato no libera hidrógeno (Moss y Givens, 2002). Así mismo, se sabe que existe una relación lineal entre el contenido de FDN de las

plantas y la temperatura ambiental (Appuhamy *et al.*, 2016), donde a mayor temperatura ambiental mayor contenido de FDN y viceversa. De esta forma, la tasa de conversión de los carbohidratos solubles de las plantas a carbohidratos estructurales agrupados en la FDN es mucho más alta en las regiones de clima tropical que en el resto de las regiones climáticas. Lo anterior supone, sólo en principio, una mayor producción de metano en las regiones de clima tropical; sin embargo, evidencias recientes de trabajos realizados en México (Castelán-Ortega *et al.*, 2015; Ku-Vera *et al.*, 2018) sugieren que tal vez este no sea siempre el caso. La solidez de los resultados obtenidos en este inventario están soportadas por la similitud de la información obtenida en México en comparación con aquella obtenida en otros países. Por ejemplo, la tasa de emisión de 17 g de CH₄/kg MS consumida obtenida en mediciones individuales (*n* = 150) en las cámaras de respiración en la FMVZ-UADY, se comparan relativamente bien con los 19 g CH₄/kg MS (*n*

= 134) reportados para bovinos *Bos indicus* alimentados con pastos tropicales en Australia (Charmley *et al.* 2016) país que ha utilizado un enfoque Tier 2 para reportar sus emisiones de metano entérico de origen bovino.

La aproximación utilizada asume que el clima es el factor más importante para el crecimiento y calidad de los recursos forrajeros y por lo tanto los sistemas de producción. De esta forma, la regionalización funcional propuesta es apropiada en cuanto a que incorpora el conocimiento más actualizado del efecto (indirecto) del tipo de suelo (ácido, alcalino) y del clima (temperatura, precipitación) sobre la producción de metano entérico. Por ejemplo, se sabe que en las regiones tropicales (estados de Veracruz, Tabasco, Campeche, etc.) del país predominan las especies de pastos con la vía fotosintética C4, mientras que en las regiones templadas (Altiplano) predominan aquellas especies con la vía fotosintética C3. Existen diferencias importantes en la fermentabilidad ruminal de las especies C4 *versus* aquellas C3, generalmente a favor de éstas últimas (Estrada-Flores *et al.*, 2006). Las especies de pastos C4 (tropicales) usualmente contienen una mayor proporción de paredes celulares (celulosa, hemicelulosa y lignina) que las especies C3 (templadas), por lo que su digestibilidad aparente es menor y, por lo tanto, también la producción de metano entérico (Archimède *et al.*, 2011; Lee *et al.*, 2017).

De igual forma, el uso de regiones geo-climáticas se sustenta en el hecho de que la digestibilidad de las gramíneas y leguminosas forrajeras disminuye a medida que el sitio en donde se cultivan se aproxima al ecuador y viceversa. Esta relación entre digestibilidad y latitud es de fundamental importancia para estimar la producción de metano en México, pues el territorio nacional abarca una superficie importante del continente donde es posible encontrar todos los climas descritos, ya que se encuentra entre los 14° y los 32° de latitud norte, de modo que en las regiones del sur del país la digestibilidad de los forrajes es menor, mientras que en el centro y norte es mayor. El efecto de la latitud sobre la digestibilidad de las plantas se debe fundamentalmente a las marcadas diferencias de clima y suelo entre regiones, en particular temperatura y precipitación; de manera general, es posible aseverar que en las regiones de clima cálido, más cercanas a los 14° de latitud norte, la digestibilidad será más baja; mientras que en las regiones del norte, con clima de templado a frío, la digestibilidad será mayor. Por ejemplo, la digestibilidad en latitudes menores a 10° se encuentra en un intervalo de 25 o 45%, mientras que cuando la latitud supera los 60° hacia el norte, la digestibilidad de las plantas se encuentra entre el 60 y el 80% (Van Soest, 1994).

Con respecto a los factores intrínsecos de las plantas, los cuales también son importantes en la emisión de CH₄ entérico, el contenido de FDN es uno de los factores más significativos asociados a las variaciones en la digestibilidad de las plantas y, como ha sido demostrado por Lee *et al.* (2017), el contenido de FDN de las plantas se incrementa a medida que la temperatura ambiental aumenta, como se puede apreciar en la Figura 2, tomada de estos autores. Lo anterior es muy importante en virtud de que a mayor contenido de fibra degradable en la planta, más alta será la producción de metano (Benaouda, 2018).

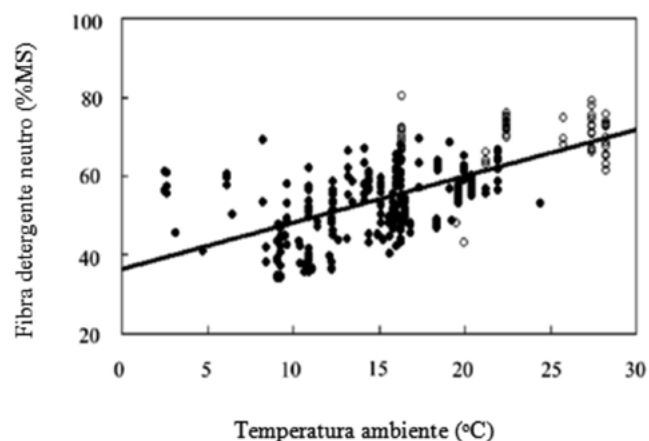


Figura 2. Relación entre el contenido de fibra detergente neutro y temperatura ambiental.

Tomado de Lee *et al.* (2017).

Con base en los argumentos anteriores, una regionalización basada en las características climáticas de cada zona ofrece un mejor inventario de emisiones de metano, con un nivel menor de incertidumbre. El contenido de fibra y su digestibilidad son factores importantes en el consumo de materia seca y este parámetro, a su vez, es uno de los más importantes en la estimación de metano (Appuhamy *et al.*, 2016).

Una limitante de la regionalización, radica en que las diferentes áreas geo-climáticas no se ciñen a la división geopolítica del país, es decir, en un solo estado de la República es posible encontrar dos o tres regiones climáticas, lo cual es de esperarse ya que las fronteras estatales son construcciones sociales mientras que las regiones geo-climáticas son naturales y, por lo tanto, obedecen a su ubicación geográfica y su orografía, pero definitivamente éstas, junto con el clima, determinan el tipo de sistema de producción de ganado bovino. La Caja 2 muestra el esquema utilizado para la minimización del problema de la regionalización.

Caja 2. Minimización del problema de regionalización

La forma en que se minimizó el problema de discordancia entre la regionalización y los límites administrativos consistió en utilizar la división de los estados de la república en municipios, según la cartografía del INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), con el objeto de determinar con mayor precisión los municipios que se ubican geográficamente dentro de cada una de las cinco regiones geo-climáticas consideradas en el inventario. Posteriormente, esta información se integró junto con la población y estructura del hato ganadero de la base de datos del Padrón Ganadero Nacional (PGN), la cual también se presenta por municipios, como se muestra a manera de ejemplo en la Figura C2.1, en la cual se observa la ubicación geográfica del ganado bovino en el estado de Chiapas por región geo-climática. Se utilizó también la clasificación del hato en siete categorías empleada por el PGN: vientres, sementales, vaquillas 12-24 meses, novillos >12 meses, crías macho 8-12 meses, crías hembra 8-12 meses y becerros lactantes.

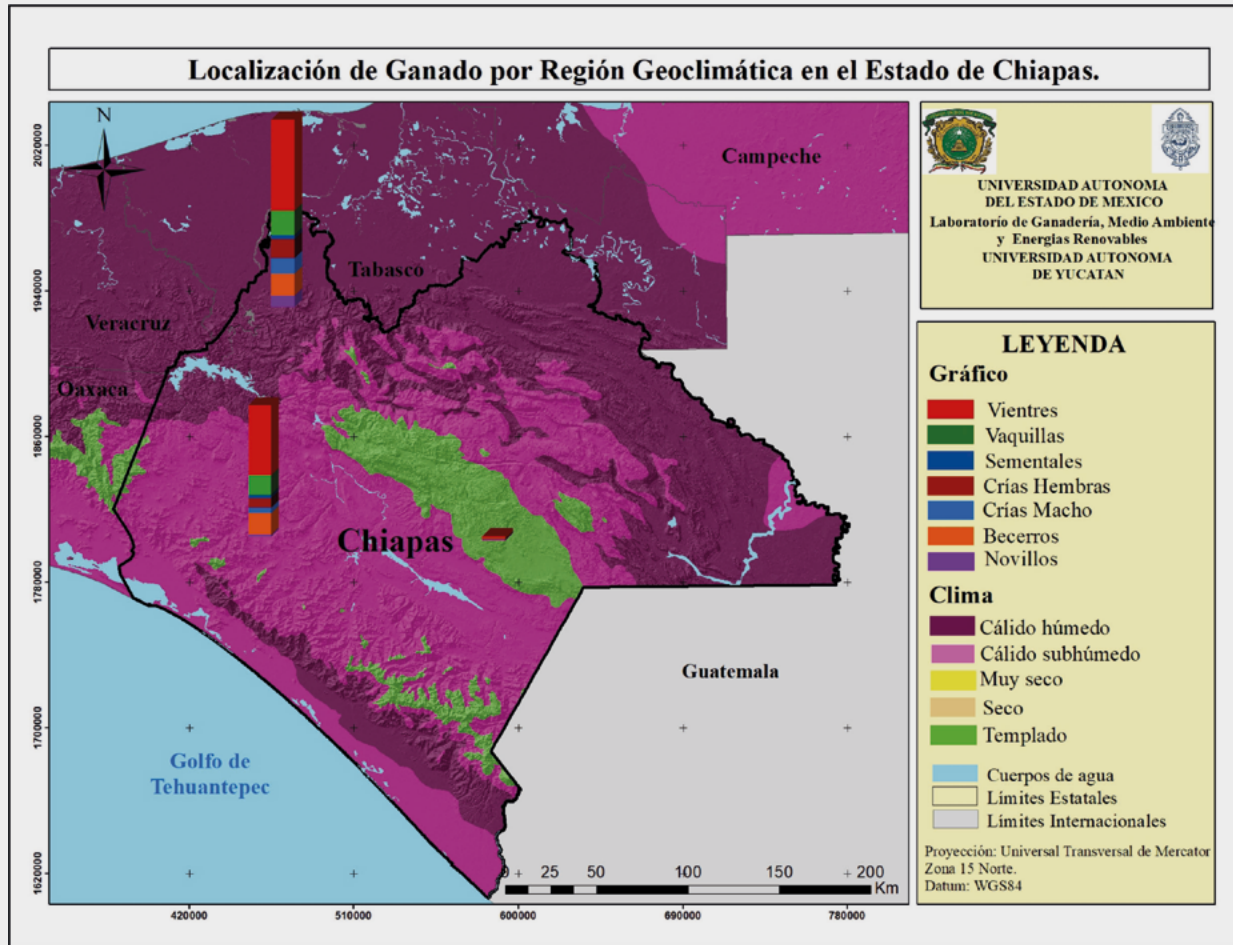


Figura C2.1. Localización geográfica del ganado bovino en el Estado de Chiapas por municipio, región geo-climática y estructura del hato.

La Figura C2.1 muestra que en el estado de Chiapas se presentan tres regiones geo-climáticas: cálida húmeda en el norte, templada en el centro y cálida sub-húmeda en la llanura costera en el sur. De igual forma, se puede apreciar que la mayor población de ganado se ubica en la parte norte del estado, en donde predomina el clima cálido húmedo, seguido por la región de clima cálido sub-húmedo; en ambas regiones predomina el número de vientres por sobre las otras categorías.

La Figura C2.2 muestra el mismo arreglo pero para el Estado de México, donde se puede apreciar que existen tres regiones geo-climáticas: templado, cálido sub-húmedo y seco; predominando el clima templado en donde se encuentra el mayor número de cabezas de ganado bovino, seguido por la región de clima cálido sub-húmedo. Al igual que en el estado de Chiapas, el mayor número de cabezas está representado por los vientres, lo cual es un aspecto importante para el caso del inventario nacional, ya que son precisamente los vientres quienes por su gran tamaño y elevado consumo de alimento, por encima de las demás categorías, emiten la mayor cantidad de CH₄ al ambiente.

Caja 2. Minimización del problema de regionalización. (Continuación).

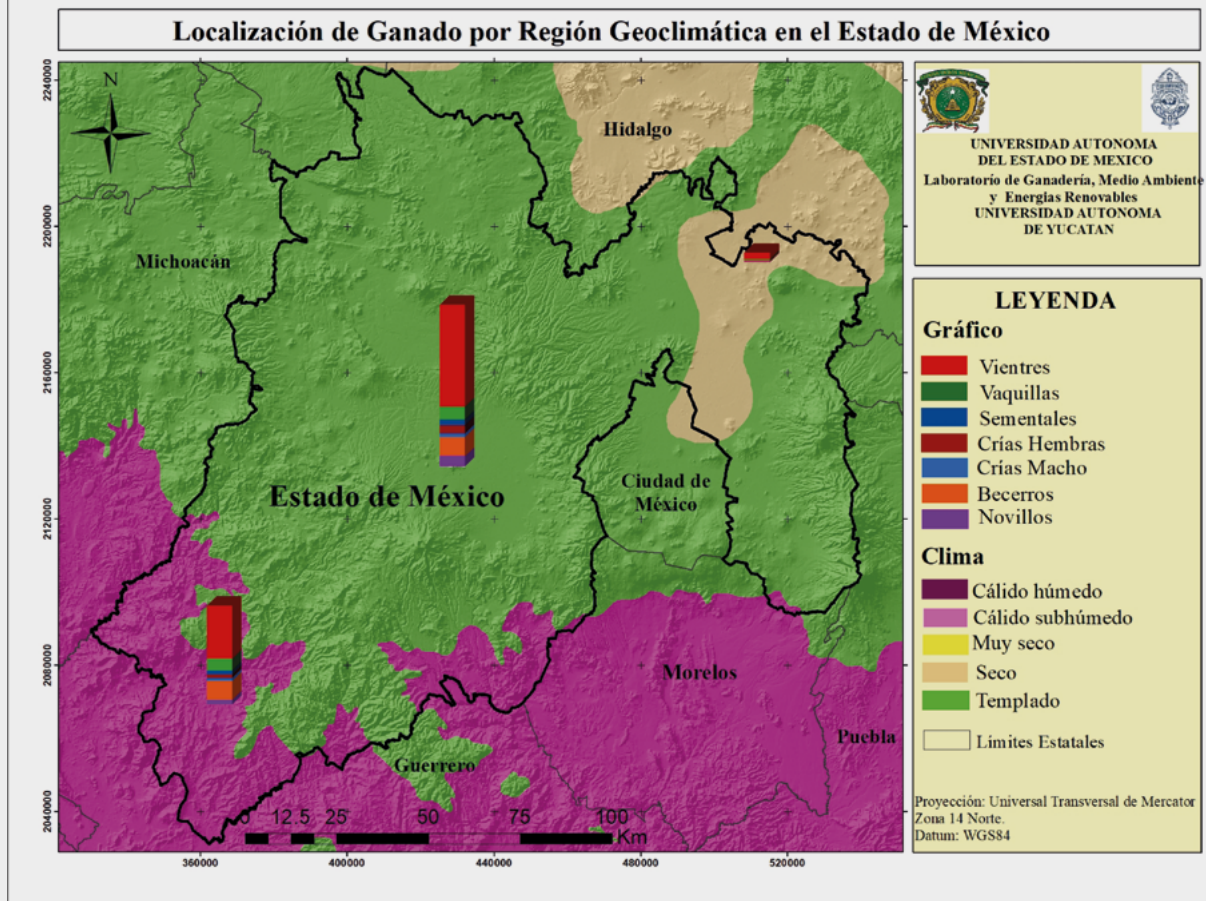


Figura C2.2. Localización geográfica del ganado bovino en el Estado de México por municipio, región geo-climática y estructura del hato.

La aproximación empleada permite, entre otras cosas, visualizar fácilmente aquellos estados y municipios donde la emisión de metano es más alta y, por lo tanto, en donde se deben enfocar los planes y estrategias de mitigación.

A partir de la base de datos que se obtuvo del Patrón Ganadero Nacional se generaron bases de datos individuales, en donde se distribuyó la población de ganado por estado de la república y después por categoría y municipio. El procedimiento se repitió para cada uno de los estados de la República Mexicana, con el objeto de aplicar el factor de emisión de metano más adecuado según la región geo-climática y estructura del hato, de acuerdo con la clasificación del PGN. Los factores de emisión se obtuvieron a través de ensayos en cámaras de respiración de circuito abierto, como se menciona más adelante. Finalmente, se integró toda la

información generada en un sistema de información geográfica.

Caracterización de los sistemas de producción por región geo-climática y aplicación del instrumento de encuesta

Se seleccionaron 15 estados de la república para aplicar la encuesta de campo, la cual complementó la información obtenida en el análisis de gabinete. Los criterios empleados en la selección de los estados dentro de cada región geo-climática fueron los siguientes: (a)

los estados deberían presentar el mayor número de unidades de producción pecuarias (UPP) y la mayor población de cabezas de ganado (Figura 3) y (b) que una parte importante del territorio del estado esté ocupado por la región geo-climática en cuestión. Por ejemplo, el estado de Chihuahua tiene una población de 2 millones de cabezas de ganado bovino y 5366

UPPs, mientras que el estado de Baja California tiene una población de 0.2 millones de cabezas y 2241 UPPs, ambas pertenecen a la misma región geo-climática (muy seco); sin embargo, al muestrear Chihuahua, en vez de Baja California, se contempló a una población más grande pero que comparten características de clima y región con estados de una menor población ganadera.

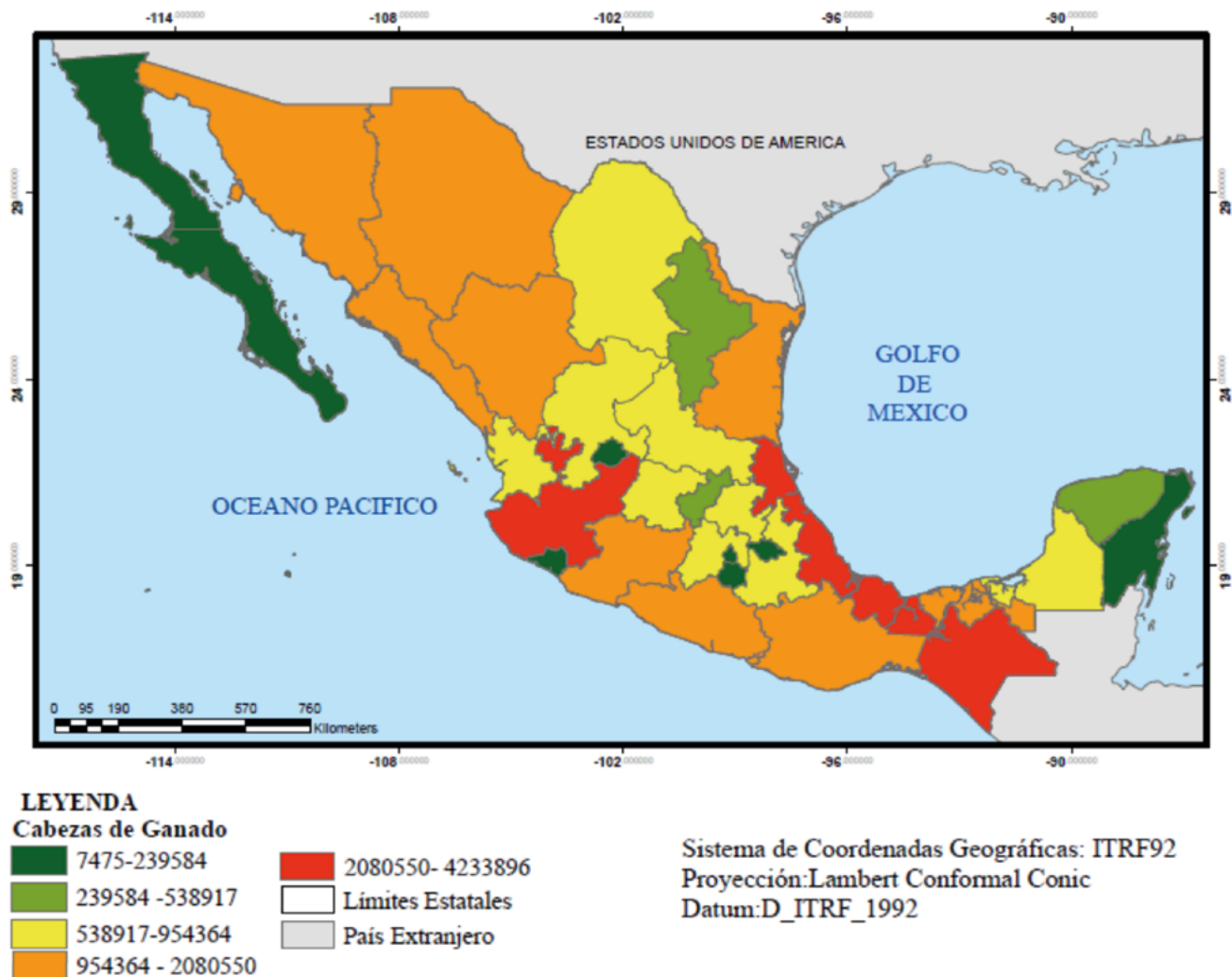


Figura 3. Densidad de la población de ganado bovino en México por estados (cabezas de ganado).
 Fuente: Elaborada con datos del Padrón Ganadero Nacional.

De esta forma se seleccionaron tres entidades federativas por región geo-climática, quedando representada cada una de la siguiente manera:

- a) Región de clima cálido húmedo: Veracruz (4.2 millones de cabezas), Tabasco (1.5 millones de cabezas), Campeche (664 866 cabezas).
- b) Región de clima cálido sub-húmedo: Yucatán (538 917 cabezas), Chiapas (2.6 millones de cabezas), Colima (164 598 cabezas).
- c) Región de clima templado: Estado de México (642 342 cabezas), Michoacán (1.8 millones de cabezas), Jalisco (3 millones de cabezas).



- d) Región de clima seco: Aguascalientes (136 429 cabezas), Guanajuato (954 364 cabezas), Oaxaca (1.6 millones de cabezas).
- e) Región de clima muy seco: Coahuila (669 481 cabezas), Durango (1.4 millones de cabezas), Chihuahua (2.0 millones de cabezas).

Se aplicaron 384 encuestas en 15 estados de la república, el Cuadro 1 muestra los estados y el número de encuestas aplicado en cada uno, los cuales como ya se mencionó, cumplen con dos criterios importantes: ser representativos de las cinco regiones geo-climáticas en las que se regionalizó el territorio nacional y contar con una población importante de ganado. Dichas encuestas

fueron aplicadas en cada estado aleatoriamente de tal manera que no existiera sesgo en la selección de unidad de producción pecuaria (UPP) pues el objetivo fue considerar UPPs de diferente tamaño. El procedimiento para llevar a cabo la aplicación de las encuestas fue el siguiente: a) aplicación del instrumento de encuesta al propietario o responsable de la UPP, b) empleo del método de observación directa con el objeto de recabar información visual sobre las características de la UPP (tipo de ganado, instalaciones, nivel de tecnificación, sistema de alimentación e ingredientes utilizados) y c) recolección de muestras de alimentos, forrajes y dietas empleadas en la UPP.

Cuadro 1. Encuestas aplicadas por región geo-climática y estado de la República Mexicana.

Región climática	Cabezas (Número)	Población nacional (%)	Encuestas aplicadas (Número)
Geo-región de clima cálido sub-húmedo			
Chiapas	2 670 563	8.0	20
Yucatán	538 917	1.6	20
Colima	164 598	0.5	18
Subtotal	3 374 078		58
Geo-región de clima cálido-húmedo			
Veracruz	4 233 896	12.6	30
Tabasco	1 593 976	4.8	30
Campeche	664 866	2.0	41
Subtotal	6 492 738		101
Geo-región de clima templado			
Jalisco	3 036 818	9.1	30
Michoacán	1 890 279	5.6	30
Estado de México	642 342	1.9	33
Subtotal	5 569 439		93
Geo-región de clima seco			
Querétaro	324 823	1.0	15
Aguascalientes	136 364	0.4	22
Guanajuato	954 364	2.8	30
Subtotal	1 415 551		67
Geo-región de clima muy seco			
Chihuahua	2 080 550	6.2	17
La Laguna	669 481	2.0	28
Durango	1 463 766	4.4	20
Subtotal	4 213 797		65
Total	21 065 603	63	384
Porcentaje de la población	62.88		

Las muestras de alimento se tomaron directamente de los comederos, inmediatamente después que les era administrado, de los carros mezcladores y de los contenedores y/o bodegas de alimento. Las muestras se colocaron en bolsas de plástico debidamente identificadas, para su posterior análisis químico, el cual incluyó un análisis bromatológico estándar y la determinación de la concentración de energía bruta (GE, Gross Energy en inglés). Esta información, en particular la GE, es necesaria para calcular los factores de emisión de metano de acuerdo con el método de Nivel 2 (Tier 2, en inglés) propuesto en las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. El Cuadro 1 también muestra que en los estados encuestados se encuentra el 63% de la población de ganado del país de acuerdo al PGN.

Además de las encuestas mencionadas se aplicaron otras encuestas y entrevistas para complementar y validar la información obtenida, ver Caja 3.

El instrumento de encuesta contempló la siguiente información para cada unidad de producción pecuaria:

(a) población ganadera en número de cabezas, (b) función zootécnica (producción de leche, carne o ambos), (c) tipo de sistemas de producción de leche en pastoreo y/o corral (especializado, semi-especializado, doble propósito, familiar), (d) tipo de sistemas de producción de carne en pastoreo y/o corral (especializado, semi-especializado, doble propósito, familiar).

Para cada sistema de producción se consideraron las categorías productivas de acuerdo con el Padrón Ganadero Nacional (PGN). De igual forma, para las diferentes etapas y sistemas de producción se contemplaron los siguientes parámetros productivos: (a) edad de inicio y finalización de cada etapa (meses), (b) peso de inicio y finalización de la etapa (meses), (c) peso al nacimiento (kg), (d) alimentación de la etapa, (e) ventas por año (kg leche y/o carne/año), (f) leche producida (kg) por vaca y por ható (en sistemas donde corresponda), (g) población anual por etapa, (h) contenido de grasa de la leche (%), (i) consumo de materia seca (kg/día), (j) dieta típica por geo-región climática y (k) sistema de alimentación.

Caja 3. Otras encuestas y entrevistas

Adicional a la aplicación de la encuesta, se entrevistó a informantes clave, entre otros: ganaderos, responsables de los programas pecuarios de las secretarías estatales de agricultura y ganadería, delegaciones estatales de SAGARPA (hoy SADER), distritos de desarrollo rural, representantes de las uniones ganaderas estatales, comités de sistema producto bovinos carne y bovinos leche. La identificación de informantes clave antes de la aplicación de las encuestas fue fundamental, ya que facilitaron el ingreso a las comunidades y a las UPPs, de particular relevancia en virtud de los problemas de inseguridad que acontecen en algunas zonas del país. Los informantes clave también aportaron una visión amplia de los sistemas de producción de ganado bovino en su zona de trabajo.

Además se entrevistó a investigadores especialistas en ganado bovino de México, con el objetivo de obtener información sobre variables claves en la elaboración del inventario nacional, tales como: consumo de materia seca por animal/día, “dieta tipo” por región, niveles de producción de leche y carne, peso vivo promedio, ganancia diaria de peso promedio y composición nutricional de las dietas. Lo anterior complementa los datos recabados de las encuestas, dado que la información aportada por los dueños o responsables de las UPPs es declarada y no se utilizó ningún instrumento de medición para su obtención, por lo que fue necesario contrastarla con la evidencia científica disponible, de especial importancia en lo referente al consumo de materia seca y composición de la dieta, ya que existe un gran empirismo en la forma en que se alimenta al ganado en México.

Los resultados de la encuesta se organizaron en una base de datos y se analizaron con el uso de un paquete estadístico. Se calcularon las medidas de tendencia central y de dispersión, como desviación estándar e intervalo de confianza para cada variable, con el objeto de obtener valores promedio para cada variable, por cada región y, las categorías y sub-categorías de ganado de cada una. Con este procedimiento se determinaron las *variables representativas de cada categoría de ganado por región geo-climática* que se ingresaron al modelo Tier 2 de las ecuaciones del capítulo 10 de las Directrices del IPCC de 2006 para el cálculo de los

factores de emisión y, posteriormente, los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

El proceso de depuración de los datos de la encuesta tuvo como objetivo evaluar la calidad de la información recolectada a través de la búsqueda de inconsistencias y de valores extremos, con el objeto de corregir los errores de captura de los datos de las encuestas. La detección de valores extremos y manejo de datos perdidos son dos de los principales pasos en el proceso de depuración para poder llevar a cabo el análisis estadístico de una base de datos (Leys *et al.*, 2013). Además, el IPCC también señala que los datos perdidos

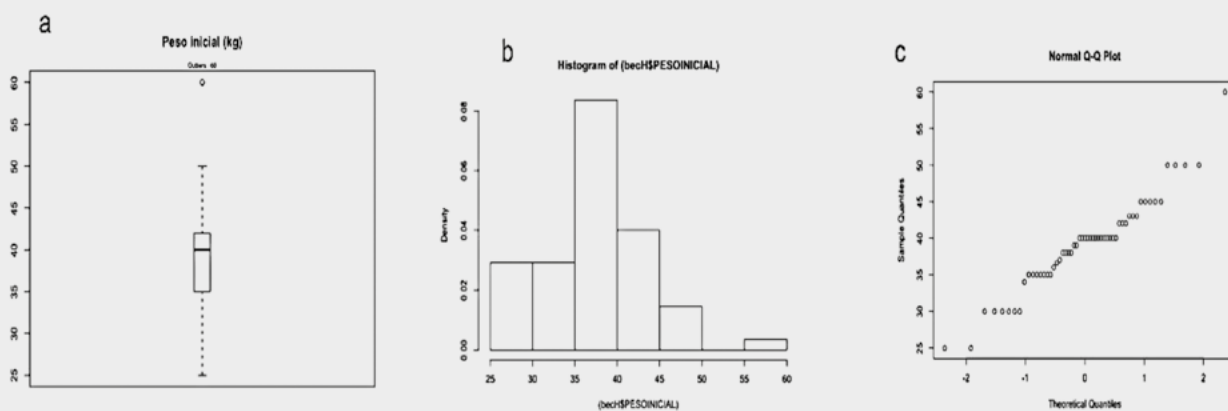
pueden tener un efecto sobre el grado de incertidumbre de las estimaciones de emisiones y recomienda la utilización de una aproximación estadística para su detección y manejo (IPCC 2006). Para la detección de valores extremos se utilizó el método de Tukey (Tukey, 1977) para identificar los valores extremos por encima y debajo del rango intercuartil 1.5. Posteriormente,

se programó una función para la imputación por un valor sub-muestreado aleatoriamente de su función de probabilidad empírica o un valor generado a través de regresión lineal, mediante la utilización de una variable explicativa cuantitativa (Burke y Wycombe, 2001). La Caja 4 muestra un ejemplo del proceso realizado.

Caja 4. Proceso de depuración de los datos

Se generaron gráficos de tallo y hoja, histograma de frecuencias y el gráfico Q-Q percentil para verificar la normalidad de la distribución de las variables analizadas. La Figura C4.1 muestra los datos de la categoría *becerras macho* para la variable *peso inicial* en la región de clima seco, antes y después de la detección de valores extremos y su imputación correspondiente. La detección y manejo de valores extremos permite reducir el sesgo de los estadísticos estimados, lo que evita la sobre o subestimación de los valores resultantes y los efectos negativos tales como el incremento de la varianza del error y la reducción en la potencia de las pruebas estadísticas (Kwak y Kim, 2017). Además, si los valores extremos no se distribuyen aleatoriamente pueden originar la modificación de la distribución normal de los datos, como se observa en la Figura C4.1b y f.

Las medidas de tendencia central, dispersión y medidas que describen la forma de la distribución (curtosis y asimetría) también se calcularon. La asimetría describe si las desviaciones de cada observación con respecto a la media se desplazan hacia un lado u otro de la distribución; si la distribución es simétrica el valor de asimetría es cero, si este valor es positivo la curva es asimétricamente positiva, por lo que los valores tienden a reunirse más en la parte izquierda que en la derecha de la media. Por otro lado, si el valor de asimetría es negativo, la curva es asimétricamente negativa, por lo que los valores tienden a ubicarse más hacia la parte derecha de la media (Kaps y Lamberson, 2009). La curtosis determina el grado de concentración que presentan los valores en la región central de la distribución. Si el valor de curtosis es igual a cero, se considera que la distribución es Mesocúrtica; sin embargo, es bastante difícil encontrar un coeficiente de curtosis de cero (0), por lo que se suelen aceptar los valores cercanos ± 0.5 aproximadamente (Ghasemi y Zahediasl, 2012). La prueba de Shapiro-Wilk se empleó para contrastar la normalidad de un conjunto de datos. La prueba utiliza el contraste de hipótesis para rechazar la normalidad de la muestra. La hipótesis nula asume que la muestra proviene de una población distribuida normalmente; por lo tanto, si el valor de p es menor al nivel de significancia establecido (convencionalmente $p < 0.05$), se rechaza la hipótesis de nulidad (distribución normal de los datos) y se considera que hay evidencia para concluir que la muestra no proviene de una distribución normal. Sin embargo, si el valor de $p > 0.05$, no se acepta la hipótesis alternativa, simplemente no se rechaza la hipótesis de nulidad (Shapiro y Wilk, 2009).



Caja 4. Proceso de depuración de los datos. (Continuación).

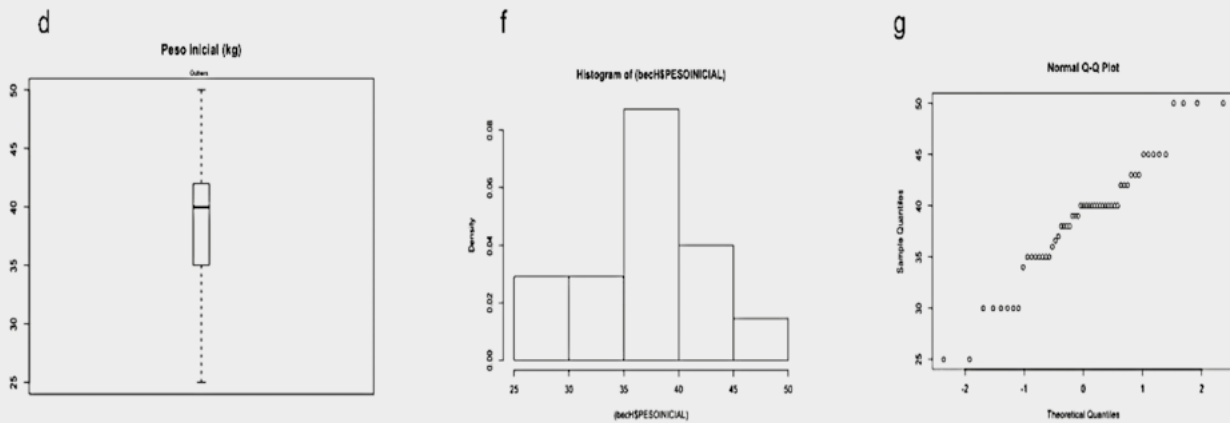


Figura C4.1. Gráfica de caja, histograma y gráfico Q-Q percentil para la detección de valores extremos y de normalidad de la variable “Peso inicial” en la categoría becerros macho de la región clima cálido antes (a, b y c) y después de la depuración (d, f y g).

Los estadísticos descriptivos se calcularon para la base de datos depurada (Revelle, 2017).

Un ejemplo de las estimaciones obtenidas se muestran en el Cuadro 2. Los resultados exponen los valores de parámetros productivos para la categoría de *becerras* derivados de las encuestas realizadas en la región de clima seco. Los valores de la prueba de Shapiro-Wilk destacan que la mayoría de las variables analizadas tienen una distribución normal ($p < 0.05$); sin embargo, como se detalla más adelante, para la definición de la función de distribución de probabilidad y posterior cálculo de incertidumbre de los datos empíricos, derivados de encuestas y ensayos experimentales, se utilizaron otras herramientas analíticas (ejemplo: gráfico de Culley y Frey), estadísticos (ejemplo: Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov) y criterios de ajuste (AIC y BIC).

Análisis de la información para la elaboración de dietas tipo

Posterior al proceso de depuración y ordenamiento de la base de datos, se creó un archivo con los diversos ingredientes empleados en la alimentación de ganado que fueron reportados por los productores en las encuestas y sus porcentajes de inclusión para cada región geo-climática. La estructura de la base de datos, la cual cuenta con múltiples variables (>30 ingredientes por región), determinó la utilización de una aproximación multivariada para su análisis, misma que consistió de

dos etapas: (a) estratificación de los ingredientes de acuerdo con su nivel de inclusión en la ración y (b) análisis exploratorio y explicativo de los datos para identificar asociación entre ingredientes y su nivel de inclusión en las dietas, con la finalidad de determinar los ingredientes que son más probablemente utilizados en cada región.

Estratificación de los ingredientes: inicialmente se intentó llevar a cabo un análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés); sin embargo, esta aproximación no permitió la reducción factorial de las variables debido a la reducida homogeneidad de las mismas; por lo tanto, se intentó una aproximación diferente, la cual consistió en utilizar un análisis de correspondencia (CA, por sus siglas en inglés). El mecanismo para enfrentar la heterogeneidad que presentaron las variables de estudio fue a través del proceso de estratificación, para generar grupos con una menor variabilidad en comparación con la variabilidad de la base completa, para así facilitar el análisis de los datos. La variabilidad de la base de datos con respecto a los ingredientes de las dietas empleadas se debe a que prácticamente cada ganadero tiene una ración para alimentar a su ganado, dado que factores como la disponibilidad de los ingredientes, el precio de los mismos y la experiencia empírica del ganadero, determinan en gran medida la composición de la ración,

de esta forma se observó un gran número de raciones, de hecho, tantas como ganaderos entrevistados.

La estratificación de los ingredientes utilizados en cada región tuvo el objetivo de generar tres niveles de inclusión de cada ingrediente: baja, media y alta, así como determinar la frecuencia en la que cada ingrediente incurre en cada categoría (nivel), agrupada en una tabla de contingencia útil en el análisis multivariado. El método que se utilizó para la estratificación fue el desarrollado por Dalenius y Hodges (1959).

Estadísticos descriptivos y pruebas de normalidad por etapa productiva y cálculo de incertidumbre de las variables de la encuesta

La región geo-climática de clima seco, ejemplo, considerada en el estudio comprende una parte importante del territorio de los estados de Aguascalientes, Guanajuato y Querétaro, en los cuales se llevaron a cabo

un total de 67 encuestas, lo cual representa un 17.4% de los cuestionarios aplicados. Los datos depurados y analizados en cada categoría productiva de ganado bovino para esta región se muestran en lo siguiente, como un ejemplo de la forma en que se trató la información de toda la encuesta para las diferentes regiones climáticas. Los valores de cada cuadro representan un animal promedio o *animal tipo*, el cual es representativo de la población de bovinos que se encuentran en la región de clima seco y, cuyas características se emplearon en el modelo Tier 2 para el cálculo de los factores de emisión y posteriormente en el inventario para esa región.

La Caja 5 muestra la estadística descriptiva e incertidumbre asociada para las variables de la categoría becerros. Los valores de peso inicial de becerros coinciden con datos reportados en estudios previos. Gómez *et al.* (2009) reportan un promedio de peso al nacimiento de 32.4 kg y una ganancia diaria de peso de 0.85 kg, lo cual concuerda con lo encontrado.

Caja 5. Estadísticos e incertidumbre de la categoría becerros

Cuadro C5.1. Estadística descriptiva de los datos productivos obtenidos en la encuesta para la categoría becerros de la región de clima seco.

Variable ¹	Media	Mediana	Mín	Máx	DE	Curtosis	Asimetría	Shapiro ²
Peso vivo inicial (kg)	34.39	40	30	50	0.79	0.61	-0.14	0.001
Peso vivo final (kg)	109.75	100	50	180	86.12	-1.08	0.4	0.03
Peso vivo promedio (kg)	74.7	70	40	120	21.6	-0.36	0.69	0.01
GDP (kg)	0.75	0.78	0.22	1.28	0.24	-0.48	0.04	0.97
Consumo de MS (kg)	2.95	3.04	0.4	4.94	1.55	-1.14	-1.14	0.001
Consumo de MF (kg)	5.16	5	3	8	1.26	-0.61	0.5	0.002

¹GDP= ganancia diaria de peso, MS= materia seca, MF=materia fresca, DE= desviación estándar.

²Valor de la significancia de la prueba de Shapiro.

Cuadro C5.2. Incertidumbre asociada a las variables de la categoría becerros derivada de encuestas en clima seco que alimentan el modelo Tier 2.

Variable ¹	n	Distribución	Media	Error estándar	Intervalos de confianza (95%)	Incertidumbre (%)
Peso vivo (kg)	35	Log-Normal	74.6	3.6	67.92-81.64	(-9.02, +9.34)
GDP (kg)	35	Normal	0.75	0.04	0.68-0.82	(-9.91, +9.60)

¹GDP= ganancia diaria de peso.

La Caja 6 muestra la estadística descriptiva e incertidumbre asociada para las variables de la categoría crías macho. Los resultados de consumo de materia seca son biológicamente posibles para el caso de la categoría de crías macho ya que, por una parte, son del orden del 2.3% del peso vivo final de los animales y,

por otro, son similares a los reportados en la literatura para una región de clima seco. Por ejemplo, Reyes-Estrada *et al.* (2014) reportan consumos de 6.28 a 6.77 kg de MS por día para animales de 350 kg de peso vivo en pastoreo de praderas nativas en la región central del estado de Durango.

Caja 6. Estadísticos e incertidumbre de la categoría crías macho

Cuadro C6.1. Estadística descriptiva de los datos productivos obtenidos en la encuesta para la categoría crías macho en la región de clima seco.

Variable ¹	Media	Mediana	Mín	Máx	DE	Curtosis	Asimetría	Shapiro ²
Peso vivo inicial (kg)	201.5	125	40	520	150	-1.08	0.71	0.01
Peso vivo final (kg)	458.7	500	100	750	146	-0.03	-0.52	0.10
Peso vivo promedio (kg)	326.75	307.5	70	610	125	-0.63	0.22	0.47
GDP (kg)	0.75	0.87	-0.21	1.89	0.6	-1.49	0.05	0.002
Consumo de MS (kg)	8.39	10	1.5	15	4.8	-1.5	-0.47	0.05
Consumo de MF (kg)	11.24	13.4	2.01	20.1	6.45	-1.5	-0.18	0.05

¹GDP= ganancia diaria de peso, MS= materia seca, MF=materia fresca, DE= desviación estándar.

²Valor de la significancia de la prueba de Shapiro.

Cuadro C6.2. Incertidumbre asociada a las variables de la categoría crías macho derivada de encuestas en clima seco que alimentan el modelo Tier 2.

Variable ¹	N	Distribución	Media	Error estándar	Intervalos de confianza (95%)	Incertidumbre (%)
Peso vivo (kg)	44	Normal	327.06	18.63	290.29-365.79	(-11.24, +11.84)
GDP (kg)	44	Normal	0.75	0.09	0.55-0.92	(-26.06, +22.66)

¹GDP= ganancia diaria de peso.

La Caja 7 muestra la estadística descriptiva e incertidumbre asociada para las variables de la categoría vientres. La producción diaria promedio de leche para las vacas (vientres) de la región de clima seco es similar a la reportada por varios autores; sin embargo, es más baja que el promedio de 27 L por día, reportado por Morante-López *et al.* (2016) para vacas de raza Holstein altas productoras en el estado de Querétaro. Esta diferencia es comprensible porque en el análisis realizado por los autores empleó la base de datos de la Asociación Holstein de México, la cual sólo incluye a las vacas de registro y alto rendimiento, mientras que aquellas con baja producción quedaron

fuera del análisis. Sin embargo, un dato importante que aporta el trabajo de Morante-López *et al.* (2016) es un valor promedio para la duración de la lactancia de 365 días para este tipo de ganado de alta producción, pues muchos de los hatos lecheros especializados en los estados de Querétaro, Guanajuato y Aguascalientes se manejan bajo este tipo de parámetros y, por lo tanto, las vacas tienen lactancias hasta de un año, aun cuando el deseable son lactancias ajustadas a 305 días. Es en función de lo anterior que para el cálculo de las necesidades de energía bruta asociada a la lactancia en vacas lecheras se tomó una lactancia promedio de 365 días para la región de clima seco.

Caja 7. Estadísticos e incertidumbre de la categoría crías macho

Cuadro C7.1. Estadística descriptiva de los datos productivos obtenidos en la encuesta para la categoría vientres en la región de clima seco.

Variable ¹	Media	Mediana	Mín	Máx	DE	Curtosis	Asimetría	Shapiro ²
Peso vivo inicial (kg)	432.5	447	300	600	70.3	-0.4	-0.21	0.02
Peso vivo final (kg)	564.5	588	400	750	87.8	-0.48	-0.21	0.01
Peso vivo promedio (kg)	501.5	500	350	635	66.5	-0.18	-0.41	0.16
Producción láctea vaca/ por día (L)	21.99	24	12	33	5.2	-0.72	-0.17	0.24
GDP (kg)	0.01	0.02	-0.26	0.26	0.09	2.12	0.8	0.001
Producción láctea hato/día (L)	1479	450	60	27 000	4507	24.2	4.89	0.001
Consumo de MS (kg)	16.1	16	6	28	6.2	-0.9	0.21	0.21
Consumo de MF (kg)	21.3	20	8	31.8	8.35	-1.5	0.15	0.01

¹GDP= ganancia diaria de peso, MS= materia seca, MF=materia fresca, DE= desviación estándar.

²Valor de la significancia de la prueba de Shapiro.

Cuadro C7.2. Incertidumbre asociada a las variables de la categoría vientres derivada de encuestas en clima seco que alimentan el modelo Tier 2.

Variable ¹	n	Distribución	Media	Error estándar	Intervalos de confianza (95 %)	Incertidumbre (%)
Peso vivo (kg)	51	Normal	501.5	9.69	481.73-520.34	-3.94, +3.75
GDP (kg)	51	Normal	0.081	0.011	0.058-0.102	-287.5, +275
Producción láctea (L d ⁻¹)	47	Normal	21.98	0.97	20.42-23.60	-7.09, +7.34

¹GDP= ganancia diaria de peso.

En contraste, la producción promedio de leche observada es superior al promedio de 15.5 L por día reportado por Rendón-Huerta *et al.* (2014) para todo el ganado productor de leche de México. Estos autores llevaron a cabo un estudio retrospectivo de la emisión de metano por el ganado lechero de México en el período comprendido entre 1970 y 2010 y emplearon el valor de 15.5 L por día de producción de leche para calcular la emisión diaria de metano. De igual forma estos autores tomaron un valor promedio de consumo de materia seca de 15.5 kg por vaca por día, dicho consumo es similar al encontrado, tal como se muestra en Cuadro 17, en donde el consumo promedio de MS es de 16.1 kg por vaca por día.

CARACTERIZACIÓN DE LA DIETA TIPO

En lo siguiente se presenta la región de clima seco como un ejemplo del procedimiento empleado para todas las regiones geo-climáticas de México.

Definición de la dieta tipo

La dieta tipo se generó con base en los datos recabados de la encuesta nacional y de la metodología de observación directa. Se identificaron un total de 19 ingredientes que son empleados frecuentemente, con un nivel de inclusión promedio de 19.3% y una desviación estándar de 18.7%; posterior al proceso de estratificación los grupos quedaron distribuidos como se indica en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Límites, frecuencia relativa de los estratos y medidas de tendencia central de los niveles de inclusión de los ingredientes en la región de clima seco.

Nivel de inclusión	Límite de estrato (%)	Frecuencia relativa	Media (%)	Desviación estándar (%)
Bajo	10.02	79	4.84	3.46
Medio	20.05	62	22.08	6.93
Alto	30.08	28	54.29	11.45

Los resultados del Cuadro 3 muestran una reducción en la variabilidad de los estratos en comparación con la base original. El CA muestra que la *dimensión 1* explica 80.5% de la varianza y el 19.5% es explicada por la *dimensión 2* (ver Caja 8). De acuerdo con las distancias euclidianas calculadas, el ensilado de maíz está asociado significativamente con un nivel alto de inclusión y es, por lo tanto, el forraje más frecuentemente empleado; por otro lado, el concentrado comercial, el maíz en grano y heno de alfalfa, se sitúan más cercanos

al nivel medio de inclusión, mientras que los demás ingredientes como pasta de soja, granos de destilería y brócoli se encontraron en un nivel bajo de inclusión. El Cuadro 3 muestra los promedios de inclusión (%) de estos ingredientes, así como su desviación estándar y sus valores máximos y mínimos, los promedios que se muestran no suman un 100%, debido a que se refiere al promedio en que cada ingrediente es empleado por la muestra de ganaderos encuestados.

Cuadro 3. Principales ingredientes utilizados en las raciones de clima seco y sus niveles de inclusión promedio.

Ingrediente	Promedio de inclusión (%)	DE ¹ inclusión (%)	Mín	Máx
Ensilado de maíz	30.7	14.9	3.6	55
Maíz (grano)	23.5	10.6	4.6	42.8
Concentrado	31.3	15.7	16.7	50
Heno de avena	20.3	15.9	0.8	50
Heno de alfalfa	19.2	7.2	7.2	63.2

¹DE = Desviación estándar

Caja 8. Contribuciones a la inercia de la dimensión 1

La contribución de los ingredientes para el cálculo de la inercia de la *dimensión 1* se muestran en la Figura C8.1, en donde se puede ver que los ingredientes más frecuentemente utilizados con un alto nivel de inclusión fueron: ensilado de maíz, concentrado comercial, maíz en grano y heno de alfalfa.

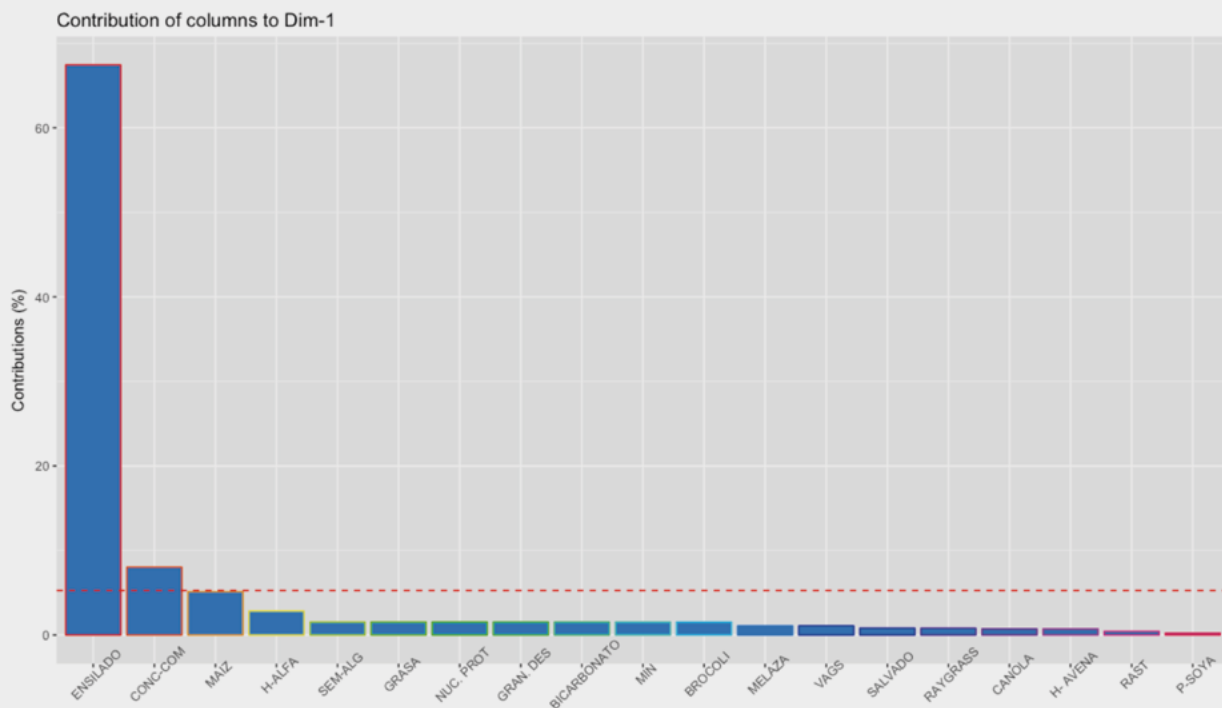


Figura C8.1. Porcentaje de contribución de cada ingrediente a la inercia de la dimensión 1 del análisis de correspondencia en la región de clima seco.

Los resultados observados en la Caja 8 son similares a lo reportado por Rendón-Huerta *et al.* (2014) quienes mencionan que los principales forrajes empleados para la alimentación del ganado lechero en México en el período 1970-2010 son el ensilado de maíz y ensilado de alfalfa. También mencionan que en el último período las vacas lecheras son alimentadas con ración total mezclada, la cual incluye el forraje y el concentrado antes mencionado.

La aplicación de los métodos de estadística multivariada para el análisis de los datos de la encuesta permitió identificar con precisión los ingredientes más comúnmente empleados en la alimentación del ganado bovino en la región de clima seco (Figura 4), lo que permitió llegar a la identificación de una dieta tipo a

partir de un gran número de ingredientes utilizados en numerosos niveles de inclusión; esto no hubiese sido posible a través de un método de análisis más sencillo. Los ingredientes antes mencionados se utilizaron para la elaboración de dietas tipo, las cuales se emplearon en experimentos *in vivo* en las cámaras de respiración, con la finalidad de reproducir las condiciones de alimentación observadas en la región geo-climática de clima seco y, por lo tanto, las emisiones de metano por el ganado bovino en dicha región de México. Adicionalmente, como una medida de control de calidad, las dietas tipo se sometieron a la evaluación de expertos en alimentación de ganado para verificar que los resultados derivados del análisis estadístico coincidieran con su experiencia.



Figura 4. Producción de alfalfa, uso de heno de alfalfa, ensilado de maíz y heno de avena en la alimentación del ganado bovino en las regiones de clima seco de México.

Balanceo de la dieta tipo de la geo-región clima seco

Una vez que se identificaron los principales ingredientes y su porcentaje de inclusión (Cuadro 3), se procedió al diseño de la *dieta tipo* para el caso de la región geo-climática clima seco, para lo cual se empleó una aproximación tradicional de balanceo de raciones. En principio la dieta fue balanceada para satisfacer las necesidades de un *animal tipo* de cada categoría en un sistema lechero especializado (*i.e.* vientre productor de leche) puesto que el 73.6% de las unidades de

producción pecuaria analizadas tenían como principal fin zootécnico la producción de leche. La dieta tipo posteriormente se reprodujo *in vivo* en las cámaras de respiración de circuito abierto de la FMVZ-UAEMex, con el objetivo de cuantificar las emisiones de metano producidas por el ganado que consume una dieta tipo de la región geo-climática clima seco. Las características del animal tipo se tomaron de la encuesta (Ver Caja 7), mientras que la dieta tipo, las características del animal tipo, sus requerimientos, así como el aporte de nutrientes de la dieta, se muestran en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Dieta tipo para vientres tipo de la geo-región clima seco.

Ingredientes	MS t ⁻¹ (%)	Características del animal	
Ensilado de maíz	40	Edad al primer parto (meses)	25.7 meses
Heno del alfalfa	16.2	Sexo	Hembra
Maíz molido	18.5	Raza	Holstein
Pasta de soya	10.8	Peso vivo (kg)	501.3
Salvado de trigo	12.0	Producción láctea día (L)	21.9
Bicarbonato de Na	1.5	Consumo de materia seca (kg)	16.1
Vitaminas y minerales	1		

Cuadro 4. Dieta tipo para vientres tipo de la geo-región clima seco. (Continuación).

Ingredientes	MS t ¹ (%)	Características del animal	
Aporte de la dieta ¹		Requerimientos del animal	
Energía metabolizable (MJ por kg MS)	10.01	Energía metabolizable (MJ por kg MS)	9.69
Energía neta lactación (MJ por kg MS)	6.28	Energía neta lactación (MJ por kg MS)	6.05
FDN (%)	32.5	FDN (%)	30
Proteína cruda (%)	15.6	Proteína cruda (%)	14
Ca (%)	0.53	Ca (%)	0.7
P (%)	0.44	P (%)	0.4
Materia Seca (%)	64.02		

¹FDN = Fibra detergente neutro, Ca = Calcio, P = Fósforo.

Las dietas balanceadas se sometieron a revisión de expertos en el área de nutrición y producción animal de cada región geo-climática. Los dictámenes se llevaron a cabo mediante la utilización de un formato, de acuerdo con el protocolo descrito por el IPCC-Stanford/SRI (IPCC, 2006), el cual muestra las siguientes fases: motivación, estructuración, condicionamiento, codificación y verificación. El IPCC detalla el protocolo para la solicitud de dictamen de expertos cuando no existen datos empíricos de los factores de emisión; en el presente proyecto este protocolo se adaptó para mejorar la representatividad de las dietas tipo de cada región. Los expertos emitieron las observaciones pertinentes a la dieta tipo propuesta y con base en ésta generar los datos empíricos de los factores de emisión en las cámaras de respiración.

En el inventario realizado, la dieta formulada y su composición para el caso del ganado lechero, es muy similar a la reportada por Mellado *et al.* (2011) para explotaciones lecheras del estado de Durango, que también presenta una parte de la región de clima seco, en donde la relación forraje:concentrado es 45:55 y los principales ingredientes empleados en el concentrado son maíz y pasta de soja, mientras que los forrajes principales son heno de alfalfa y ensilado de maíz.

FACTORES DE EMISION Y CALCULO DE EMISIONES

Desarrollo de factores de emisión de metano

Se desarrollaron los primeros factores de emisión de metano por fermentación entérica para todas las regiones geo-climáticas de México, los cuales incluyen su correspondiente factor de partición de la energía bruta (GE) consumida hacia metano, el cual se conoce como factor *Y_m* y un factor de emisión diaria de metano por animal, en kilogramos. Los factores de emisión para las regiones de clima templado, seco y muy seco se generaron a partir de experimentos en bovinos de las razas Holstein y Charoláis realizados en el Laboratorio de Ganadería Medio Ambiente y Energías Renovables de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma del Estado de México (FMVZ-UAEMex), empleando tres cámaras de respiración de circuito abierto (Figura 5), de acuerdo con lo descrito por Castelán-Ortega *et al.* (2015), Castelán-Ortega *et al.* (2018), Hernández *et al.* (2018). De igual forma, se desarrollaron los factores de emisión para las regiones de clima cálido húmedo y cálido sub-húmedo a través de experimentos *exprofeso* con ganado cebú en las dos cámaras de respiración, también de circuito abierto, del Laboratorio de Cambio Climático y Ganadería de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Yucatán (FMVZ-UADY) (Canul *et al.*, 2017, Ku-Vera *et al.*, 2018).



a). Laboratorio de la FMVZ-UAEMex.



b). Laboratorio de la FMVZ-UADY

Figura 5. Aspecto del equipo y cámaras de respiración de los laboratorios de la FMVZ-UAEMex (a) y la FMVZ-UADY (b) empleados en las mediciones de emisión de metano.

El procedimiento para el desarrollo de los factores de emisión se describe de manera general en la Figura 6 y consistió en: a) medir la emisión de metano en las cámaras de respiración por animales alimentados con dietas tipo diseñadas a partir del análisis de la encuesta; b) Determinación del consumo y digestibilidad de la materia seca y de la energía para llegar así al factor

Y_m obtenidos a partir de los experimentos en cámaras de respiración; c) Ingreso del factor Y_m , digestibilidad y variables sobre las características productivas del animal (obtenidas de la base de datos) al modelo del método principal Tier 2; d) Evaluación del factor de emisión resultante, ye) Cálculo del inventario de emisiones de metano por región geo-climática.

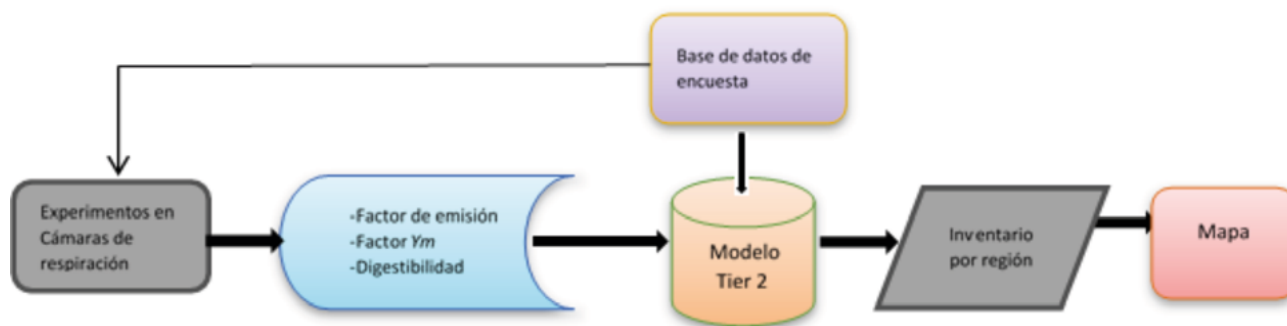


Figura 6. Procedimiento empleado para el desarrollo de los factores de emisión de metano por fermentación entérica.

Los procedimientos para llevar a cabo los experimentos para medir las emisiones de metano se describen ampliamente en Castelán-Ortega *et al.* (2015), Castelán *et al.* (2018); Canul *et al.* (2017); Hernández *et al.* (2018); Ku-Vera *et al.* (2018), en estos documentos también se presentan factores de emisión y valores de Y_m .

Cálculo de emisiones de metano por fermentación entérica

La metodología Tier 2 considera tres factores principales involucrados en el proceso biológico de

producción de metano entérico en bovinos 1) el factor animal, el cual se representa por las necesidades de energía bruta (GE), 2) el factor dieta, el cual se describe a través de la digestibilidad de la misma (REM y REG) y 3) el factor medio ambiente, el cual se describe mediante el factor denominado CFi, que emplea las temperaturas promedio de los meses invernales para estimar el efecto de la temperatura ambiental sobre las necesidades energéticas de mantenimiento (ENm).

La Caja 8 muestra en forma resumida las guías del IPCC (2006) y su seguimiento.

Caja 9. Guías del IPCC (2006) y su seguimiento en el inventario

En México al igual que en la mayoría de los países, no se dispone de suficiente información sobre el consumo de alimento diario promedio para diferentes razas, categorías, regiones, entre otros, sobre todo cuando se trata de ganado de pastoreo. Por lo tanto, se recabó durante la encuesta la siguiente información necesaria para estimar la ingesta de alimentos de cada una de las categorías animales representativas, de acuerdo con lo especificado por el IPCC (2006) y también se consultó la literatura científica con información sobre consumo voluntario.

- Peso vivo (kg)
- Aumento de peso promedio por día (kg)
- Situación alimentaria: estabulados, pastoreo, condición de la pastura
- Producción diaria de leche (kg/día) y contenido promedio de grasa (%)
- Cantidad de trabajo promedio realizado por día en horas
- Porcentaje de hembras maduras que paren en un año
- Cantidad de crías
- Digestibilidad de alimentos y dietas expresada en porcentaje

Caja 9. Guías del IPCC (2006) y su seguimiento en el inventario. (Continuación).

Se siguieron también las recomendaciones del IPCC (2006) con respecto a las buenas prácticas para la elaboración del inventario en relación a las estimaciones de ingesta alimentaria, las cuales incluyen:

- Recopilar datos para describir la dieta típica del animal y el comportamiento productivo en cada subcategoría.
- Estimar la ingesta alimentaria a partir de los datos del comportamiento y la dieta para cada subcategoría.

La Caja 10 muestra las ecuaciones del método principal Tier 2 del Capítulo 10 del IPCC (2006) para emisiones de metano por fermentación entérica del ganado bovino y manejo del estiércol. El modelo se aplicó para todas las categorías del ganado que se contemplan en el estudio como son: becerros, crías macho, crías hembra, vaquillas, vientres, novillos y sementales en todas las regiones geo-climáticas.

Las estimaciones de emisiones de metano de Nivel 2 requieren datos sobre ingesta de alimentos para un animal representativo de cada subcategoría (IPCC, 2006), en el método principal dicha ingesta se mide en términos de energía bruta consumida en mega julios por día (MJ d⁻¹). Una vez que se cuenta con el consumo diario de energía bruta se aplica el factor *Y_m* para estimar el volumen de emisión de metano por día.

Caja 10. Ecuaciones del método principal Tier 2 del IPCC (2006)

Ecuaciones del método principal del Tier 2 empleadas para calcular las necesidades de energía bruta y consumo de materia seca para bovinos del hato mexicano.

Ecuación 10.2* Coeficiente para calcular la energía neta necesaria para el mantenimiento

$$Cf(en_{frio}) = Cfi + .0048 * (20 - ^\circ C)$$

Cfi = coeficiente para calcular NEm, MJ/día/kg (Cuadro 10.4*, Capítulo 10 - IPCC, 2006)

Ecuación 10.3 Energía Neta para Mantenimiento

$$NEm (MJ/d) = Cfi * (peso)^{0.75}$$

Ecuación 10.4 Energía neta para actividad

$$NEa (MJ/d) = Ca * NEm$$

Ca = coeficiente de actividad, Cuadro 10.5

Ecuación 10.6 Energía neta para crecimiento

$$NEg = 22.02 * (BW/C * MW)^{0.75} * WG^{1.097}$$

BW = peso corporal vivo promedio (BW) de los animales de la población, kg

C = es un coeficiente con un valor de 0,8 para hembras, 1,0 para castrados y 1,2 para toros (NRC, 1996)

MW = peso corporal vivo y maduro de una hembra adulta en condición corporal moderada, kg

MW = peso corporal vivo y maduro de una hembra adulta en condición corporal moderada, kg/día

Ecuación 10.8 Energía neta para lactancia para vacunos de carne, leche y búfalos

$$NEl (MJ/d) = Leche * (1.47 + 0.40 * Grasa)$$

Leche = cantidad de leche producida, kg/día

Grasa = contenido graso de la leche, % por peso

* El número de ecuación y de cuadro corresponden a aquellos empleados en el Capítulo 10 de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

**Caja 10. Ecuaciones del método principal Tier 2 del IPCC (2006). (Continuación).**

Ecuaciones del método principal del Tier 2 empleadas para calcular las necesidades de energía bruta y consumo de materia seca para bovinos del hato mexicano. (Continuación).

Ecuación 10.11 Energía neta para el trabajo para vacunos y búfalos

$$NE_{trabajo} (MJ/d) = 0.1 * NEm * Horas$$

Horas = cantidad de horas de trabajo al día

Ecuación 10.13 Energía neta para preñez

$$NEp (MJ/d) = Cpreñez * Nem$$

Cpreñez = coeficiente de preñez, Cuadro 10.7

Ecuación 10.14 Relación entre la energía disponible en una dieta para mantenimiento y la energía digerible consumida (REM)

$$REM = [1123 - (4092 * 10^{-3} * DE\%) + [1126 * 10^{-5} * (DE\%)^2] - (25.4/DE\%)]$$

DE% = energía digerible expresada como porcentaje de la energía bruta

Ecuación 10.15 Relación entre la energía disponible en una dieta para crecimiento y la energía digerible consumida

$$REG = [1.164 - (5.160 * 10^{-3} * DE\%) + [1.308 * 10^{-5} * (DE\%)^2] - (37.4/DE\%)]$$

Consumo diario de energía bruta GE en MJ/día

$$GE (MJ/d) = [(NEm + NEa + NEl + NEp/REM) + (NEg + NE lana/REG)] / DE\%/100$$

Consumo de materia seca en kg/día

$$CMS (kg/d) = GE/GE_{dieta}$$

GE_{dieta} = concentración de energía bruta de la dieta en MJ/kg de MS

* El número de ecuación y de cuadro corresponden a aquellos empleados en el Capítulo 10 de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

La Caja 11 muestra las consideraciones y supuestos empleados en la aplicación del método Tier 2 del IPCC (2006).

Caja 11. Consideraciones y supuestos del método Tier 2 del IPCC (2006)

Factor de conversión de la energía bruta consumida a metano: el factor de conversión a metano conocido como Y_m es el porcentaje de la energía bruta alimentaria consumida que es convertida a metano. El método IPCC (2006) sugiere emplear un valor Y_m por defecto de 6.5% para todos los tipos de bovino, con excepción de los novillos en engorda, que reciben una dieta con >90% de concentrados, en cuyo caso el valor sugerido es de 3%. En el caso de este capítulo se determinó primero un valor Y_m específico para cada una de las regiones climáticas de México, través de los experimentos en las cámaras de respiración y después se aplicó al cálculo de los factores de emisión correspondiente a cada una.

Peso vivo: los pesos vivos de los animales se obtuvieron de las encuestas aplicadas, dado que los ganaderos tienen una idea muy precisa del peso de sus animales ya que con frecuencia los pesan, sobre todo previo a su venta o adquisición; de igual forma tienen una buena idea de las ganancias de peso puesto que conocen el tiempo que toma alcanzar el peso de sacrificio, en particular en el caso de los animales en corrales de engorda y aquellos que se encuentran en crecimiento para ser exportados a los estados Unidos de Norte América. La información que aportaron los ganaderos se complementó con la opinión de expertos en las diferentes regiones climáticas de México. Siguiendo las recomendaciones del IPCC (2006) se supuso que los animales maduros no experimentan aumento ni pérdida de peso en todo un año. Lo anterior debido a que se sabe que los animales cuando están maduros pierden peso durante la estación seca o bajo temperaturas extremas como en el norte del país en las regiones de clima seco y muy seco y, que aumentan de peso durante la siguiente estación (Améndola *et al.*, 2006). Sin embargo, es factible que el aumento de las emisiones relacionado con este cambio de peso sea pequeño. Por lo tanto, se asumió que las menores ingestas y emisiones relacionadas con la pérdida de peso se compensan en gran parte con las mayores ingestas y emisiones producidas durante los periodos de aumento del peso corporal cuando la disponibilidad de pastos y forrajes es más alta como en la época de lluvia y hacia el final de la misma. Con respecto al peso maduro

Caja 11. Consideraciones y supuestos del método Tier 2 del IPCC (2006). (Continuación).

de los bovinos, se sabe que éste varía entre razas y debe reflejar el peso del animal cuando se encuentre en una condición corporal moderada. Esto se denomina *peso de referencia* o *peso corporal reducido final* (NRC, 1996). Es habitual que los especialistas y los productores de ganado cuenten con estimaciones de peso maduro, por lo tanto se recurrió además de los valores aportados por los ganaderos durante la encuesta, a los que se reportan en la literatura para ganado productor de leche (López *et al.*, 2011; Lemus-Ramírez *et al.*, 2008), de doble propósito (Osorio-Arce y Segura-Correa, 2009) y productor de carne (Pérez-Torres, 2007).

Situación alimentaria: con relación a la situación alimentaria por actividad, tal como se describe en la guía IPCC del 2006, se determinó cuál era la situación alimentaria que mejor representaba a cada subcategoría de animales por región climática, utilizando para ello las definiciones que se detallan en el Cuadro C11.1. Esta acción permitió asignar un coeficiente apropiado para cada categoría, acorde con su situación alimentaria.

Producción de leche: los valores de producción promedio de leche se consideraron sólo para las vacas lecheras de sistemas especializados en las cuencas lecheras del país, como La Laguna y los estados de Aguascalientes, Querétaro, Estado de México, Hidalgo, Michoacán y Jalisco, así como los sistemas de producción de doble propósito. Para el primer caso, se tomó el promedio diario de producción y los días de lactancia por año. Para el caso de los sistemas de doble propósito la producción diaria de leche se estimó empleando la producción por temporada dividida por la cantidad de días de la temporada, ya que la producción de leche en las regiones de clima cálido subhúmedo y cálido húmedo donde se presentan los sistemas de doble propósito ésta ocurre mayormente durante la época de lluvias, entre los meses de julio y septiembre. El contenido promedio de grasa en leche se tomó de datos publicados en estudios sobre la composición química de la leche de bovinos en México (Bernal-Martínez *et al.*, 2007; Solís-Méndez, 2013, Martínez-Loperena, 2015).

Cuadro C11.1. Coeficientes de actividad correspondientes a la situación alimentaria de los bovinos tomadas del IPCC (2006) y aplicadas al inventario de emisiones de metano de México.

Situación	Definición	Ca*
Estabulación	Los animales están confinados en una pequeña superficie (estabulados) de lo que resulta que gastan muy poca o ninguna energía en procurar su alimento.	0.00
Pastura	Los animales están confinados en áreas con suficiente forraje, lo que exige un escaso gasto de energía en procura del alimento.	0.17
Grandes superficies de pastoreo	Los animales pastan a campo abierto o en terrenos accidentados y gastan una cantidad significativa de energía en procurar su alimento.	0.36

*Vacunos (la unidad para Ca no tiene dimensión)

Fuente: Capítulo 10 de las Directrices del IPCC (2006) para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

Digestibilidad de alimentos y forrajes (DE%): la DE% es aquella parte de energía bruta (GE; del inglés Gross Energy) contenida en el alimento que no se excreta con las heces y que se conoce como alimento digerible. Para el presente inventario se tomó la definición del IPCC (2006), la cual indica que la digestibilidad se expresa como porcentaje de la GE o total de nutrientes digeribles (TDN, del inglés Total Digestible Nutrients).

De acuerdo con el IPCC del 2006 (ver Caja 12), los intervalos típicos de digestibilidad de los alimentos y forrajes para los rumiantes son de 45-55% para subproductos agrícolas y praderas de pastoreo; 55-75% para pasturas de buena calidad, forraje bien conservado y dietas basadas en granos complementados con forraje y 75-85% para dietas basadas en granos provistas en corral.

Caja 12. Digestibilidad de experimentos realizados e IPCC

Las variaciones en la digestibilidad de la dieta provocan fluctuaciones importantes en la estimación del alimento necesario para satisfacer los requisitos de los animales y, en consecuencia, en las respectivas emisiones de metano y cantidades de estiércol excretadas. Debido a los amplios rangos en las digestibilidades que sugiere el IPCC se optó por emplear valores de digestibilidades obtenidos en los experimentos de medición de emisiones de metano para los diferentes tipos de ganado, dietas tipo y regiones climáticas, lo cual es una mejora con respecto a los valores por default sugeridos, ya que un error del 10% en la estimación de la DE% se manifestará hasta entre un 12 y un 20% de error cuando se estimen las emisiones de metano (IPCC, 2006). De igual forma se observó que el modelo Tier 2 del IPCC es muy sensible a cambios en el valor de DE% de tal forma que bajos valores de esta variable resultan en mayores emisiones y, por el contrario, valores altos de DE% resultan en bajas emisiones de metano; por ejemplo, una diferencia de <5% en la digestibilidad representa 8.5 kg más de metano producido al año por una vaca de 667 kg de peso vivo y una producción de leche de 32 kg por día.

**Caja 12. Digestibilidad de experimentos realizados e IPCC. (Continuación).**

Al emplear valores obtenidos de DE% para las digestibilidades y el valor Y_m se logra introducir una mejora con respecto al método Tier 2 y al mismo tiempo reducir la incertidumbre en el inventario. Lo anterior está en línea con el IPCC del 2006, el cual menciona que debido a su significativa variación, los coeficientes de digestibilidad deben obtenerse a partir de datos científicos locales, en tanto sea posible. A pesar de que un censo completo sobre digestibilidad se considera poco realista, como mínimo, deben consultarse los datos de estudios de investigación, mientras se desarrollan los datos de digestibilidad.

Cálculo de las necesidades de energía bruta y consumo de materia seca

Como ya se mencionó, se empleó el método principal del Tier 2 (caja 10) para calcular las necesidades de energía neta diarias para mantenimiento, actividad, crecimiento, lactancia, trabajo y preñez; posteriormente se sumó el total de estas necesidades para después dividirla entre la DE% de la dieta y de esta forma determinar las necesidades diarias de GE (MJ de GE por día) para un animal tipo de cada categoría y de cada región climática. A continuación, se dividió el total de las necesidades entre la concentración promedio de GE de la dieta tipo por región expresada en MJ de GE por kg de MS para obtener el consumo diario de materia seca (CMS) necesario para cubrir las necesidades de GE. Las ecuaciones empleadas se muestran en la Caja 10.

Los valores de CMS obtenidos a través de este método se compararon con consumos calculados a

partir del 2 y 3% del peso vivo, para el caso de todas las categorías de ganado, con excepción de vacas lecheras altas productoras, con el objeto de asegurar que los CMS estuvieran dentro de intervalos biológicamente aceptables para un animal de la raza, tipo y categoría simulado.

Cálculo de los factores de emisión individual anual de metano

Los factores de emisión se calcularon empleando el método Tier 2 usando valores de Y_m y de DE% obtenidos de los experimentos en cámaras de respiración con dietas y animales tipo para cada región. El resultado del consumo de GE obtenido a través de los procedimientos descritos en la sección anterior fue utilizado para calcular el factor de emisión anual por animal de acuerdo a la Ecuación 1 (Ecuación 10.21 del IPCC):

$$EF = \left[GE \times \left(\frac{Y_m}{100} \right) \times 365 \right] / 55.65 \quad (1)$$

donde:

EF = factor de emisión, kg CH₄ cabeza por año

GE = ingesta de energía bruta, MJ por cabeza por día

Y_m = porcentaje de la energía bruta del alimento convertida en metano = 6.5%

El factor 55.65 (MJ por kg CH₄) es el contenido de energía bruta del metano

Cálculo del inventario de metano

Como ya se mencionó, la población de ganado bovino se desagregó en las siguientes sub-categorías: becerros, crías macho, crías hembra, novillos, vaquillas, sementales, vacas lecheras, vacas de carne y vacas de

doble propósito. Posteriormente, el total de emisiones de metano entérico se calculó como la suma de las emisiones de cada sub-categoría (10.20; IPCC, 2006), como se muestra en la Ecuación 2:

$$CH_4 \text{ total} = \sum_i E_i \quad (2)$$

donde E_i es la emisión para la i -ésima sub-categoría.

Las emisiones para cada categoría se calcularon al multiplicar su factor de emisión por el número de cabezas en la categoría, mediante la Ecuación 3 (Ecuación 10.19 del IPCC del 2006):

$$Emisiones = EF_{(T)} \times \left[\frac{N_{(T)}}{10^6} \right] \quad (3)$$

donde $Emisiones$ son las emisiones de metano entérico para cada sub-categoría ($Gg \text{ CH}_4 \text{ a}^{-1}$); $EF_{(T)}$ es el factor de emisión para cada sub-categoría ($kg \text{ CH}_4 \text{ cabeza}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y $N_{(T)}$ es el número de cabezas en la sub-categoría T .

Sobra decir que los requerimientos de GE para cada sub-categoría son derivados de la suma de los requerimientos de energía neta y las características de disponibilidad de energía siguiendo las ecuaciones que se mencionan en la Caja 10.

ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE

La calidad adecuada de los inventarios de emisiones es un paso importante para la cuantificación y posterior mitigación de la emisión de los gases de efecto invernadero. La calidad del inventario se estima por las medidas del análisis de incertidumbre (Uvarova et al., 2014). El nivel de incertidumbre depende de la fiabilidad de los datos de actividad y de los parámetros de emisión utilizados. En este capítulo el territorio nacional fue geo-regionalizado y los factores de emisión específicos se determinaron con la finalidad de reducir el nivel de incertidumbre de las estimaciones, lo cual coincide con los hallazgos de Uvarova et al. (2014), quienes mencionan que la incertidumbre puede reducirse al mejorar la exactitud de los parámetros de emisión (i.e. factores de emisión específicos por etapa productiva) e incluir factores de emisión acordes con la región geográfica.

La evaluación del nivel de incertidumbre de las estimaciones de emisiones de metano aplicando el modelo Tier 2 se llevó a cabo mediante el uso del análisis de Monte-Carlo, siguiendo los lineamientos de la orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006).

Cuantificación de incertidumbre: de acuerdo con los lineamientos para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006), la incertidumbre puede provenir de tres fuentes: 1) incertidumbre asociada a modelos, 2) incertidumbre de los datos empíricos asociados con la medición de emisiones y datos de actividad y 3) incertidumbre asociada con juicio de expertos.

La determinación de la incertidumbre asociada con los parámetros que alimentan un modelo incluye la definición de sus propiedades estadísticas: media y función de la distribución de probabilidad (PDF, por sus siglas en inglés). La metodología para el cálculo de incertidumbre asociada a modelos se describe en la Figura 7, desarrollada por Valenzuela et al. (2017).



Figura 7. Metodología para el análisis de incertidumbre asociada a modelos.

Categorización de las fuentes de incertidumbre de las variables de entrada utilizadas en el cálculo de las emisiones de metano

En el proceso de determinación de la incertidumbre del inventario de emisiones de gases de efecto invernadero es importante la identificación de las fuentes de incertidumbre. El IPCC (2006) define

que una aproximación pragmática para generar estimaciones cuantitativas de la incertidumbre es utilizar los mejores estimadores disponibles, los cuales son frecuentemente la combinación de datos medidos, información publicada, resultados de modelación y juicio de expertos. En el Cuadro 5 se muestran algunas de las fuentes de incertidumbre identificadas en el desarrollo del inventario.

Cuadro 5. Categorización de las variables asociadas con la incertidumbre de las mediciones de emisiones y datos de actividad.

Datos			
Datos de emisión			
Número	Código	Nivel espacial	Definición
6	DE%	Geo región	La digestibilidad de la dieta típica de cada región (%)
7	GE	Geo región	La concentración de energía bruta en la dieta (MJ por kg MS de dieta)

Cuadro 5. Categorización de las variables asociadas con la incertidumbre de las mediciones de emisiones y datos de actividad. (Continuación).

Datos			
8	CMS	Geo región	Consumo diario de alimento en base a materia seca (kg por día) obtenido en las cámaras de respiración
9	CH ₄ (l/d)	Geo región	Producción diaria de metano en litros
10	CH ₄ (l/kg MSi)	Geo región	Rendimiento de metano o litros de metano emitidos por cada kg de MS ingerida
11	Ym	Geo región	Factor de partición de GE hacia metano, o el porcentaje de GE consumida que es perdida en forma de CH ₄ (%)
Datos de actividad			
Encuesta			
1	CMS	Geo región	Consumo diario de alimento en materia seca (kg por día) obtenido en las encuestas
2	PV	Geo región	Peso vivo promedio de cada categoría (Lg)
3	Leche (l/d)	Geo región	Producción diaria de leche en litros (L por día)
4	GDP	Geo región	Aumento promedio de peso vivo (kg por día)
5	Ca	Geo región	Actividad de los animales para alimentarse (Estabulación, pastoreo o agostadero)
Inventarios nacionales			
12	Temp (oC)	Geo región	Temperatura promedio diaria durante la temporada invernal
13	Grasa (%)	Geo región	Porcentaje de grasa en la leche (%)
14	Animales (No.)	Geo región	Número de animales de cada categoría animal en cada geo región climática

Propagación de la incertidumbre

Las variables de entrada del Cuadro 5 fueron propagadas a través del modelo, es decir, un valor de cada variable de entrada fue aleatoriamente muestreado de la función de distribución de probabilidad (PDF, por sus siglas en inglés) para alimentar cada ecuación comprendida en el método principal del Tier 2, que se muestra la Caja 10. Este proceso se repitió numerosas veces, lo cual resulta en un conjunto de valores de la variable de salida que forman su distribución empírica, la que al mismo tiempo describe su incertidumbre. Estadísticos como la media, desviación estándar e intervalos de confianza pueden calcularse a partir de esta distribución. En este capítulo, se empleó un número ascendente de simulaciones para definir el número de ejercicios de simulación necesario para

lograr la estabilización en el valor de los intervalos de confianza; el número de simulaciones fue de 1×10^5 .

La aproximación Tier 2 para el cálculo de las emisiones de metano entérico generalmente desagrega los datos de actividad y utiliza diversos factores de emisión (IPCC, 2006). En el método Tier 2 las variables de entrada se representan por parámetros, como factores de emisión y, variables, como datos de actividad (Milne *et al.*, 2015). De manera similar, las emisiones de CH₄ calculadas se consideran como variables de salida del método. Las variables de entrada y estimaciones derivadas de la implementación del método Tier 2 tienen un cierto grado de incertidumbre. La cuantificación del grado de incertidumbre de las estimaciones de emisiones de metano involucra la definición de las funciones de densidad de probabilidad de cada variable de entrada y las determinación de



cómo estas variables se propagan a través del modelo.

El método de simulación de Monte Carlo (MCA, por sus siglas en inglés) se utilizó para la propagación de la incertidumbre del método Tier 2, ya que esta metodología puede manejar distintas formas de PDF, contempla la dependencia entre variables de entrada, permite el cálculo de intervalos de confianza y es más flexible que otros métodos (Milne *et al.*, 2015). Además, el IPCC (2006) recomienda la utilización de MCA en inventarios que manejan una cantidad considerable de fuentes de incertidumbre y cuando el coeficiente de variación es mayor a 30%. En el MCA las variables de entrada se manejan como variables aleatorias y se describen y representan por su PDF.

De acuerdo con lo antes mencionado, la media de la PDF representa el valor esperado (esperanza) de la variable de entrada y la varianza refleja su incertidumbre.

RESULTADOS PARA EL INVENTARIO

El Cuadro 6 presenta el inventario de emisiones de metano entérico para vientres lecheros de la región geo-climática clima seco, como un ejemplo del procedimiento que fue desarrollado para todas las regiones, en donde se observa que la emisión por cabeza es de 134.8 kg de CH₄ por año, la intensidad de la emisión es de 19.1 g de CH₄ por kg de materia seca consumida, mientras que la emisión para todos los vientres lecheros de la región es de 169.39 Gg por año. El inventario de emisiones de CH₄ para todo el ganado de esta región (1 257 368 cabezas) es de 607.25 ± 109 Gg por año; con una incertidumbre de 20.5-22.1%.

El Cuadro 7 presenta el inventario nacional de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos, se observa que la emisión total es de 2 039.21 Gg de CH₄ por año con una incertidumbre asociada al inventario de -18.28 a +21.20. Cabe destacar, que la incertidumbre que se obtuvo para el presente inventario, fue similar a la que se reporta para otros países, en donde también se utilizó el método Tier 2 y, de igual forma, la incertidumbre del mismo se calculó con el método de Monte Carlo; por ejemplo, Milne *et al.* (2014) reportaron para el Reino Unido una incertidumbre de -17.4 a +20.4; Karimi-Zindashty *et al.* (2012) reportaron una incertidumbre de -22.0 a +24.0 para ganado no lechero y de -19.0 a +20.0 para ganado lechero del Canadá. Hristov *et al.* (2017) reportaron una incertidumbre para los Estados Unidos ligeramente menor a la encontrada en el presente estudio, -15.8 a +16.3, pero eso se explica con por la gran cantidad de información de actividad con que cuenta ese país, así como factores de emisión de metano basados en numerosos experimentos para las diferentes categorías y tipos de ganado bovino (Hristov *et al.*, 2018). Por el contrario, la incertidumbre del inventario que presentan SEMARNAT-INECC (2018) en la Sexta Comunicación Nacional es de -4.78 a +4.78, el cual es un valor muy pequeño y, de entre los inventarios nacionales revisados, ninguno se acerca a este valor. En este sentido es necesario continuar mejorando los inventarios que presenta México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático sobre el tema particular de fermentación entérica en bovinos.

Cuadro 6. Parámetros, forma de las PDF, intervalo de confianza e incertidumbre de las emisiones de metano para la subcategoría vientres lecheros de la región geo-climática clima seco de México.

ITEM	Fórmula (IPCC, 2006)	Fuente	Forma de la PDF	Parámetros				Media	Desv. Estánd.	I.C. (95%)	Incertidumbre	
				1	2	3	4					
VIENTRES LECHEROS												
Temperatura (°C)		CS	Normal	14.88	3.17			14.88	3.17	14.07-15.59	5.44	4.77
Peso vivo (kg)		CS-S	Normal	501.5	66.5			501.5	66.5	481.7-520.3	3.95	3.75
Ganancia de peso (kg d ⁻¹)		CS-S	Normal	0.08	0.01			0.08	0.01	0.05 - 0.1	37.50	25.00
Consumo (kg d ⁻¹ de MS)		CS	Normal sesgada	16.74	4.61	1.66		19.89	3.35	13.88-27.09	30.22	36.20
Prod. leche (kg d ⁻¹)		CS-SL	Normal	21.98	5.2			21.98	5.2	20.42 - 23.6	7.10	7.37
Grasa en leche (%)		CS-SL	Normal	3.5	0.82			3.5	0.82	3.49 - 3.51	0.29	0.29
CFi	10.2	Tier 2	Normal	0.41	0.0152			0.41	0.0152	0.3805-0.4403	7.20	7.39
NEm (MJ d ⁻¹)	10.3	Tier 2	Normal	44.43	4.62			44.43	4.628	34.36-52.49	22.66	18.14
NEg (MJ d ⁻¹)	10.6	Tier 2	Normal	0.01	0.09			0.01	0.09	0.05 - 0.1	0.1	0.1
MBW (kg)	10.13	CS-S	Normal	501.5	66.5			501.5	66.5	481.7 - 520.3	3.95	3.75
NEp (MJ d ⁻¹)		Tier 2	Normal	4.34	0.46			4.34	0.46	3.43 - 5.24	20.97	20.74
NEl (MJ d ⁻¹)	10.8	Tier 2	Normal sesgada	53.35	17.15	0.909		62.54	15.52	34.76 - 91.84	44.42	46.85
REM	10.14	Tier 2	Johnson SU	0.58	0.0155	7.83	3.61	0.51	0.02	0.46 - 0.54	9.80	5.88
REG	10.15	Tier 2	Johnson SU	0.418	0.032	7.32	3.78	0.30	0.03	0.23 - 0.35	23.33	16.67
Digestibilidad (%)		CS-E	Normal	64.99	5.59			64.99	5.59	62.98 - 67.00	3.09	3.09
Ym		CS-E	Log-normal	1.79	0.16			6.08	0.99	5.72 - 6.44	5.92	5.92
GEI (MJ d ⁻¹)	10.16	Tier 2	Normal sesgada	284.94	78.29	1.68		338.85	57.12	236.99 - 461.22	30.06	36.11
CH ₄ L d ⁻¹	10.21	Tier 2	Normal generalizada	124.91	538.50	-0.21		552.05	129.77	338.47-843.63	38.69	52.82
CH ₄ g kg CMS ⁻¹		CS	Johnson SU	3.87	7.16	-4.44	3.06	19.10	5.64	10.38-32.31	45.65	69.16
CH ₄ kg cabeza ⁻¹ a ⁻¹		CS	Johnson SU	17.99	56.02	-6.05	4.16	134.84	31.59	82.47-206.26	38.84	52.97
Cabezas		CS	Normal	1257 368	377 210			1 257 368	377 210	1 255 194- 1 259 871	0.17	0.20
CH ₄ (Gg a ⁻¹)		Tier 2	Johnson SU	-21.45	132.05	-4.12	3.63	169.39	65.54	61.14 - 317.77	63.91	87.60
CH ₄ total (Gg a ⁻¹)			Normal generalizada	108.01	600.63	-0.118		607.25	109.95	482.46-741.91	20.55	22.18

EMISIONES TOTALES POR AÑO PARA LA REGIÓN GEO-CLIMÁTICA CLIMA SECO

CS, específico de país; CS-S, específico del país-encuesta; CS-SL, específico del país tomado de la literatura; CS-E, específico del país a partir de experimentos en cámaras de respiración; Normal, 1: media, 2: desviación estándar; Log-normal, 1: log-media, 2: log-desviación estándar; Normal generalizada, 1: localización (μ), 2: escala (σ), forma (β); Normal, sesgada, 1: localización (ξ), 2: escala (ω), forma (α); Johnson SU, 1: gamma (γ), 2: delta (δ), 3: lambda (λ), 4: xi (ξ).



Cuadro 7. Inventario de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos en México para el año 2018.

	PDF	1	2	3	4	Media	Desviación Estándar	I.C. (95%)	Incertidumbre (%)
CH ₄ total (Gg año ⁻¹)	Johnson SU	1037	1007.35	-6.06	6.97	2039.21	205.50	1666.36-2471.61	-18.28-+21.20

SIGUIENTES PASOS

Desde la perspectiva del inventario realizado y la experiencia obtenida, el siguiente paso para mejorar la calidad y exactitud del inventario nacional de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos, es llevar a cabo el mismo ejercicio pero para un horizonte de tiempo de diez años hacia atrás con el objeto de tener una mejor idea de la variación en las emisiones a lo largo del tiempo, lo anterior debido a que el uso de factores de emisión por defecto, que se venían utilizando, no permite tener esta perspectiva de las emisiones en el tiempo. Por otro lado, es necesario desagregar y analizar el inventario en dos épocas del año muy importantes para la ganadería mexicana, la época de lluvias y la época de secas. Como quedó establecido en el presente documento, el consumo de materia seca por los animales es una de las variables más importantes que determinan la emisión de metano por fermentación entérica; y el consumo a su vez está influenciado por la disponibilidad del forraje en los pastizales naturales, potreros y agostaderos. Finalmente, es necesario continuar avanzando en el desarrollo de modelos matemáticos de predicción, propios para México, para estimar variables como consumo de materia seca, digestibilidad de las dietas tipo y emisiones de metano con el objeto de empezar a caminar hacia un inventario de tipo Tier 3. Con los avances realizados en la medición de metano entérico en bovinos alojados en cámaras de respiración en los laboratorios de FMVZ-UAEM y FMVZ-UADY, es posible dar pasos más consistentes hacia la mitigación de este potente gas de efecto invernadero en sistemas ganaderos extensivos. De hecho resultados recientes en este sentido (Valencia-Salazar *et al.*, 2018) sugieren la posibilidad de mitigar las emisiones de metano entérico de un 15 a un 25% en bovinos alimentados con raciones basadas en pastos tropicales de relativa baja calidad nutritiva e incorporación de vainas molidas de leguminosas tropicales (*Samanea saman*).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A partir de los resultados obtenidos se concluye que el presente inventario nacional de emisiones de metano por fermentación entérica Tier 2 es más robusto y confiable que versiones anteriores en virtud de que la metodología empleada es más completa, incluye factores de emisión y de partición de la energía propios para México, la incertidumbre calculada se encuentra en el rango de otros inventarios nacionales para países como Estados Unidos, Australia, Canadá, etc.

Se recomienda continuar haciendo mediciones de emisiones en cámaras de respiración para diferentes dietas con el objeto de contar con factores de emisión y de *Ym* más robustos, así mismo se sugiere implementar técnicas de medición ya existentes para determinar factores de emisión de animales en pastoreo con el objeto de reproducir emisiones de metano por animales bajo condiciones naturales.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento otorgado para llevar a cabo este trabajo a través del proyecto de investigación: Medición de la emisión de metano, como gas de efecto invernadero, a partir de la fermentación entérica en el ganado en México y desarrollo de estrategias de mitigación, clave CONACYT 223418; al Molina Center For Strategic Studies in Energy and the Environment por el financiamiento del proyecto: Estimating enteric methane emissions from cattle production systems in the temperate and tropical climate regions of Mexico”, con clave UAEM 3496/2013E; a la Universidad Autónoma del Estado de México a través del proyecto: Medición de las emisiones de metano a partir de la fermentación entérica en el ganado bovino en México y su potencial para inducir el cambio climático, con clave UAEM 3681/2014/CIA, así como al proyecto: Diseño y adaptación de corrales del Departamento de Nutrición Animal del CCBA-UADY para la medición del metano entérico, clave

CONACYT: INFR-2012-01-188249. Finalmente, a todos los ganaderos, profesionistas e investigadores que con sus conocimientos contribuyeron a enriquecer el presente inventario.

LITERATURA CITADA

- Améndola, R., E. Castillo and P. A. Martínez. 2006. Country Pasture/Forage Resource Profiles Mexico. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia. https://www.researchgate.net/profile/Ricardo_Amendola-Massiotti/publication/325859440_FAO_Country_PastureForage_Resource_Profiles_Mexico/links/5b29acb7a6fdcc72db31e61f/FAO-Country-Pasture-Forage-Resource-Profiles-Mexico.pdf (Consulta: febrero 03, 2018).
- Appuhamy, J. A. D. R. N., J. France and E. Kebreab. 2016. Models for predicting enteric methane emissions from dairy cows in North America, Europe, and Australia and New Zealand. *Global Change Biology* 22:3039–3056.
- Archimède, H. M., C. Eugène, C. Marie Magdeleine, M. Boval, C. Martin, D. P. Morgavi, P. Lecomte and M. Doreau. 2011. Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. *Animal Feed Science and Technology* 166–167:59–64.
- Benaouda, M. 2018. Efecto de la calidad de la dieta y el nivel de la fibra en la cinética de digestión y la producción de metano en bovino lechero. Tesis de Doctorado en Ciencias. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México. 103 p.
- Benaouda, M., M. González, L.T. Molina y O.A. Castelán. 2017. Estado de la investigación sobre emisiones de metano entérico y estrategias de mitigación en América Latina. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 8:965-974.
- Bernal-Martínez R., Espinoza-Ortega A., Estrada Flores J., Bernués-Jal A. Ruiz-Santos R. y Castelán Ortega O. 2007. Determinación de la calidad sanitaria de leche y su relación con las prácticas de ordeño en sistemas campesinos del Estado de México. *Veterinaria México* 38: 395-407.
- Bun R., K. Hamal, M. Gusti M. and Bun A. 2010. Spatial GHG inventory at the regional level: Accounting for uncertainty. pp. 227-244. *In*: White, T., M. Jonas, Z. Nahorski and Nilsson (eds). *Greenhouse Gas Inventories: Dealing With Uncertainty*. Springer. Dordrecht, Netherlands
- Burke, S. and W. High. 2001. Missing Values, Outliers, Robust Statistics & Non-Parametric Methods. *LC-GC Europe Online Supplement, Statistics & Data Analysis* 2:19–24.
- Canul S. C. J., A. T. Piñero V., J. I. Arceo C., J. A. Alayón G., A. J. Ayala B., C. F. Aguilar P., F. J. Solorio S., O. A. Castelán O., M. Lachica L., P. Quintana O. and J. C. Ku V. 2017. Design and construction of low-cost respiration chambers for ruminal methane measurements in ruminants. *Revista Mexicana Ciencias Pecuarias* 8:185-191.
- Castelán, O. O., R. W. Matthewman, M. E. González and G. R. Burgos. 1997. Caracterización y evaluación de los sistemas Campesinos de producción de leche. El caso de dos comunidades del Valle de Toluca. *Ciencia Ergo Sum* 4:316-326.
- Castelán-Ortega O. A., J. C. Ku-Vera, L. T. Molina, P. E. Pedraza-Beltrán, J. Canul-Solis, A. Piñero-Vázquez, G. Hernández-Pineda and M. Benaouda. 2015. First *in vivo* Measurements of Methane Emissions from Ruminant Livestock Enteric Fermentation in Mexico Using Respiration Chambers. *Proceedings of the American Geophysical Union, San Francisco California*. <https://agu.confex.com/agu/fm15/webprogram/Paper80839.html> (Consulta: febrero 03, 2018).
- Castelán-Ortega O. A., J. C. Ku-Vera and J. Estrada-Flores. 2014. Modeling methane emissions and methane inventories for cattle production systems in Mexico. *Atmósfera* 27:185-191.
- Castelán-Ortega O. A., J. C. Ku-Vera, S. V. Castelán-Jaime, G.S. Hernández-Pineda, M. Benaouda, J. C. Ángeles-Hernández, A. R. Praga-Ayala and H. Montelongo-Pérez. 2018. Inventory of enteric methane emissions by cattle in the dry-land regions of México using the IPCC 2006 Tier 2 main method. *Herbivore nutrition supporting sustainable intensification and agro-ecological approaches. Proceedings of the 10th International Symposium on the Nutrition of Herbivores ISNH 2018. Advances in Animal Biosciences* 9:739.
- Charmley, E., S.R.O. Williams, P.J. Moate, R.S. Hegarty, R.M. Herd, V.H. Oddy, P. Reyenga, K.M. Staunton, A. Anderson and M.C. Hannah. 2016. A universal equation to predict methane production of forage-fed cattle in Australia. *Animal Production Science*. 56:169-180.
- Dalenius, T. and J. L. Hodges. 1959. Minimum Variance Stratification. *Journal of the American Statistical Association* 54:88-101.
- Eckard R. J., C. Grainger, C. A. M. de Klein. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science* 130:47-56.
- Estrada-Flores J. G., M. González-Ronquillo, F. L. Mould, C. M. Arriaga-Jordán and O. A. Castelán-Ortega. 2006. Chemical composition and fermentation characteristics of grain and different parts of the stover from maize land races harvested at different growing periods in two zones of Central México. *Animal Science* 82:1-9.
- FAO. 2006. Las repercusiones del ganado en el medio ambiente. El desafío estriba en reconciliar dos demandas: la de productos animales y la de servicios ambientales. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, México. <http://www.fao.org/ag/esp/revista/0612sp1.htm> (Consulta: febrero 03, 2018).
- FAO. 2010. Global livestock production systems. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.



- Ghasemi, A. and S. Zahediasl. 2012. Normality Tests for Statistical Analysis: A Guide for Non-Statisticians Asghar. *Endocrinology and Metabolism* 10 486–89.
- Gómez, V. J., E. Torres M., A. González O., J. A. Espinosa G y A. A. Luna E. 2009. GGAVATT Bovinos Productores de Carne ‘productores Cárnicos de Apaseo. http://utep.inifap.gob.mx/imagenes/ACASOS_EXITO_2009/GUANAJUATO%201.pdf (Consulta: febrero 03, 2018)
- Hernández, P. G. S., P. E. Pedraza B., M. Benaouda, J. M. Palma G., F. Avilés N., L. T. Molina and O. A. Castelán O. 2018. *Pithecellobium dulce*, *Tagetes erecta* and *Cosmos bipinnatus* on reducing enteric methane emission by dairy cows. *Ciencia Rural* doi:10.1590/0103-8478cr20170484.
- Hristov A. N., E. Kebreab, M. Niu, J. Oh, A. Bannink, A. R. Bayat, T. M. Boland, A. F. Brito, D. P. Casper, L. A. Crompton, J. Dijkstra, M. Eugène, P. C. Garnsworthy, N. Haque, A. L. F. Hellwing, P. Huhtanen, M. Kreuzer, B. Kuhla, P. Lund, J. Madsen, C. Martin, P. J. Moate, S. Muetzel, C. Muñoz, N. Peiren, J. M. Powell, C. K. Reynolds, A. Schwarm, K. J. Shingfield, T. M. Storlien, M. R. Weisbjerg, D. R. Yáñez-Ruiz and Z. Yu. 2018. Symposium review: Uncertainties in enteric methane inventories, measurement techniques, and prediction models. *Journal of Dairy Science* 101:6655-6674.
- Hristov, A. N., M. Harper, R. Meinen, R. Day, J. Lopes, T. Ott, A. Venkatesh and C. A. Randles. 2017. Discrepancies and uncertainties in bottom-up gridded inventories of livestock methane emissions for the contiguous United States. *Environ. Sci. Technol.* 51:13668–13677.
- INEGI. 1991. Datos Básicos de la Geografía de México. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2ª Edición. Aguascalientes, México.
- INE-SEMARNAT. 2006. Tercera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología (INE), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). D.F. México.
- INE-SEMARNAT. 2009. Cuarta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología (INE), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). D.F., México
- INE-SEMARNAT. 2012. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología (INE), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). D.F. México
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme Intergovernmental Panel on Climate Change, Japan. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html> (Consulta febrero 03, 2019)
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T.F., D. Qin, G. K. Plattner, M. Tigor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p.
- Johnson, K. A. and D. E. Johnson. 1995. Methane emission from cattle. *J. Anim. Sci.* 13:2483-2492.
- Kaps, M. and W. Lamberson. 2009. *Biostatistics for Animal Science*. Kaps M. and W. Lamberson. Second edition. CAB International. UK. 459 p.
- Karimi-Zindashty, Y., Macdonald J. D., Desjardins R. and Worth D. E. 2012. Sources of uncertainty in the IPCC Tier 2 Canadian livestock model. *The Journal of Agricultural Science* 150:1-14.
- Kurihara M., T. Magner, R. A. Hunter and G. McCrabb. 1999. Methane production and energy partition of cattle in the tropics. *British Journal of Nutrition.* 81:227-234.
- Ku-Vera J. C., S. S. Valencia-Salazar, A. T. Piñeiro-Vázquez, I. C. Molina-Botero, J. Arroyave-Jaramillo, M. D. Montoya-Flores, F. J. Lazos-Balbuena, J. R. Canul-Solís, J. I. Arceo-Castillo, L. Ramírez-Cancino, C. S. Escobar-Restrepo, J. A. Alayón-Gamboa, G. Jiménez-Ferrer, L.M. Zavala-Escalante, O.A. Castelán-Ortega, P. Quintana-Owen, A. J. Ayala-Burgos, C. F. Aguilar-Pérez and F. J. Solorio-Sánchez. 2018. Determination of methane yield in cattle fed tropical grasses as measured in open-circuit respiration chambers. *Agricultural and Forest Meteorology* 258:3-7.
- Kwak, S. K. and J. H. Kim. 2017. Statistical Data Preparation: Management of Missing Values and Outliers. *Korean Journal of Anesthesiology* 70:407–411.
- Lee, M. A., A. Davis, M. Mizeck, A. Chagunda and P. Manning, P. 2017. Forage quality declines with rising temperatures with implications for livestock production and methane emissions. *Biogeoeciences* 14:1403-1417.
- Lemus-Ramírez, V, A. Guevara-Escobar y J. G. García-Muñiz. 2008. Curva de lactancia y cambio en el peso corporal de vacas Holstein-Friesian en pastoreo. *Agrociencia* 42:753-765.
- Leys, C., C. Ley, O. Klein, P. Bernard and L. Licata. 2013. Detecting Outliers : Do Not Use Standard Deviation around the Mean , Use Absolute Deviation around the Median. *Journal of Experimental Social Psychology* 49:764-766.
- López O. R, D. Gómez P, J. G. García, D. Mendoza D, A. Lara B. y R. López O. 2011. Nivel óptimo de energía neta en el consumo de alimento y producción de leche en el inicio de la lactancia de vacas Holstein-Friesian en confinamiento. *Revista Mexicana Ciencia Pecuaria* 2:101-116
- Martínez-Loperena R. 2015. Evaluación físico-química, sensorial, perfil de textura y microbiológica del queso artesanal del Valle de Tepalcatepec, Michoacán. Tesis de Doctorado en Ciencias. Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México. 121 p.

- Mellado M., E. Antonio-Chirino, C. Meza-Herrera, F. Veliz, J. R. Arevalo, J. Mellado J. and A. de-Santiago. 2011. Effect of lactation number, year, and season of initiation of lactation on milk yield of cows hormonally induced into lactation and treated with recombinant bovine somatotropin. *Journal of Dairy Science* 94:4524-4530.
- Milne A. E., M. J. Glendining, R. M. Lark, S. A. Perryman, T. Gordon and A. P. Whitmore. 2015 Communicating the uncertainty in estimated greenhouse gas emissions from agriculture. *Journal Environmental Management* 160:139-53.
- Milne, A. E., Glendining M. J., Bellamy P., T. Misselbrook, S. L. Gilhespy, M. Rivas-Casado, A. Hulin, M. Van Oijen, A. P. Whitmore. Analysis of uncertainties in the estimates of nitrous oxide and methane emissions in the UK's greenhouse gas inventory for agriculture. *Atmos Environ* 82:94-105.
- Morante-López D., A. Guevara-Escobar, H. Suzán-Aspiri, V. Lemus-Ramírez y F. C. Sosa-Ferreira. 2016. Estimación Tier II de emisión de metano entérico en hatos de vacas lactantes en Querétaro, México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 7:293-308.
- Moss, A. R. and D. I. Givens. 2002. The effect of supplementing grass silage with soya bean meal on digestibility, in sacco degradability, rumen fermentation and methane production in sheep. *Animal Feed Science and Technology* 97:127-143.
- Navarrete-Molina, C., C.A. Meza-Herrera, M.A. Herrera-Machuca, N. López-Villalobos, A. López-Santos and F.G. Veliz-Deras. 2019. To beef or not to beef: Unveiling the economic environmental impact generated by the intensive beef cattle industry in an arid region. *Journal of Cleaner Production*. 231:1027-1035.
- NRC. 1996. *Nutrient Requirements of Beef Cattle*. Eight edition. National Academies Press. 494 p.
- Osorio-Arce, O. O y J. C. Segura-Correa. 2009. Cambios en el peso corporal durante la lactancia de vacas *B. taurus x B. indicus* en un sistema de doble propósito en el trópico mexicano. *Revista Científica* 19:284-287.
- Peel D. S., R. J. Johnson and K. H. Mathews. 2010. Cow-Calf Beef Production in Mexico. *In: A Report from the Economic Research Service*. United States Department of Agriculture pp.153-172
- Pelletier, N. and P. Tyedmers. 2010. Forecasting potential global environmental costs of livestock production 2000-2050. *PNAS* 107:18371-18374.
- Pérez-Torres, D. 2007. Factores de ajuste de peso vivo por condición corporal de vacas Charolais. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria. México.
- Presidencia de la República México. 2019. Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024. Ciudad de México; 30 abril, 2019. 57 p.
- Provencio, E. y J. Carabias. 2019. El presupuesto federal de medio ambiente: un trato injustificado y desproporcionado. *Este País* (abril 2019). 336:18-24.
- Rendón-Huerta J. A., J. M. Pinos-Rodríguez, J. C. García-López, L. G. Yañez-Estrada and E. Kebreab. 2014. Trends in greenhouse gas emissions from dairy cattle in Mexico between 1979 and 2010. *Animal Production Science* 54:292-298.
- Revelle, W. 2017. psych: Procedures for Personality and Psychological Research. Software. Version 1.7.5
- Reyes-Estrada O., M. Murillo-Ortiz, E. Herrera-Torres, J. N. Gurrrola-Reyes y F. O. Carrete-Carreón. 2014. Cambios Estacionales en el Consumo, composición química y degradabilidad ruminal de la dieta seleccionada por novillos en pastoreo. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 1:97-106.
- Rodríguez, J.C., F. Paz Pellat, C. Watts, C. Lizárraga Celaya, E. Yépez González, G. Jiménez Ferrer, A. Castellanos Villegas, C. Hinojo Hinojo y C.E. Macías Vázquez. 2019. Mediciones de metano y bióxido de carbono usando la técnica de covarianza de vórtices en ganado lechero semiestabulado en Sonora, México. *Terra Latinoamericana*. 37:69-80.
- Saynes, V., J. D. Etchevers, F. Paz y L.O. Alvarado. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34: 83-96
- Sejian, V., V. P. Maurya. and S. M. K Naqvi. 2011. Effect of thermal, nutritional and combined (thermal and nutritional) stresses on growth and reproductive performance of Malpura ewes under semi-arid tropical environment. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 95:252-258.
- SEMARNAT-INECC. 2018. Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bial de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Ciudad de México, México. <http://cambioclimatico.gob.mx:8080/xmlui/handle/publicaciones/117>
- Shapiro, S. S. and M. B. Wilk. 2009. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika* 52: 591-611.
- SIAP. 2019. Producción ganadera. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. México. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/165997/bovino.pdf>
- Solís-Méndez A. D; Estrada-Flores J. and O. A. Castelán-Ortega. 2013. A Study on the Texture Diversity of the Artisan Ranchero Cheese from Central Mexico. *International Journal of Dairy Technology* 66:37-44.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales and C. de-Haan. 2006. *Livestock's long shadow*. FAO. Rome. 416 p.
- Tukey, J. W. 1977. *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley. Reading, Massachusetts 717 p.



- Uvarova, N. E, V. V. Kuzovkin, S. G. Paramono and M. L. Gytarsky. 2014. The improvement of greenhouse gas inventory as a tool for reduction emission uncertainties for operations with oil in the Russian Federation. *Climatic Change*. 124:533–544.
- Valencia Salazar, S. S., A.T. Piñeiro Vázquez, I.C. Molina Botero, F.J. Lazos Balbuena, J.J. Uuh Narváez, M.R. Segura Campos and J.C. Ku Vera. 2018. Potential of *Samanea saman* pod meal for enteric methane mitigation in crossbred heifers fed low-quality tropical grass. *Agricultural and Forest Meteorology*. 258: 108–116.
- Valenzuela, M. M., M. Espinosa, E. Virgüez, E. Behrentz, 2017. Uncertainty of Greenhouse Gas Emission Models: A case in Colombia's Transport Sector. *Transportation Research Procedia* 25:4606-4622.
- Van Soest, P. J. 1994. *Nutritional Ecology of the Ruminant*. Second Edition. Cornell University Press Cornell. New York, U.S. 476 p.

Capítulo 23

DINÁMICA DEL USO DEL SUELO Y VEGETACIÓN

Coordinador

Fernando Paz-Pellat¹

Colaboradores

**Víctor M. Romero-Benitez², Jesús A. Argumedo-Espinoza², Martín Bolaños-González³,
Ben de Jong⁴, Julio César de la Cruz-Cabrera⁵ y Alma Velázquez-Rodríguez⁶**

¹GRENASER, *campus* Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México.

²Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Aguascalientes, México.

³Programa en Hidrociencias, *campus* Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México.

⁴Unidad Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México.

⁵Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México.

⁶Facultad de Ciencias, *campus* El Cerrillo, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México, México.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, uno de los principales problemas de la humanidad es el asociado al cambio climático (IPCC, 2013). Los ecosistemas terrestres inciden en forma importante en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (FAO e ITPS, 2015), dados los almacenes de carbono que contienen (Ruesch y Gibbs, 2008; Carré *et al.*, 2010) y la dinámica de su uso. El Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura o Forestería (USCUSS), es una de las principales fuentes de emisiones de CO₂ a la atmósfera (Houghton, 2003; Achard *et al.*, 2004; FAO e ITPS, 2015). Los ecosistemas terrestres desempeñan un papel importante en el ciclo del carbono global y sus cambios inciden en los balances de los almacenes y flujos de este elemento (Brown y Lugo, 1982; Lal, 2004 a y b). Las plantas asimilan el CO₂ atmosférico por medio de la fotosíntesis (Chapin *et al.*, 2011) y dicho carbono experimenta numerosos cambios. El carbono almacenado en la vegetación pueden ser producto de múltiples factores: crecimiento y mortalidad,

producción y descomposición de mantillo y materia muerta, perturbaciones antropogénicas o naturales, etc. El entendimiento de los ciclos biogeoquímicos que ocurren en los ecosistemas terrestres es crítico para el análisis de los cambios en el carbono (Schlesinger, 1997). Desde esta perspectiva, para analizar el potencial de reducciones de GEI, el conocimiento de los cambios en los usos del suelo y vegetación (USyV) es básico para entender el papel que desempeña la dinámica de cambio del uso del suelo en el contexto del ciclo del carbono global (de Jong *et al.*, 2010).

De acuerdo con las metodologías y directrices del IPCC (2003 y 2006) para el método de ganancias-pérdidas, las emisiones de GEI se calculan al multiplicar los datos de actividad por los factores de emisión (densidades de carbono). Los datos de actividad se refieren, para el caso de ecosistemas terrestres, a los mapas de USyV de las diferentes clases de éste, de tal forma que al analizar los cambios en los mapas de USyV entre dos fechas, es posible estimar las emisiones de GEI.



Datos de actividad de ecosistemas terrestres en México

El uso de sensores remotos para generar mapas de uso del suelo y vegetación tiene una larga historia en las aplicaciones (*i.e.* Running *et al.*, 1995; Mas *et al.*, 2004). En el contexto de REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal Evitada), durante el proceso de negociación en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC), se propuso para México un sistema de monitoreo de la cobertura terrestre denominado MAD-MEX (Gebhardt *et al.*, 2014), que se fundamenta en procesos automáticos de clasificación de imágenes satelitales, el que ha sido sujeto a críticas porque su base consiste de evaluaciones sesgadas de exactitud y confiabilidad, además de restricciones en su uso para evaluar cambios entre clases en el tiempo (Mas *et al.*, 2016). El Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) cuenta con mapas de uso del suelo y vegetación, con procesos de interpretación visual y experiencia de intérpretores de procesos a escala regional, los cuales constituyen insumos para el desarrollo de modelos de cambio en la cobertura terrestre y generación de proyecciones de escenarios futuros (Torres-Rojo *et al.*, 2016; Mendoza-Ponce *et al.*, 2018), así como para el análisis de las emisiones de GEI producto de cambios en las clases de USyV (de Jong *et al.*, 2006, 2009 y 2010). Los mapas de USyV del INEGI están considerados como información de Interés Nacional en México (DOF, 2013). El uso de métodos de clasificación visual de clases de la vegetación y usos del suelo, se considera poco confiable porque la interpretación depende de cada individuo, aun cuando las evaluaciones muestran que la exactitud es comparable, o mejor, que con el uso de procesos automáticos de clasificación (Palacio-Prieto y Luna-González, 1994; Mas y Ramírez, 1996); de hecho, en el ámbito internacional existen

esquemas de clasificación funcionales, desarrollados por interpretación visual de imágenes satelitales y experiencia de los intérpretores (Di Gregorio y Latham, 2003; Feranec *et al.*, 2007). Adicionalmente a los mapas de USyV del INEGI, existe un mapa nacional asociado al Inventario Nacional Forestal (IFN) del 2000 (Palacio-Prieto *et al.*, 2000), sujeto a ejercicios de validación con datos de campo para estimar su exactitud y confiabilidad (Couturier y Mas, 2009; Mas *et al.*, 2009), a diferencia de los mapas de USyV del INEGI que sólo presentan información de la unidad mínima de mapeo (UMM) como único dato de incertidumbre (Couturier *et al.*, 2012), por lo que los usuarios de estos productos, a falta de más información, tienen que suponer que los errores de la clasificación son despreciables (Couturier y Mas, 2009).

Tasas de cambio de la vegetación

Las estimaciones de tasas de cambio en la vegetación de México, particularmente de bosque a no bosque, muestran una alta variabilidad (Velázquez, 2008; Mas *et al.*, 2009; Couturier *et al.*, 2012), ver Caja 1, que puede atribuirse a las diferentes escalas, sistemas de clasificación e insumos usados (Mas y Fernández, 2003). La evaluación de las tasas de cambio en la vegetación se ha realizado con el mapa del IFN y de las series del INEGI de USyV (Velázquez *et al.*, 2002; Mas y Fernández, 2003; Mas *et al.*, 2004; Couturier y Mas, 2009; Mas *et al.*, 2009; Velázquez *et al.*, 2010; Couturier *et al.*, 2012; Victoria-Hernández *et al.*, 2013; Rosete-Verges *et al.*, 2014); aun cuando el uso de mapas de USyV, sin evaluación de su incertidumbre, puede conducir a errores de estimación importantes en las tasas de cambio (Mas y Fernández, 2003; Mas *et al.*, 2004; Couturier y Mas, 2009; Mas *et al.*, 2009; Couturier *et al.*, 2012), por lo que se debe tener cuidado en la interpretación de los valores obtenidos.

Caja 1. Estimaciones de tasas de deforestación en México

La Figura C1.1. muestra diferentes estimaciones de tasas de deforestación en México, en función de diferentes insumos y metodologías.

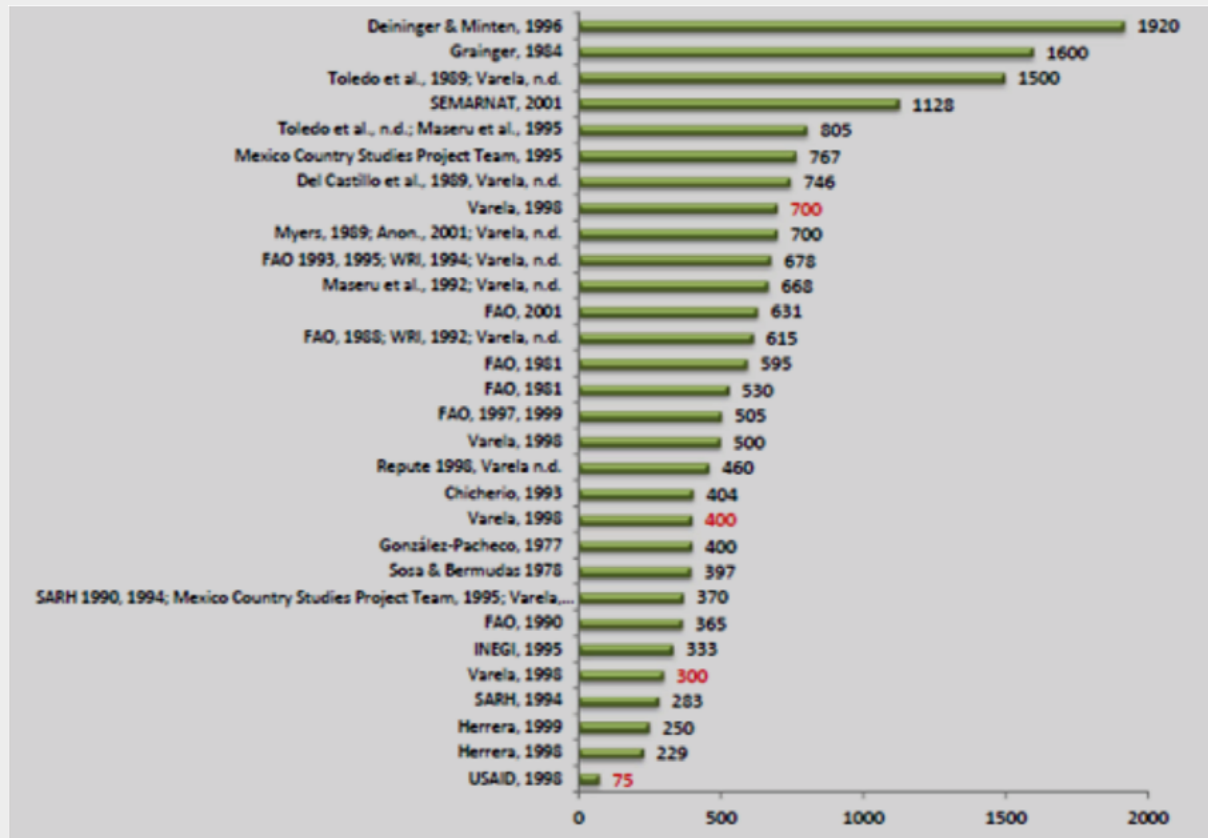


Figura C1.1. Estimaciones de tasas de deforestación (ha) en México.

Fuente: Análisis crítico de los estimados de tasa de deforestación para México. 2002 ARD-BIOFOR IQC Consortium y Grupo Darum (tomada de: C. Zermeño. 2012. Discusión de metodologías para el establecimiento de un protocolo de monitoreo de la deforestación. Gerencia de Inventario Forestal y Geomática. CONAFOR. Guadalajara, Jalisco, México – presentación en Power Point).

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Clases de uso del suelo y vegetación y sus agrupaciones

Para México, el INEGI cuenta con seis series de mapas vectoriales de USyV con diferentes años base: Serie 1, año 1985 (INEGI, 1985) – pero de acuerdo con Mas *et al.* (2012) el año base debería ser 1976, el cual es el promedio de los años de las fotografías aéreas usadas; Serie 2, año 1993 (INEGI, 2002); Serie 3, año 2002 (INEGI, 2005a); Serie 4, año 2007 (INEGI, 2010); Serie 5, año 2011 (INEGI, 2013) y Serie 6, año 2014 (INEGI, 2017a). Las series de mapas de USyV tienen asociadas guías para la interpretación de

los usos del suelo y vegetación: Serie 1 y 2 (INEGI, 2005b), Serie 3 (INEGI, 2009), Serie 4 (INEGI, 2012), Serie 5 (INEGI, 2014) y Serie 6 (INEGI, 2017b). El sistema de clasificación de vegetación del INEGI (1980) es la fuente de las clases establecidas en los mapas de USyV. El INEGI define tipos de información para los grupos de vegetación, agroecosistemas u otros rasgos: Información Ecológica, Florística y Fisonómica (bosque de coníferas, bosque de encino, bosque mesófilo de montaña, selva perennifolia, selva subcaducifolia, selva caducifolia, selva espinosa, pastizal, matorral xerófilo, vegetación hidrófila, otros tipos de vegetación y vegetación inducida) con 58 tipos de vegetación; seis clase de Información Agrícola, Pecuaria y Forestal (agroecosistemas) y seis clases de



Información Complementaria (otros rasgos). El total de clases de uso del suelo y vegetación es de 70, con 15 agrupaciones de clases.

En el Cuadro 1 se muestran las clases de los mapas de USyV, junto con los intervalos de alturas de las clases de vegetación y el tipo de sucesión aplicable a las clases. El INEGI define las clases de vegetación en dos categorías: primaria y secundaria. La vegetación primaria es aquella que no ha sufrido perturbaciones y se encuentra en su condición original. La vegetación secundaria se refiere a la vegetación que ha sufrido perturbaciones, antrópicas o naturales, por lo que su estructura o composición ha experimentado cambios. En el concepto de sucesión vegetal, el INEGI define tres etapas: vegetación herbácea (letra h), vegetación arbustiva (letra a) y vegetación arbórea (letra A). Las letras que describen el estado de la sucesión se asocian al término Vegetación Secundaria o VS (*i.e.* VSA, VSa, VSh). El Programa Mexicano del Carbono (PMC) generó, también, mapas de USyV (PMC, 2016 y 2017a y b; Paz *et al.*, 2018): Serie 2.5 (año base 1999), Serie 6 (año base 2014) y Serie 6.5 (año base 2016);

además de corregir los errores de georeferenciación de la Serie 2 del INEGI. La generación de las series del PMC siguieron los procedimientos del INEGI (mismas clases de USyV) en su generación (PMC, 2016 y 2017a y b; Paz *et al.*, 2018), de tal manera que éstas son interoperables y llenan vacíos temporales de las series del INEGI, además de haber sido actualizadas hasta el 2016. Tomando en cuenta la aparente complejidad del sistema de clasificación de USyV de INEGI, se han propuesto otros esquemas de agrupación de clases en los análisis de los mapas de USyV (Couturier y Mas, 2009; Couturier *et al.*, 2012; Gebhardt *et al.*, 2014 y 2015) y para su desarrollo (Palacio-Prieto *et al.*, 2000), los cuales agrupan las clases del INEGI para producir nuevas clases, simplificando los análisis y clasificaciones, con la consiguiente pérdida de resolución asociada a los tipos de vegetación y usos del suelo originales. Para evitar lo anterior, los análisis siguientes se basan en las clases originales del INEGI y las agrupaciones discutidas en el Cuadro 1 (grupos de vegetación y categorías FAO-FRA (2010).

Cuadro 1. Tipos de vegetación y clases de uso del suelo del INEGI y sus agrupaciones, incluidas las categorías de FAO FRA 2010, con sus características.

Grupos de Vegetación / Agroecosistemas / Otros	Tipo de Vegetación / Clases de Uso del Suelo	Categorías FAO FRA 2010	Intervalo de Alturas (m)	Clave	Sucesión		
					A	a	h
Bosque de Coníferas	Bosque de Ayarín	Bosques	15-40	BS	1	1	1
	Bosque de Cedro	Bosques	15-35	BB	1	1	1
	Bosque de Oyamel	Bosques	15-30	BA	1	1	1
	Bosque de Pino	Bosques	15-30	BP	1	1	1
	Bosque de Pino-Encino	Bosques	8-35	BPQ	1	1	1
	Bosque de Táscate	Bosques	8-15	BJ	1	1	1
Bosque de Encino	Matorral de Coníferas	Otras tierras boscosas	1-5	MJ	0	1	1
	Bosque de Encino	Bosques	4-30	BQ	1	1	1
Bosque Mesófilo de Montaña	Bosque de Encino-Pino	Bosques	8-35	BQP	1	1	1
	Bosque Mesófilo de Montaña	Bosques	10-25	BM	1	1	1

Cuadro 1. Tipos de vegetación y clases de uso del suelo del INEGI y sus agrupaciones, incluidas las categorías de FAO FRA 2010, con sus características. (Continuación).

Grupos de Vegetación / Agroecosistemas / Otros	Tipo de Vegetación / Clases de Uso del Suelo	Categorías FAO FRA 2010	Intervalo de Alturas (m)	Clave	Sucesión		
					A	a	h
Selva Perennifolia	Selva Alta Perennifolia	Bosques	> 30	SAP	1	1	1
	Selva Alta Subperennifolia	Bosques	> 30	SAQ	1	1	1
	Selva Mediana Perennifolia	Bosques	20-30	SMP	1	1	1
	Selva Mediana Subperennifolia	Bosques	25-30	SMQ	1	1	1
	Selva Baja Perennifolia	Bosques	4-15	SBP	1	1	1
	Selva Baja Subperennifolia	Bosques	4-15	SBPQ	1	1	1
Selva Subcaducifolia	Selva Mediana Subcaducifolia	Bosques	15-30	SMS	1	1	1
	Selva Baja Subcaducifolia	Bosques	4-15	SBS	1	1	1
Selva Caducifolia	Selva Mediana Caducifolia	Bosques	15-20	SMC	1	1	1
	Selva Baja Caducifolia	Bosques	4-15	SBC	1	1	1
	Matorral Subtropical	Bosques	2-4	MST	1	1	1
Selva Espinosa	Selva Baja Espinosa Caducifolia	Bosques	8-10	SBK	1	1	1
	Selva Baja Espinosa Subperennifolia	Bosques	5-11	SBQ	1	1	1
	Mezquital Tropical	Bosques	5-10	MKE	1	1	1
Pastizal	Pastizal Natural	Otras tierras	0.2-0.7	PN	0	1	1
	Pastizal Halófilo	Otras tierras	0.4-0.7	PH	0	1	1
	Pastizal Gipsófilo	Otras tierras		PY	0	1	1
	Pradera de Alta Montaña	Otras tierras	< 1	VW	0	1	1
	Sabana	Otras tierras	3-6 (arbóreo)	VS	1	1	1

**Cuadro 1. Tipos de vegetación y clases de uso del suelo del INEGI y sus agrupaciones, incluidas las categorías de FAO FRA 2010, con sus características. (Continuación).**

Grupos de Vegetación / Agroecosistemas / Otros	Tipo de Vegetación / Clases de Uso del Suelo	Categorías FAO FRA 2010	Intervalo de Alturas (m)	Clave	Sucesión		
					A	a	h
Matorral Xerófilo	Vegetación de Desiertos Arenosos	Otras tierras		VD	0	1	1
	Vegetación Gipsófila	Otras tierras		VY	0	1	1
	Vegetación Halófila	Otras tierras		VH	0	1	1
	Matorral Desértico Micrófilo	Otras tierras	0.5-1.5	MDM	0	1	1
	Matorral Desértico Rosetófilo	Otras tierras	0.5-0.7	MDR	0	1	1
	Matorral Crasicaule	Otras tierras	2-4	MC	1	1	1
	Matorral Sarcocaula	Otras tierras boscosas		MSC	0	1	1
	Matorral Sarcocrasicaule	Otras tierras boscosas		MSCC	0	1	1
	Matorral Sarcocrasicaule de Neblina	Otras tierras boscosas		MSN	0	1	1
	Matorral Rosetófilo Costero	Otras tierras	0.2-0.4	MRC	0	1	1
	Matorral Espinoso Tamaulipeco	Otras tierras boscosas	1.5-2	MET	1	1	1
	Matorral Submontano	Otras tierras boscosas	2.5-5	MSM	1	1	1
	Chaparral	Otras tierras boscosas	1-4	ML	0	1	1
	Mezquital	Otras tierras boscosas		MKX	0	1	1

Cuadro 1. Tipos de vegetación y clases de uso del suelo del INEGI y sus agrupaciones, incluidas las categorías de FAO FRA 2010, con sus características. (Continuación).

Grupos de Vegetación / Agroecosistemas / Otros	Tipo de Vegetación / Clases de Uso del Suelo	Categorías FAO FRA 2010	Intervalo de Alturas (m)	Clave	Sucesión		
					A	a	h
Vegetación Hidrófila	Selva de Galería	Bosques	7	SG	1	1	1
	Bosque de Galería	Bosques	4-30	BG	1	1	1
	Vegetación de Galería	Otras tierras	1-2	VG	0	1	1
	Manglar	Bosques	1-30	VM	1	1	1
	Popal	Otras tierras	1-2	VA	0	0	0
	Tular	Otras tierras	0.8-2.5	VT	0	0	0
	Vegetación de Petén	Bosques	8-12	VPT	1	1	1
	Vegetación Halófila-Hidrófila	Otras tierras		VHH	0	1	1
Otros Tipos de Vegetación	Mezquital	Bosques	5-20	MK	1	1	1
	Vegetación de Dunas Costeras	Otras tierras		VU	0	1	1
	Palmar Natural	Bosques	5-30	VP	1	1	1
Vegetación Inducida	Pastizal Inducido	Otras tierras		PI	0	0	0
	Sabanoide	Otras tierras		VSI	0	0	0
	Palmar Inducido	Otras tierras		VPI	0	0	0
	Bosque Inducido	Bosques		BI	0	0	0
Agroecosistemas	Acuícola	Otras tierras		ACUI	0	0	0
	Agricultura de Humedad	Otras tierras		HA	0	0	0
	Agricultura de Riego	Otras tierras		RA	0	0	0
	Agricultura de Temporal	Otras tierras		TA	0	0	0
	Bosque Cultivado	Bosques		BC	0	0	0
	Pastizal Cultivado	Otras tierras		PC	0	0	0



Cuadro 1. Tipos de vegetación y clases de uso del suelo del INEGI y sus agrupaciones, incluidas las categorías de FAO FRA 2010, con sus características. (Continuación).

Grupos de Vegetación / Agroecosistemas / Otros	Tipo de Vegetación / Clases de Uso del Suelo	Categorías FAO FRA 2010	Intervalo de Alturas (m)	Clave	Sucesión		
					A	a	h
Otros Rasgos	Desprovisto de vegetación	Otras tierras		ADV	0	0	0
	Asentamientos Humanos	Otras tierras		AH	0	0	0
	Cuerpos de Agua	Agua		H2O	0	0	0
	País Extranjero	Otras tierras		P/E	0	0	0
	Zona Urbana	Otras tierras		ZU	0	0	0
	Sin Vegetación Aparente	Otras tierras		DV	0	0	0

En Sucesión, A=arbóreo, a=arbustivo y h=herbáceo; con 0 si aplica y 1 cuando aplica.

Con relación a las alturas de la vegetación, el INEGI utiliza los términos que se definen en el Cuadro 2. El tipo de vegetación bosque/selva se refiere a vegetación

arbórea con un mínimo de 4 m de altura y una cobertura aérea del 10% o mayor, donde el mínimo define si la clase es vegetación o no (ver Cuadro 1).

Cuadro 2. Alturas de las clases de vegetación del INEGI, 2010.

Tipo vegetación	Término	Altura (m)
Arbóreo	Alto	> 30
	Mediano	15 < Altura ≤ 30
	Bajo	4 < Altura ≤ 15
Arbustivo	Ninguno	≤ 4
Herbáceo	Ninguno	≤ 2

Las superficies mínimas nominales de los polígonos de USyV son según INEGI (2013): tipo de agricultura (25 ha), tipo de vegetación (50 ha) y otros rasgos (100 ha). No obstante, Paz *et al.* (2018) presentaron las estadísticas de las dimensiones de los polígonos de las series, donde se muestra que la unidad

mínima de muestreo es menor a la declarada, además de que las superficies promedio de los polígonos son generalmente del orden de los cientos de hectáreas.

La Figura 1 muestra el caso de un mapa de USyV generado por el INEGI para la Serie 3 (año base 1993).



Figura 1. Mapa de uso del suelo y vegetación para la Serie III del INEGI.

Las categorías usadas por México para el Forest Resources Assessment (FRA) 2010 de FAO, que empleó la CONAFOR (2010) para reportar el estado de los recursos forestales, se mostraron en el Cuadro 1. El Informe FAO FRA 2010 de México consideró las clases definidas para la Cuarta Comunicación de México ante la CMNUCC (de Jong *et al.*, 2009), para armonizarlas con la evaluación de los recursos forestales, siendo la primera vez que México reportó las cantidades de carbono en los ecosistemas terrestres

en forma interoperable con sus compromisos ante la CMNUCC.

La Figura 2, año base 2007 (Serie 4 del INEGI), muestra el mapa de las categorías de FAO FRA 2010. Las categorías se generaron a partir de los tipos de vegetación y clases de uso del suelo de la clasificación del INEGI (Cuadro 1). En el caso de las categorías de FAO FRA 2010 de México, los estados de la sucesión no se consideraron.

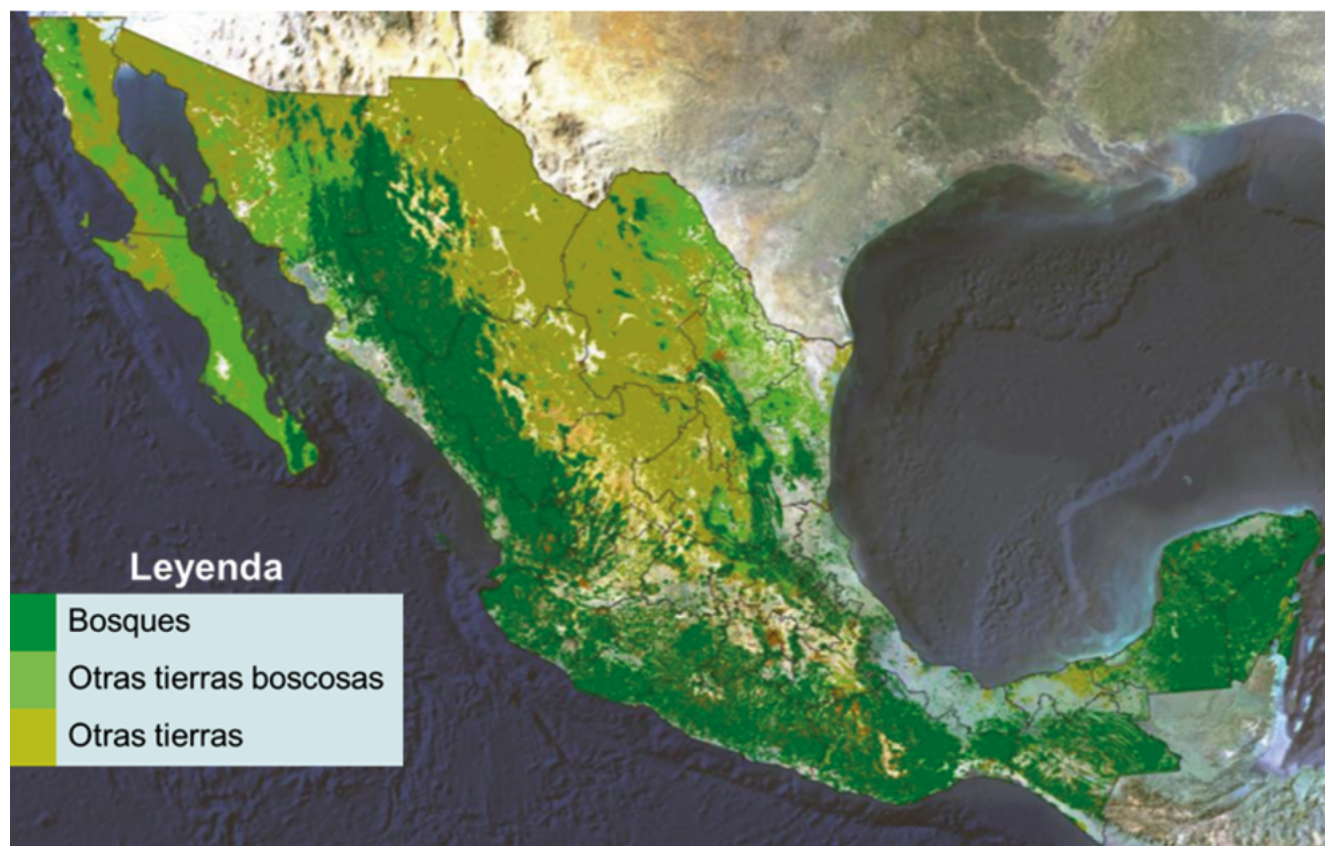


Figura 2. Categorías de FAO FRA 2010 para México, año base 2007.

Escalas de análisis y toma de decisiones

Las series de USyV, cuando se usan a escala local (proyectos), tienen limitaciones importantes ya que no representan los procesos a este nivel de desagregación. Los niveles de información estadística geográfica disponibles para México son diferentes, por lo que el proceso de pasar de la escala local a la nacional tiene

altos niveles de incertidumbre al mapear actividades locales en relación con las clases del INEGI (Paz, 2015). El paso de la escala nacional a la local no es viable usando mapas 1:250 000., ya que no reflejan las actividades locales.

La escala 1:250 000 usada para crear las series tiene el problema de generar grandes polígonos de clases de USyV no representativas de la escala local, ver Caja 2.

Caja 2. El problema de escala en los mapas de USyV

La Figura C2.1. muestra un ejemplo de usar diferentes escalas para mapear categorías de USyV en la Reserva de la Biosfera El Ocote, Chiapas, siguiendo los procedimientos de generación de mapas de Paz *et al.* (2012b).

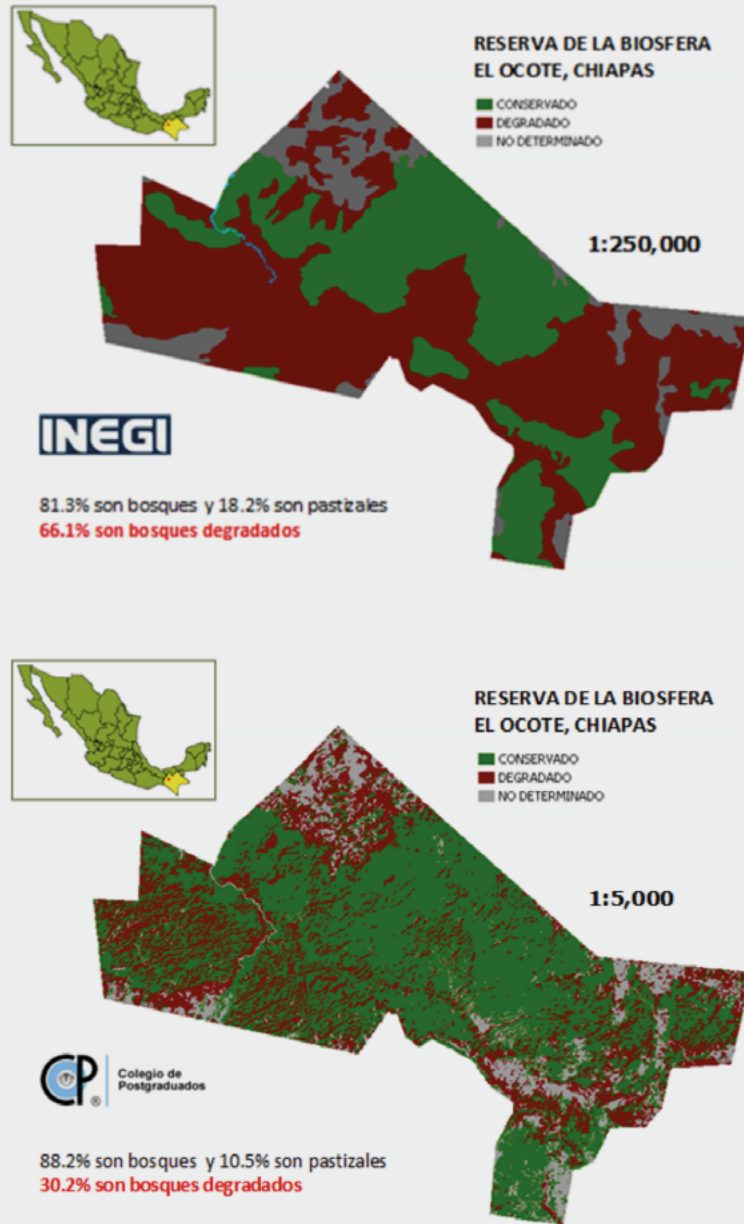


Figura C2.1 Diferencias de generación de categorías de USyV usando escalas distintas.

Para usar los mapas de USyV en la generación de escenarios de emisiones GEI (Covaleda *et al.*, 2016, 2017 y 2018), éstos deben representar razonablemente las actividades a escala local, particularmente en esquemas de Reducción Emisiones de Todos los Usos del Suelo o RETUS (Paz, 2012; Paz *et al.*, 2012a) (ver

Caja 3). La escala municipal (AGEM) representa el nivel más desagregado de información nacional disponible en México a nivel de estadísticas, por lo que puede usarse como base en la generación de modelos para creación de escenarios asociados a prácticas de intervención vía políticas públicas en México (Casiano y Paz, 2017).

Caja 3. Integración de escalas

La Figura C3.1 muestra un ejemplo de integración de escalas desde lo general a lo local, en forma armonizada, para establecer relaciones asociadas a las actividades locales y la toma de decisiones a nivel agregado.

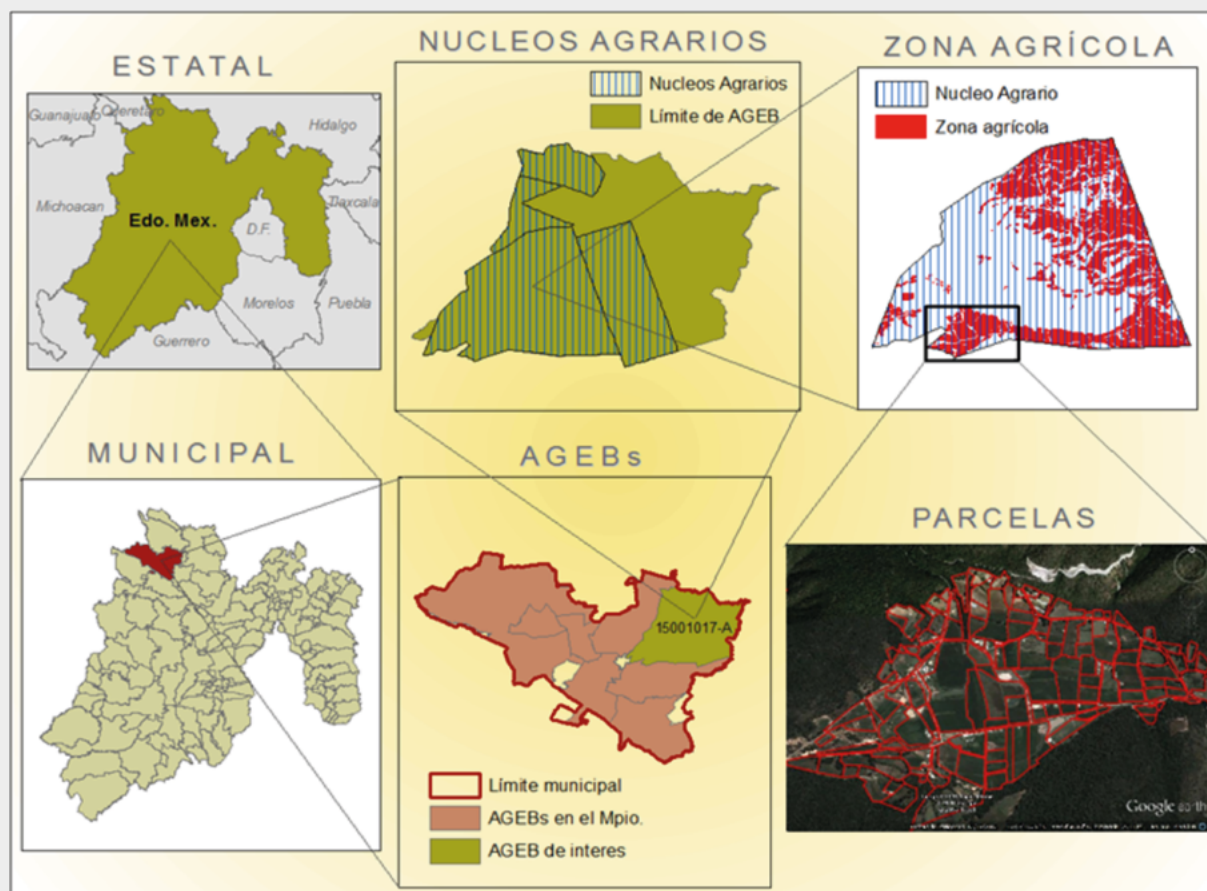


Figura C3.1 Integración de escalas entre actividades locales y toma de decisiones a escala agregada.

Imputación de almacenes de carbono a polígonos de USyV

Cuando se usan los mapas de USyV como base, es común asociar a los polígonos datos de almacenes de carbono para realizar inventarios nacionales de GEI (de Jong et al., 2006, 2009 y 2010). La imputación de carbono a los polígonos se realiza, generalmente,

mediante criterios de cercanía de las muestras de carbono, cuando no existe datos en un polígono, para una clase de USyV (i.e. Wilson *et al.*, 2013).

La Figura 3 muestra un ejemplo de generación de un mapa de carbono orgánico total (biomasa aérea + biomasa subterránea + suelo a 30 cm de profundidad) para la Serie 3 (año base 1993) del INEGI.

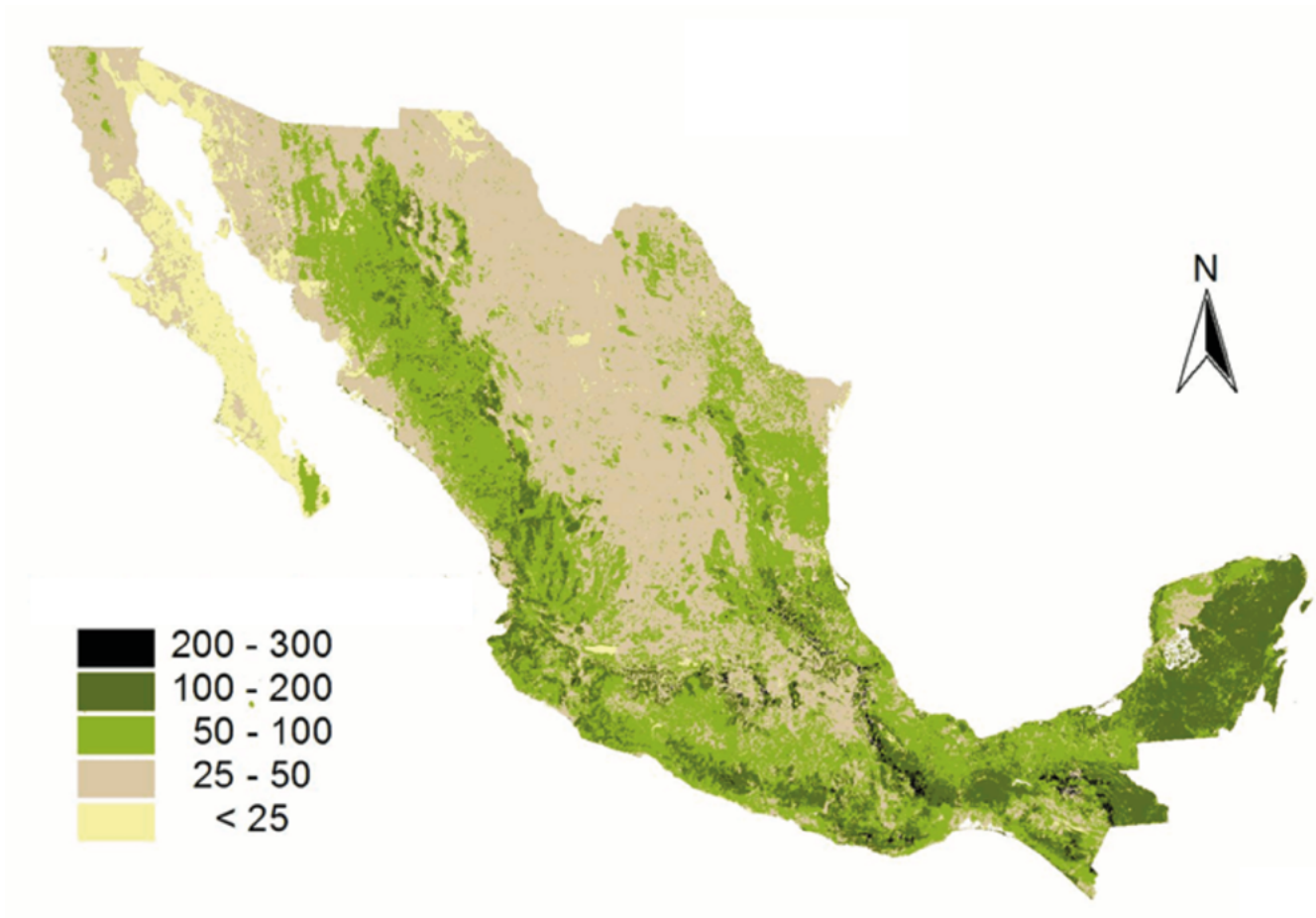


Figura 3. Mapa nacional de carbono orgánico total (Mg C ha⁻¹) para el año base 1993.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Para analizar la dinámica de los usos del suelo y vegetación a escala de país, se utilizaron los mapas de USyV vectoriales documentados en Paz *et al.* (2018), los cuales están disponibles para el público en general.

Dinámica de las superficies por tipos de uso del suelo y vegetación

El Cuadro 3 muestra las superficies totales (sucesión primaria y secundaria, cuando aplica) por tipos de vegetación y clases de uso del suelo, de acuerdo con el Cuadro 1. En el Cuadro 4 se muestra únicamente el caso de sucesión primaria y el Cuadro 5 la sucesión secundaria. Las superficies forman una serie temporal (1993, 1999, 2002, 2007, 2011, 2014

y 2016) suficiente para analizar patrones en forma armonizada e interoperable (mismas metodologías); aunque permanece el problema de uso de insumos diferentes en las series (Paz *et al.*, 2018).



Cuadro 3. Superficies totales (ha) asociadas a tipos de vegetación y clases de uso del suelo.

Grupo de vegetación / Agroecosistemas / Otros rasgos	Tipo de vegetación / Clases de uso del suelo	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Bosque de coníferas	Bosque de ayarín	40 164	39 019	40 017	39 960	40 039	40 039	40 039
	Bosque de cedro	2096	1955	2144	1980	2280	2280	2277
	Bosque de oyamel	147 743	146 660	142 221	149 044	149 458	149 464	149 490
	Bosque de pino	7 525 893	7 464 455	7 445 705	7 595 392	7 595 422	7 533 557	7 533 654
	Bosque de pino-encino	8 917 259	8 846 541	8 792 086	8 600 069	8 621 540	8 686 755	8 686 440
Bosque de encino	Bosque de táscate	324 693	322 989	332 055	332 829	336 544	336 544	336 535
	Matorral de coníferas	911	1021	975	911	0	0	0
	Bosque de encino	11 386 668	11 351 954	11 219 529	11 212 655	11 165 942	11 162 777	11 192 436
Bosque mesófilo de montaña	Bosque de encino - pino	4 318 454	4 333 098	4 301 111	4 305 810	4 298 253	4 292 138	4 291 555
	Bosque mesófilo de montaña	1 804 513	1 806 449	1 815 009	1 829 819	1 841 736	1 841 736	1 841 685
Selva perennifolia	Selva alta perennifolia	3 771 388	3 644 471	3 384 929	3 262 067	3 206 489	3 206 483	3 206 031
	Selva alta subperennifolia	174 530	158 027	159 233	164 209	165 782	165 776	165 721
	Selva mediana perennifolia	1095	1044	636	636	636	635	636
Selva baja subperennifolia	Selva mediana subperennifolia	5 780 419	5 602 084	5 743 766	5 576 173	5 536 243	5 536 238	5 536 523
	Selva baja perennifolia	56 241	56 688	46 787	42 809	41 738	41 738	41 730
	Selva baja subperennifolia	0	11 509	11 457	0	99 747	99 747	99 793

Cuadro 3. Superficies totales (ha) asociadas a tipos de vegetación y clases de uso del suelo. (Continuación).

Grupo de vegetación / Agroecosistemas / Otros rasgos	Tipo de vegetación / Clases de uso del suelo	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Selva subcaducifolia	Selva mediana subcaducifolia	4 597 825	4 520 725	4 635 281	4 325 923	4 172 780	4 172 780	4 173 647
	Selva baja subcaducifolia	71 207	73 293	70 682	68 372	49 962	49 962	49 964
Selva caducifolia	Selva mediana caducifolia	1 108 247	1 097 681	1 099 066	1 050 602	1 055 367	1 055 367	1 055 882
	Selva baja caducifolia	15 445 442	15 314 835	14 476 442	14 308 545	14 176 980	14 180 811	14 164 056
Selva espinosa	Matorral subtropical	1 338 984	1 345 583	1 333 548	1 315 146	1 288 210	1 288 210	1 288 849
	Selva baja espinosa	704 138	691 649	748 955	701 071	639 846	639 846	639 605
Vegetación hidrófila	Selva baja subperennifolia	1 081 529	1 021 627	1 022 831	1 097 357	1 086 809	1 086 819	1 086 715
	Mezquital (MKE)	81 247	105 041	165 762	165 262	147 616	147 616	147 583
	Selva de galería	2743	4219	4938	4384	5386	5386	5397
	Bosque de galería	24 394	23 466	20 709	22 313	22 684	22 684	22 657
	Petén	44 673	43 791	45 003	45 392	60 801	60 801	60 713
Otros tipos de vegetación	Manglar	895 972	884 664	904 238	926 619	920 895	920 901	920 589
	Vegetación de galería	175 748	174 696	137 518	150 270	149 437	149 517	150 007
Otros tipos de vegetación	Vegetación halófila hidrófila	468 144	468 320	396 031	376 501	362 463	362 463	362 745
	Popal	159 098	123 142	131 652	130 545	141 904	141 904	141 941
	Tular	897 602	932 024	935 539	912 559	918 524	918 522	918 541
	Mezquital (MK)	386 747	300 211	301 940	306 017	287 077	287 077	287 052
	Palmar natural	12 059	16 744	12 964	18 279	18 441	18 441	18 429
	Vegetación de dunas costeras	153 070	148 662	143 692	142 423	140 055	140 055	139 491



Cuadro 3. Superficies totales (ha) asociadas a tipos de vegetación y clases de uso del suelo. (Continuación).

Grupo de vegetación / Agroecosistemas / Otros rasgos	Tipo de vegetación / Clases de uso del suelo	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Matorral xerófilo	Chaparral	2 134 647	2 132 467	2 090 838	2 076 349	2 079 556	2 079 556	2 079 584
	Matorral crasicaule	1 589 121	1 580 931	1 556 717	1 543 598	1 516 322	1 516 321	1 516 123
	Matorral desértico micrófilo	21 968 724	21 937 352	21 520 505	21 215 639	21 176 977	21 175 077	21 172 246
	Matorral desértico rosetófilo	10 652 635	10 649 965	10 557 915	10 666 722	10 665 150	10 667 055	10 668 401
	Matorral espinoso tamaulipeco	3 461 493	3 446 117	3 413 458	3 399 608	3 306 098	3 306 098	3 305 401
	Matorral rosetófilo costero	444 956	445 730	430 516	427 861	427 447	427 447	427 519
	Matorral sarcocaula	5 272 179	5 271 247	5 157 355	5 132 183	5 100 578	5 099 946	5 099 828
	Matorral sarcocasicaula	2 283 417	2 285 167	2 232 965	2 225 388	2 213 060	2 213 060	2 212 998
	Matorral sarcocasicaula de neblina	580 224	581 365	567 926	565 420	565 043	565 043	565 065
	Matorral submontano	2 818 744	2 809 764	2 826 659	2 759 824	2 701 983	2 701 983	2 701 974
	Mezquital (MKX)	2 618 318	2 593 439	2 471 343	2 402 383	2 334 687	2 334 687	2 334 735
	Vegetación de desiertos arenosos	2 172 393	2 172 259	2 166 070	2 156 532	2 151 735	2 151 735	2 151 791
	Vegetación gipsófila	46 407	46 400	46 036	17 636	47 570	47 570	47 525
	Vegetación halófila	2 655 798	2 650 966	2 562 148	2 522 285	2 560 363	2 560 364	2 561 640

Cuadro 3. Superficies totales (ha) asociadas a tipos de vegetación y clases de uso del suelo. (Continuación).

Grupo de vegetación / Agroecosistemas / Otros rasgos	Tipo de vegetación / Clases de uso del suelo	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Pastizal	Pastizal Gipsófilo	42 156	42 045	45 309	41 428	40 559	40 559	40 562
	Pastizal Halófilo	1 922 149	1 929 561	1 973 865	1 838 031	1 839 340	1 839 340	1 839 215
	Pastizal natural	10 412 052	10 398 514	10 295 610	9 876 360	9 773 674	9 774 091	9 772 541
Vegetación inducida	Pradera de alta montaña	17 050	16 753	16 577	16 699	16 505	16 505	16 419
	Sabana	293 608	248 171	207 651	191 169	157 653	157 653	157 651
	Bosque inducido	272	226	4782	4504	4717	4717	4721
	Palmar inducido	112 073	104 890	105 255	95 769	96 352	96 358	96 340
	Pastizal inducido	6 210 714	6 277 907	6 334 103	6 050 680	6 003 391	6 013 058	6 013 241
Agroecosistemas	Sabanoide	170 963	169 395	144 107	129 450	151 968	151 968	151 951
	Acuícola	117	642	67 756	91 706	106 073	106 073	106 018
	Agricultura de humedad	229 933	229 739	226 395	204 770	206 422	206 422	206 422
Agricultura de riego	Agricultura de riego	8 509 544	8 722 080	9 244 252	9 839 954	10 042 032	10 056 108	10 042 188
	Agricultura de temporal	20 353 474	20 611 856	21 358 609	22 145 228	22 344 794	22 322 180	22 323 627
	Bosque cultivado	24 779	28 279	32 033	37 232	59 546	59 546	59 481
	Pastizal cultivado	11 352 766	11 733 842	12 418 294	12 834 686	12 944 425	12 944 328	12 944 534

Cuadro 3. Superficies totales (ha) asociadas a tipos de vegetación y clases de uso del suelo. (Continuación).

Grupo de vegetación / Agroecosistemas / Otros rasgos	Tipo de vegetación / Clases de uso del suelo	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Otros rasgos	Desprovisto de vegetación	5877	8667	14 752	20 704	38 408	38 408	38 262
	Asentamientos humanos	0	41 882	150 559	473 249	659 925	660 068	661 086
	Cuerpos de agua	2 639 070	2 652 484	2 618 005	2 675 861	2 735 618	2 736 123	2 737 182
	Otros	10 388	10 407	9013	9559	9280	9280	9515
	Zona urbana	1 108 509	1 105 481	1 107 096	1 119 220	1 179 231	1 179 772	1 179 780
	Sin vegetación aparente	913 716	908 306	914 105	938 536	930 642	930 642	929 948

Cuadro 4. Superficies de sucesión primaria (ha) asociadas a tipos de vegetación.

Grupo de vegetación	Tipo de vegetación	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Bosque de coníferas	Bosque de ayarín	26 443	25 466	26 396	26 336	24 184	24 184	24 184
	Bosque de cedro	2096	1955	2144	1896	1895	1895	1896
	Bosque de oyamel	138 105	137 082	125 322	124 513	124 323	124 329	124 333
	Bosque de pino	5 758 639	5 658 596	5 219 474	5 112 051	5 130 625	5 004 098	5 004 166
	Bosque de pino-encino	6 668 749	6 556 319	5 737 345	5 306 906	5 339 030	5 382 373	5 382 182
	Bosque de táscate	161 684	160 485	158 675	145 912	147 484	147 484	147 443
	Matorral de coníferas	648	697	649	649	0	0	0
Bosque de encino	Bosque de encino	7 674 774	7 609 302	6 880 408	6 620 438	6 600 106	6 598 155	6 627 927
Bosque mesófilo de montaña	Bosque de encino - pino	3 272 532	3 278 815	3 048 512	2 974 998	2 971 356	2 971 674	2 971 217
	Bosque mesófilo de montaña	1 003 680	922 007	869 375	847 510	847 767	847 767	847 746

Cuadro 4. Superficies de sucesión primaria (ha) asociadas a tipos de vegetación. (Continuación).

Grupo de vegetación	Tipo de vegetación	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Selva perennifolia	Selva alta perennifolia	1 728 724	1 574 601	1 418 100	1 340 383	1 321 042	1 321 042	1 321 032
	Selva alta subperennifolia	62 038	60 596	60 825	58 709	57 541	57 541	57 544
	Selva mediana perennifolia	285	285	285	285	285	285	285
	Selva mediana subperennifolia	1 703 549	1 562 621	1 593 844	1 504 634	1 404 781	1 404 775	1 404 842
	Selva baja perennifolia	55 713	56 160	42 411	37 831	36 711	36 711	36 704
	Selva baja subperennifolia	0	0	0	0	83 296	83 296	83 337
Selva subcaducifolia	Selva mediana subcaducifolia	533 983	533 781	408 651	417 050	394 537	394 537	394 554
	Selva baja subcaducifolia	48 210	45 854	40 682	45 883	28 278	28 278	28 287
Selva caducifolia	Selva mediana caducifolia	142 777	143 270	138 158	137 641	135 729	135 730	135 830
	Selva baja caducifolia	6 954 092	6 936 168	6 641 516	6 249 364	6 234 496	6 237 548	6 217 508
Selva espinosa	Matorral subtropical	983 429	989 114	996 598	990 849	977 591	977 591	978 048
	Selva baja espinosa	220 360	218 056	243 585	226 353	207 137	207 137	207 132
	Selva baja subperennifolia	484 223	437 322	438 368	438 417	442 800	442 810	442 785
	Mezquital (MKE)	63 281	87 228	139 950	138 629	124 282	124 282	124 254
Vegetación hidrófila	Selva de galería	1 0649	3 070	3784	3302	4304	4304	4315
	Bosque de galería	24 156	23 203	20 099	19 739	20 057	20 057	20 031
	Petén	41 866	39 777	40 967	41 356	56 595	56 595	56 507
	Manglar	886 502	861 993	840 151	836 401	831 404	831 405	831 098
	Vegetación de galería	175 748	174 696	137 518	149 978	149 145	149 225	149 715
	Vegetación halófila hidrófila	467 803	467 979	395 715	376 159	362 122	362 122	362 404
	Popal	159 098	123 142	131 652	130 545	141 904	141 904	141 941
	Tular	897 602	932 024	935 539	912 559	918 524	918 522	918 541

Cuadro 4. Superficies de sucesión primaria (ha) asociadas a tipos de vegetación. (Continuación).

Grupo de vegetación	Tipo de vegetación	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Otros tipos de vegetación	Mezquital (MK)	333 105	245 963	244 909	245 902	232 698	232 698	232 693
	Palmar natural	11 216	15 903	11 403	17 438	17 600	17 600	17 588
	Vegetación de dunas costeras	153 070	148 662	143 692	142 423	140 055	140 055	139 491
Matorral xerófilo	Chaparral	1 862 625	1 863 063	2 053 885	1 791 216	2 036 535	2 036 534	2 036 562
	Matorral crasicaule	1 184 441	1 174 529	1 205 392	1 176 753	1 139 723	1 139 722	1 139 547
	Matorral desértico micrófilo	19 980 165	19 948 707	19 541 573	19 088 733	18 959 492	18 957 592	18 953 185
	Matorral desértico rosetófilo	10 330 991	10 331 346	10 213 386	10 322 382	10 318 175	10 318 724	10 314 649
	Matorral espinoso tamaulipeco	2 595 644	2 576 638	2 557 111	2 530 369	2 467 061	2 467 061	2 466 092
	Matorral rosetófilo costero	419 903	420 963	408 133	405 401	405 248	405 248	405 314
	Matorral sarcocaula	5 129 632	5 130 472	5 059 241	5 038 206	5 012 461	5 011 829	5 011 707
	Matorral sarcocaula	2 258 671	2 260 609	2 212 601	2 205 696	2 195 858	2 195 858	2 195 804
	Matorral sarcocaula de neblina	577 711	578 878	565 525	561 271	560 894	560 894	560 921
	Matorral submontano	2 373 646	2 372 178	2 389 495	2 350 706	2 300 279	2 300 279	2 300 215
Pastizal	Mezquital (MKX)	2 253 233	2 231 749	2 130 661	2 057 360	2 020 832	2 020 831	2 020 524
	Vegetación de desiertos arenosos	2 171 070	2 170 874	2 164 613	2 153 970	2 149 330	2 149 330	2 149 387
	Vegetación gipsófila	46 407	46 400	46 036	17 636	47 570	47 570	47 525
	Vegetación halófila	2 494 108	2 490 254	2 374 883	2 352 860	2 316 021	2 316 022	2 317 313
	Pastizal Gipsófilo	40 657	40 546	45 221	41 340	38 464	38 464	38 466
	Pastizal Halófilo	1 797 978	1 804 250	1 824 920	1 705 116	1 687 179	1 687 179	1 686 995
	Pastizal natural	6 368 460	6 357 664	6 323 465	6 103 897	6 042 607	6 043 025	6 041 854
	Pradera de alta montaña	17 050	16 753	16 577	16 699	16 505	16 505	16 419
	Sabana	293 608	248 171	207 651	191 169	157 653	157 653	157 651

Cuadro 5. Superficies de sucesión secundaria (ha) asociadas a tipos de vegetación.

Grupo de vegetación	Tipo de vegetación	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Bosque de coníferas	Bosque de ayarín	13 721	13 554	13 621	13 623	15 855	15 855	15 855
	Bosque de cedro	0	0	0	84	385	385	381
Bosque de oyamel	Bosque de oyamel	9638	9578	16 899	24 531	25 135	25 135	25 157
	Bosque de pino	1 767 254	1 805 858	2 226 231	2 483 342	2 464 796	2 529 459	2 529 488
Bosque de pino-encino	Bosque de pino-encino	2 248 510	2 290 222	3 054 741	3 293 163	3 282 509	3 304 382	3 304 259
	Bosque de táscate	163 009	162 504	173 381	186 917	189 060	189 060	189 091
Bosque de encino	Matorral de coníferas	264	324	326	262	0	0	0
	Bosque de encino	3 711 894	3 742 652	4 339 120	4 592 217	4 565 836	4 564 623	4 564 510
Bosque de encino	Bosque de encino - pino	1 045 921	1 054 283	1 252 600	1 330 812	1 326 896	1 320 464	1 320 338
Bosque mesófilo de montaña	Bosque mesófilo de montaña	800 833	884 442	945 635	982 308	993 968	993 968	993 938
	Selva alta perennifolia	2 042 665	2 069 870	1 966 829	1 921 684	1 885 447	1 885 441	1 884 999
Selva alta subperennifolia	Selva alta subperennifolia	112 492	97 431	98 408	105 500	108 241	108 235	108 176
	Selva mediana perennifolia	811	760	351	351	351	350	351
Selva mediana subperennifolia	Selva mediana subperennifolia	4 076 870	4 039 463	4 149 922	4 071 539	4 131 463	4 131 463	4 131 681
	Selva baja perennifolia	529	529	4376	4978	5027	5027	5026
Selva baja subperennifolia	Selva baja subperennifolia	0	11 509	11 457	0	16 451	16 451	16 457



Cuadro 5. Superficies de sucesión secundaria (ha) asociadas a tipos de vegetación. (Continuación).

Grupo de vegetación	Tipo de vegetación	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Selva subcaducifolia	Selva mediana subcaducifolia	4 063 842	3 986 944	4 226 630	3 908 873	3 778 243	3 778 243	3 779 093
	Selva baja subcaducifolia	22 997	27 439	30 001	22 489	21 684	21 684	21 677
Selva caducifolia	Selva mediana caducifolia	965 470	954 411	960 908	912 960	919 639	919 637	920 051
	Selva baja caducifolia	8 491 350	8 378 667	7 834 926	8 059 180	7 942 484	7 943 264	7 946 548
Selva espinosa	Matorral subtropical	355 555	356 468	336 950	324 297	310 619	310 619	310 802
	Selva baja espinosa	483 778	473 593	505 370	474 718	432 709	432 709	432 473
Vegetación hidrófila	Selva baja superremifolia	597 306	584 305	584 462	658 940	644 009	644 009	643 929
	Mezquital (MKE)	17 966	17 813	25 812	26 633	23 334	23 334	23 329
Vegetación hidrófila	Selva de galería	1094	1149	1154	1082	1082	1082	1082
	Bosque de galería	239	263	610	2575	2627	2627	2625
Vegetación hidrófila	Petén	2808	4014	4037	4037	4206	4206	4206
	Manglar	9 470	22 671	64 087	90 218	89 491	89 497	89 490
Vegetación hidrófila	Vegetación de galería	0	0	0	292	292	292	292
	Vegetación halófila hidrófila	341	341	316	341	341	341	341
Vegetación hidrófila	Popal	0	0	0	0	0	0	0
	Tular	0	0	0	0	0	0	0

Cuadro 5. Superficies de sucesión secundaria (ha) asociadas a tipos de vegetación. (Continuación).

Grupo de vegetación	Tipo de vegetación	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Otros tipos de vegetación	Mezquital (MK)	53 642	54 248	57 031	60 115	54 379	54 379	54 359
	Palmar natural	843	841	1 562	841	841	841	841
	Vegetación de dunas costeras	0	0	0	0	0	0	0
Matorral xerófilo	Chaparral	272 022	269 404	36 953	285 132	43 022	43 022	43 022
	Matorral crasicaule	404 681	406 402	351 325	366 845	376 599	376 599	376 576
	Matorral desértico micrófilo	1 988 559	1 988 645	1 978 932	2 126 907	2 217 485	2 217 485	2 219 062
	Matorral desértico rosetófilo	321 644	318 619	344 529	344 340	346 975	348 331	353 752
	Matorral espinoso tamaulipeco	865 849	869 479	856 348	869 239	839 038	839 038	839 309
	Matorral rosetófilo costero	25 053	24 768	22 383	22 460	22 199	22 199	22 206
	Matorral sarcocaula	142 547	140 775	98 114	93 977	88 117	88 117	88 121
	Matorral sarcocrasicaule	24 746	24 558	20 364	19 692	17 202	17 202	17 194
	Matorral sarcocrasicaule de neblina	2513	2487	2401	4149	4149	4149	4144
	Matorral submontano	445 098	437 586	437 165	409 118	401 703	401 704	401 759
Vegetación de desiertos arenosos	Mezquital (MKX)	365 085	361 689	340 682	345 023	313 856	313 856	314 212
	Vegetación de desiertos arenosos	1323	1385	1457	2563	2405	2405	2405
	Vegetación gipsófila	0	0	0	0	0	0	0
	Vegetación halófila	161 689	160 712	187 265	169 425	244 342	244 342	244 327



Cuadro 5. Superficies de sucesión secundaria (ha) asociadas a tipos de vegetación. (Continuación).

Grupo de vegetación	Tipo de vegetación	1993	1999	2002	2007	2011	2014	2016
Pastizal	Pastizal Gipsófilo	1499	1498	88	88	2095	2095	2095
	Pastizal Halófilo	124 171	125 311	148 945	132 915	152 161	152 161	152 220
	Pastizal natural	4 043 592	4 040 850	3 972 145	3 772 463	3 731 066	3 731 066	3 730 687
	Pradera de alta montaña	0	0	0	0	0	0	0
	Sabana	0	0	0	0	0	0	0

Definición de bosque, deforestación y degradación forestal

En términos de la clasificación del INEGI de los tipos de vegetación, la categoría bosque se refiere a vegetación arbórea de una altura mínima de 4 m a madurez y una cobertura aérea mínima del 10%. FAO usa una definición similar, pero con una altura mínima de 5 m (FAO, 2010). Adicionalmente al criterio de altura y cobertura aérea, debe definirse la unidad mínima de mapeo. FAO la establece en 0.5 ha (FAO, 2010). En el caso del INEGI, la unidad mínima es 50 ha, en forma nominal, para la escala 1:250 000.

Para poder definir el término deforestación y degradación temporal (*i.e.* REDD), es necesario establecer la definición de bosque (Sasaki y Putz, 2009; Putz y Redford, 2010; Morales-Barquero *et al.*, 2014). En el contexto de REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación evitada) en México,

el grupo de trabajo inicial (después denominado Consejo Técnico Consultivo de REDD) discutió una posible definición que permitiera integrar esfuerzos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), por lo que se acordó una nueva definición para Bosque (de Jong, M. Olgún y F. Paz. Definición de bosque para REDD - presentación en Power Point. Reunión del 2 de marzo de 2009): altura mínima de 2 m (árboles y arbustos), cobertura aérea mínima de 10% y área mínima de mapeo de 1.0 o 1.44 ha. La Figura 4 muestra la clase bosque normal *sensu* INEGI y el nuevo bosque asociado a la definición (poco más de 10 millones de ha). La Caja 4 muestra una discusión de los principales tipos de vegetación incluidos en la nueva definición; así como la ampliación de la categoría tradicional de bosque. El nuevo bosque fue la base para la categoría *Otras tierras boscosas* usadas en FAO FRA 2010 de México (CONAFOR, 2010), ver Cuadro 1.



Figura 4. Concepto tradicional de bosque y *nuevo* bosque.



Caja 4. Tipos de vegetación y definición de bosque

Aparte de los tipos de vegetación tradicionales para bosques (nombre bosque o selva, incluidos los inducidos o cultivados), de acuerdo con la definición de bosque con una altura mínima de 4 m, se puede incluir a: mezquital tropical (MKE), manglar, vegetación de petén, mezquital (MK) y palmar natural. Un análisis detallado de los tipos de vegetación del INEGI, mostró que los tipos principales con mayor probabilidad de cumplir los criterios de bosque (otras tierras boscosas) asociado a una altura mínima de 2 m son:

- i. Matorral espinoso tamaulipeco, con especies representativas: *Acacia sp.* (gavia o huzache), *Cercidium sp.* (palo verde) y *Prosopis sp.* (mezquite)
- ii. Matorral submontano, con especies representativas: *Helietta parvifolia* (barreta), *Acacia berlandieri* (guajillo) y *Pithecellobium pallens* (tenaza)
- iii. Matorral crasicaule, con especies representativas: *Myrtillocactus geometrizans* (garambullo), *Stenocereous thurberi* (pitahaya), *Pachycereus spp.* (cardón), *Cephalocereus senilis* (viejito) y *Neobuxbaumia tetetzo* (tetechos).
- iv. Chaparral, con especies representativas: *Arctostaphylos spp.* (manzanita), *Quercus spp.* (encino charrasquillo) y *Rhamnus spp.* (cenizo).
- v. Matorral subtropical, con especies representativas: *Bursera spp.* (palo mulato), *Lysiloma spp.* (tepehuaje) y *Leucanea esculenta* (guaje).

Otros tipos son: matorral de coníferas, etiquetado como Bosque de Coníferas por el INEGI, matorral sarcocaula, matorral sarcocrasicaule, matorral sarcocrausicaule de neblina y mezquiales. En el caso de los mezquiales, los del centro y noreste del país tienen mayor probabilidad de cumplir la nueva definición de bosque y, los del noroeste es probable que no la cumplan.

La deforestación se define como el cambio de Bosque a No Bosque (definición tradicional o nueva), por lo que es relativamente fácil de manejar, con las definiciones previas de Bosque. La degradación forestal es más difícil de considerar, pero es importante considerarla (Vargas *et al.*, 2013; Morales-Barquero *et al.*, 2014). La degradación forestal puede tener muchas definiciones (Morales-Barquero *et al.*, 2014), pero en el caso actual se considera como una reducción, en relación a la sucesión primaria, del carbono en la categoría bosque (sigue siendo bosque). No obstante, el concepto de sucesión del INEGI plantea que la sucesión secundaria puede interpretarse como bosque degradado (de Jong *et al.*, 2009), aun cuando los datos de carbono (biomasa viva) muestran inconsistencias (de Jong *et al.*, 2009 y 2018) probablemente atribuibles a errores en las asignaciones de los tipos de vegetación y sucesión en los sitios de muestro. En este documento, la sucesión secundaria se considera como bosque degradado, en forma consistente con lo señalado por de Jong *et al.* (2009), aunque resulta claro que un bosque en sucesión secundaria herbácea no debería considerarse como bosque.

La definición de bosque tiene asociado un umbral de cobertura aérea, que define las pérdidas y ganancias de carbono, además de los intervalos de variación del término bosque y sus acepciones, ver Caja 5.

Los tipos de vegetación (bosques u otras tierras boscosas) tienen asociado carbono orgánico del suelo (COS), por lo que los mapas de USyV, y sus cambios, definen sus almacenes, ver Caja 6.

Dinámica de las categorías de FAO FRA 2010

En la Figura 5 se muestra la evolución temporal de las superficies, así como las tasas de cambio (valores negativos implican pérdidas y, positivos, ganancias), de las categorías usadas en FAO FRA 2010, en la que se aprecia que las superficies de las categorías Bosque y Otras tierras boscosas disminuyeron a partir de 1993, estabilizándose en los últimos años. Por el contrario, la categoría Otras tierras muestra un incremento a partir de 1993, estabilizándose también en los últimos años. Estos patrones implican una pérdida de la superficie asociada a los bosques, con un incremento de las superficies con fines agropecuarios, tal como se discute más adelante.

Caja 5. Umbral de cobertura aérea en la definición de bosque

La Figura C5.1 muestra que el utilizar un umbral bajo para la cobertura aérea (punto B3) puede ocasionar una pérdida importante de carbono en la categoría bosque, por lo que sólo considerar la deforestación en REDD+ tiene el riesgo de permitir incrementos y no reducciones de las emisiones de GEI. El poner un umbral alto (punto B1) en la definición de bosque reduce las pérdidas de carbono asociadas con la deforestación, pero también reduce la posibilidad de un manejo sustentable del bosque (i.e. cortas). Al incluir la degradación, todas las trayectorias entre el punto A y B (cualquiera que sea el umbral elegido) se incluyen en REDD.

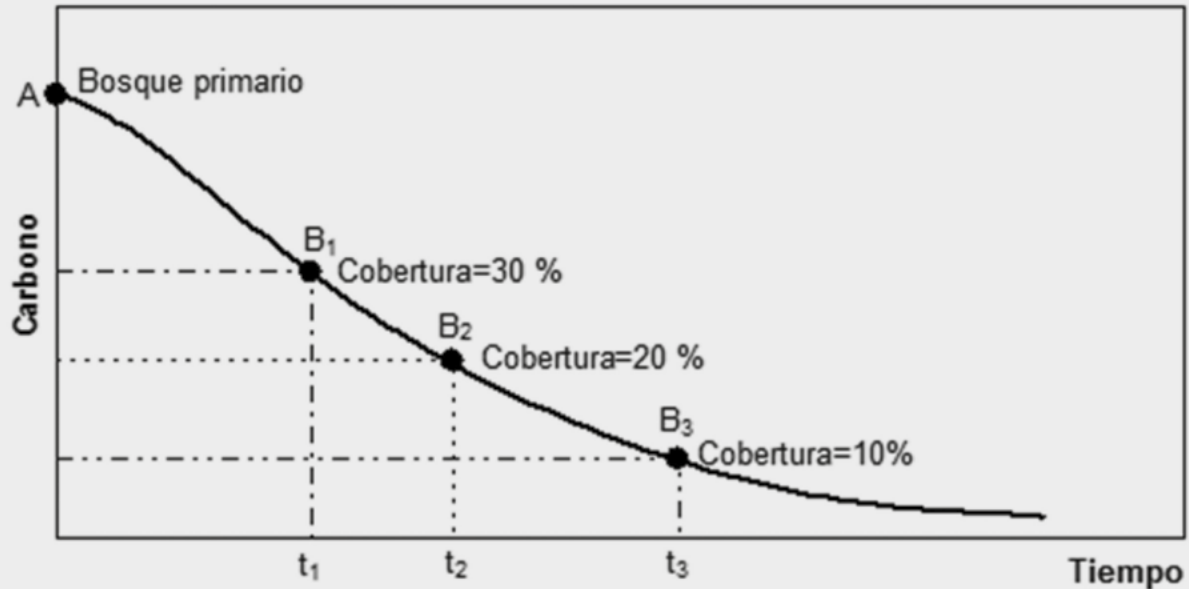


Figura C5.1. Concepto de deforestación y degradación forestal en términos de carbono y cobertura aérea, dejando fija la altura.

Caja 6. Carbono orgánico del suelo en las categorías de FAO FRA-2010

La Figura C6.1 muestra la evolución temporal del carbono orgánico de los suelos de México, cuyos patrones reflejan las tendencias temporales que se muestran en la Figura 5 y corresponden con lo esperado si se consideran las densidades de carbono de las categorías de FAO FRA 2010 como fijas, por lo que los patrones reflejan los cambios en los tipos de vegetación y usos del suelo.

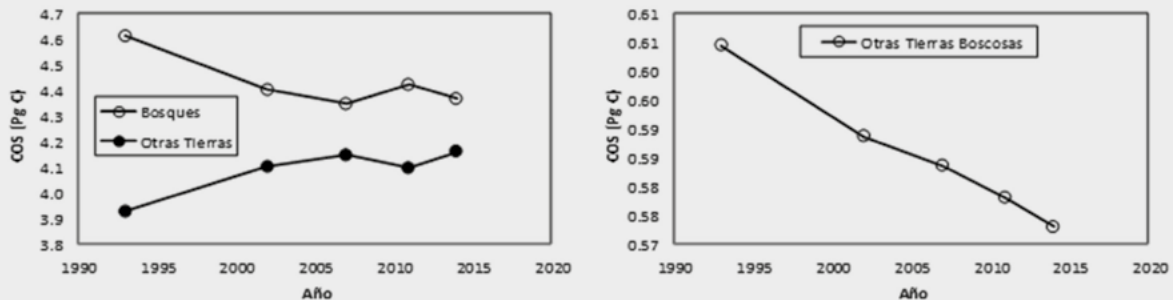


Figura C6.1 Patrones temporales del carbono orgánico de los suelos de México por categorías de FAO FRA 2010.

Fuente: Paz *et al.* (2016).

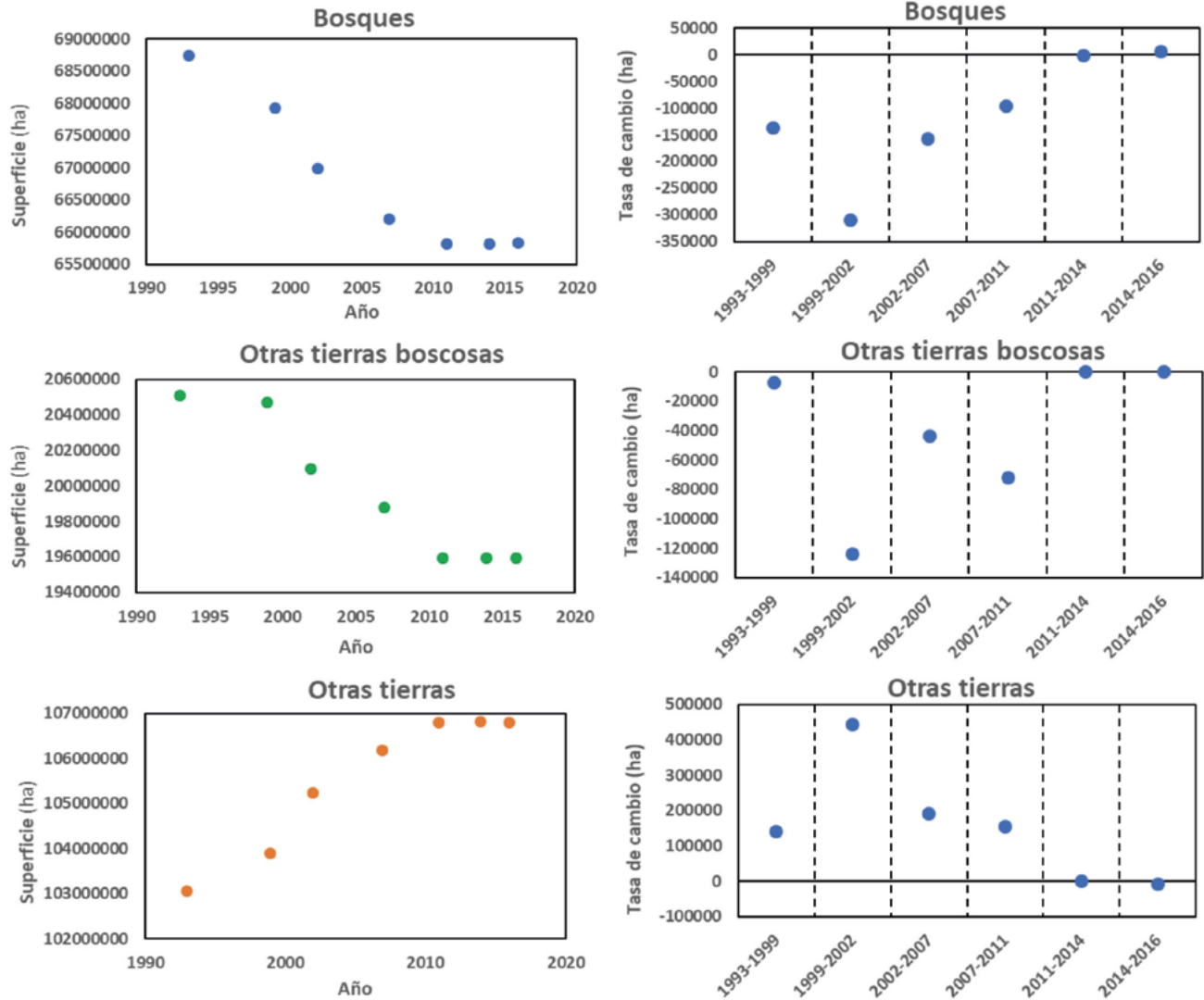


Figura 5. Patrones temporales de las superficies de las categorías de FAO FRA 2010.

Dinámica de los grupos de vegetación del INEGI Grupo Bosques

La dinámica de cambio de las superficies asociadas a los grupos de vegetación del INEGI, Cuadro 1, se discuten en lo siguiente.

En la Figura 6 se muestra que los Bosques de coníferas y de encino se han reducido desde 1993, con una tendencia a estabilizarse en los últimos años. En el caso del Bosque mesófilo de montaña, la tendencia es a incrementar su superficie, aunque tales incrementos son pequeños.

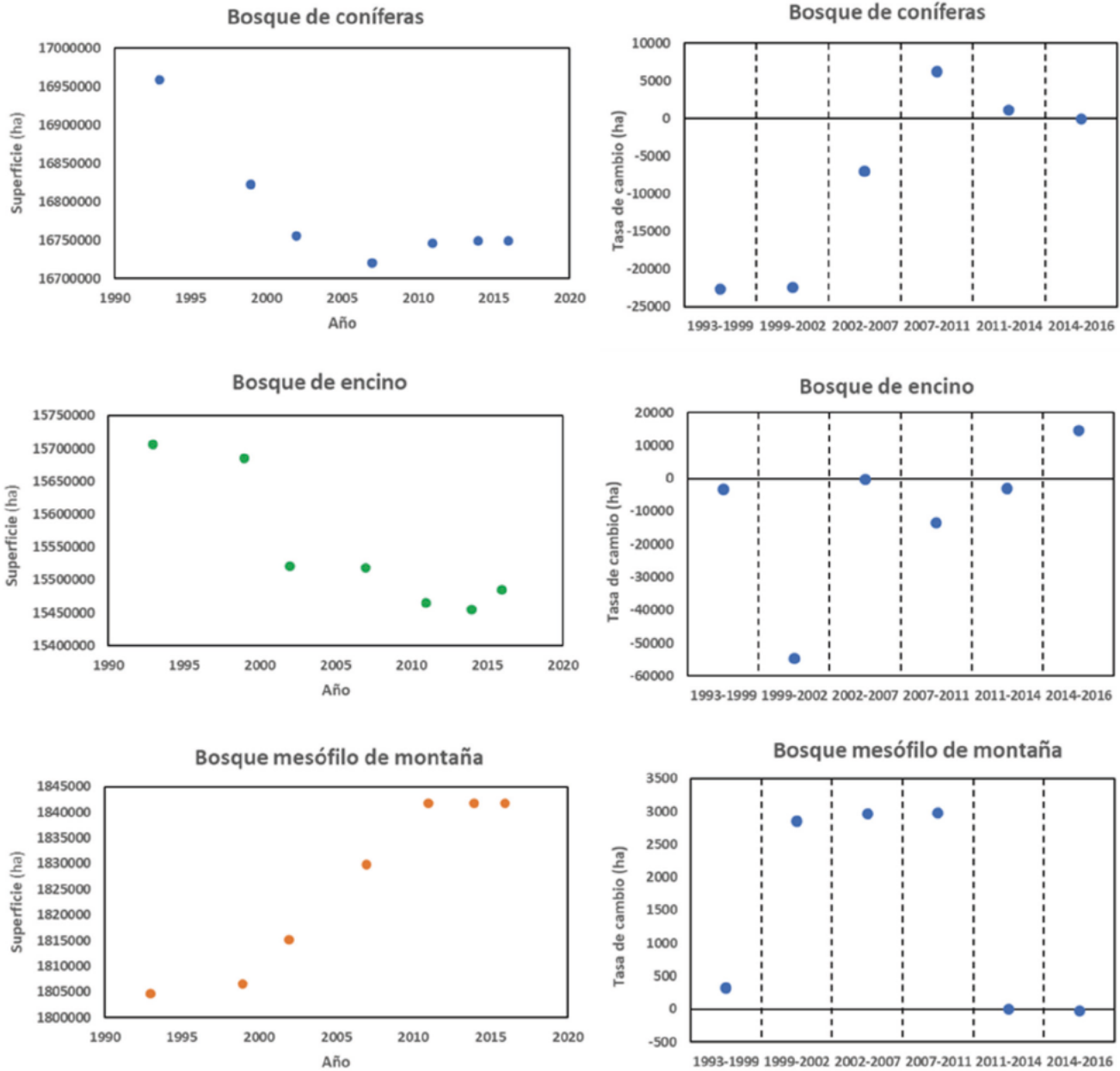


Figura 6. Patrones temporales de las superficies del grupo Bosques del INEGI.



La Figura 7 muestra que el grupo Bosques, todas las clases, muestran una pérdida de superficie de sucesión primaria y un incremento en las superficies de sucesión

secundaria. Las diferencias de superficies, para una misma clase del grupo bosques, es atribuible a cambios en el uso del suelo.

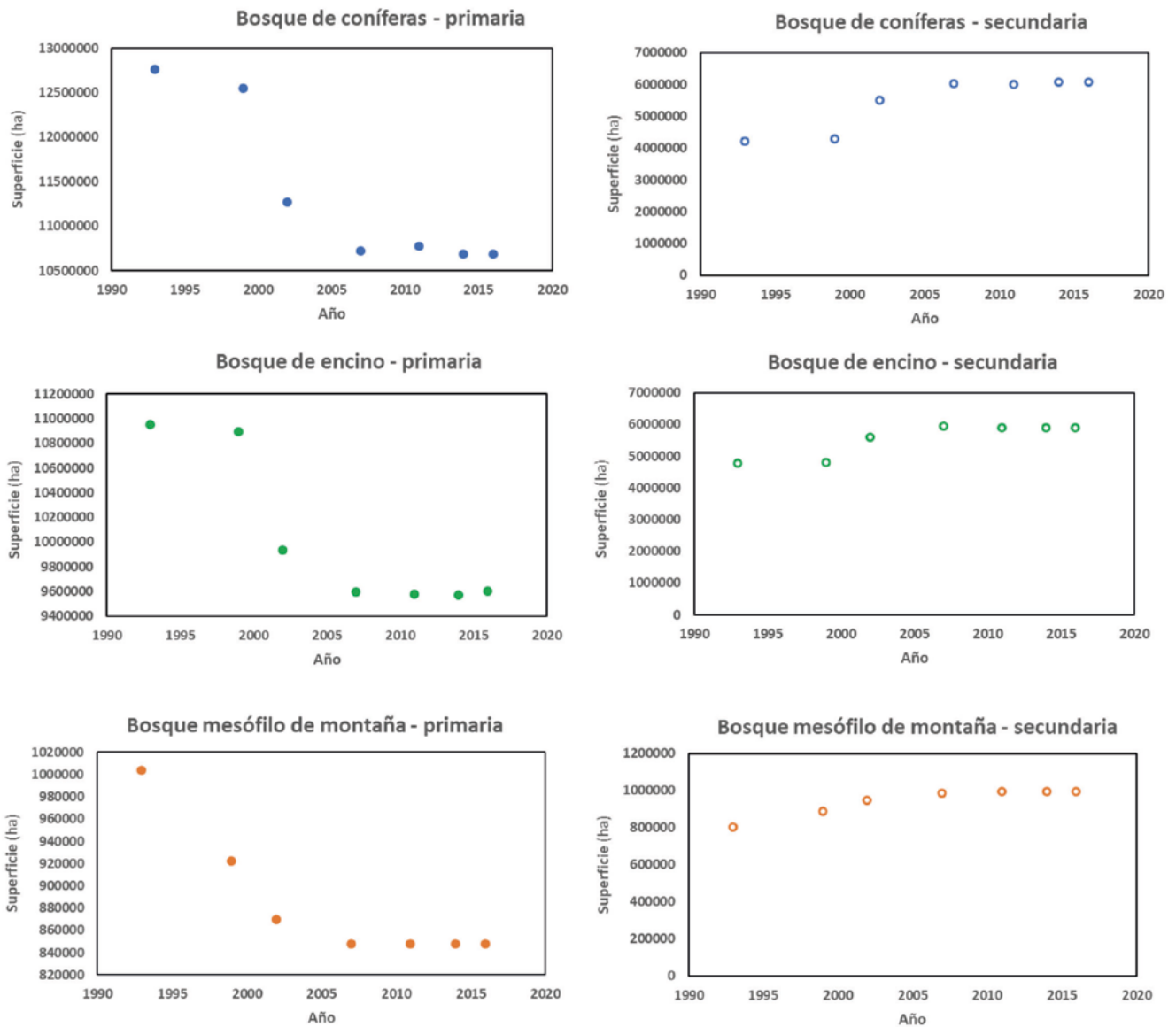


Figura 7. Patrones temporales de las superficies del grupo Bosques del INEGI, de acuerdo con la sucesión.

La Figura 8 muestra que el grupo Selvas mantiene un patrón de pérdida de superficie, con excepción de la clase Selva espinosa que de 1993 a 2007 mostró un incremento y, posteriormente, una disminución de su superficie.

En lo general, en los últimos años las superficies del grupo Selvas tiende a estabilizarse, sin pérdidas fuertes de superficie.

En la Figura 9 se muestra la evolución de las superficies del grupo Selvas para sucesión primaria y secundaria, la cual muestra patrones similares al caso del grupo Bosques; con excepción de la clase Selva espinosa, en donde la sucesión primaria tiene un patrón similar al caso de la superficie total, discutido previamente.

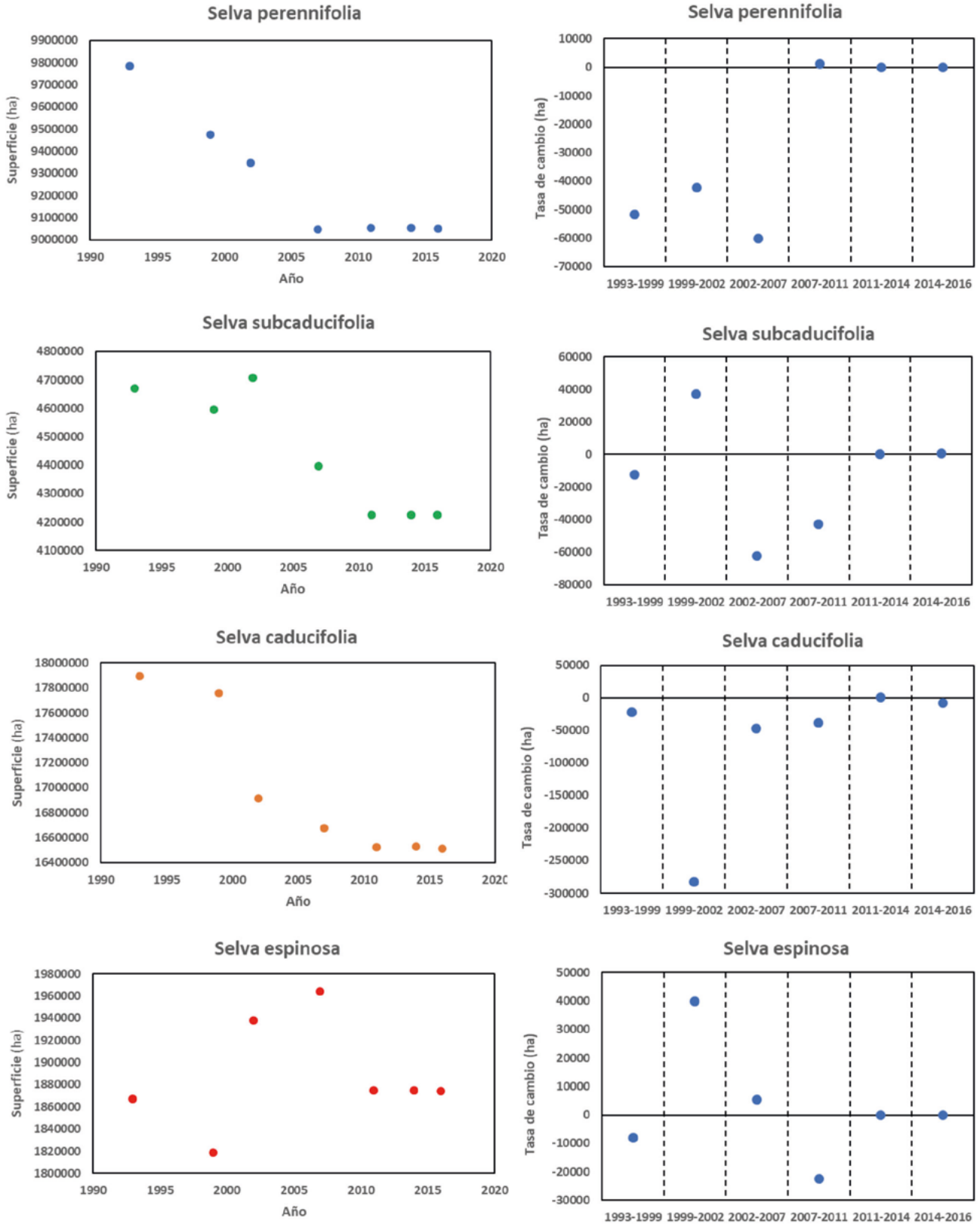


Figura 8. Patrones temporales de las superficies del grupo Selvas del INEGI.

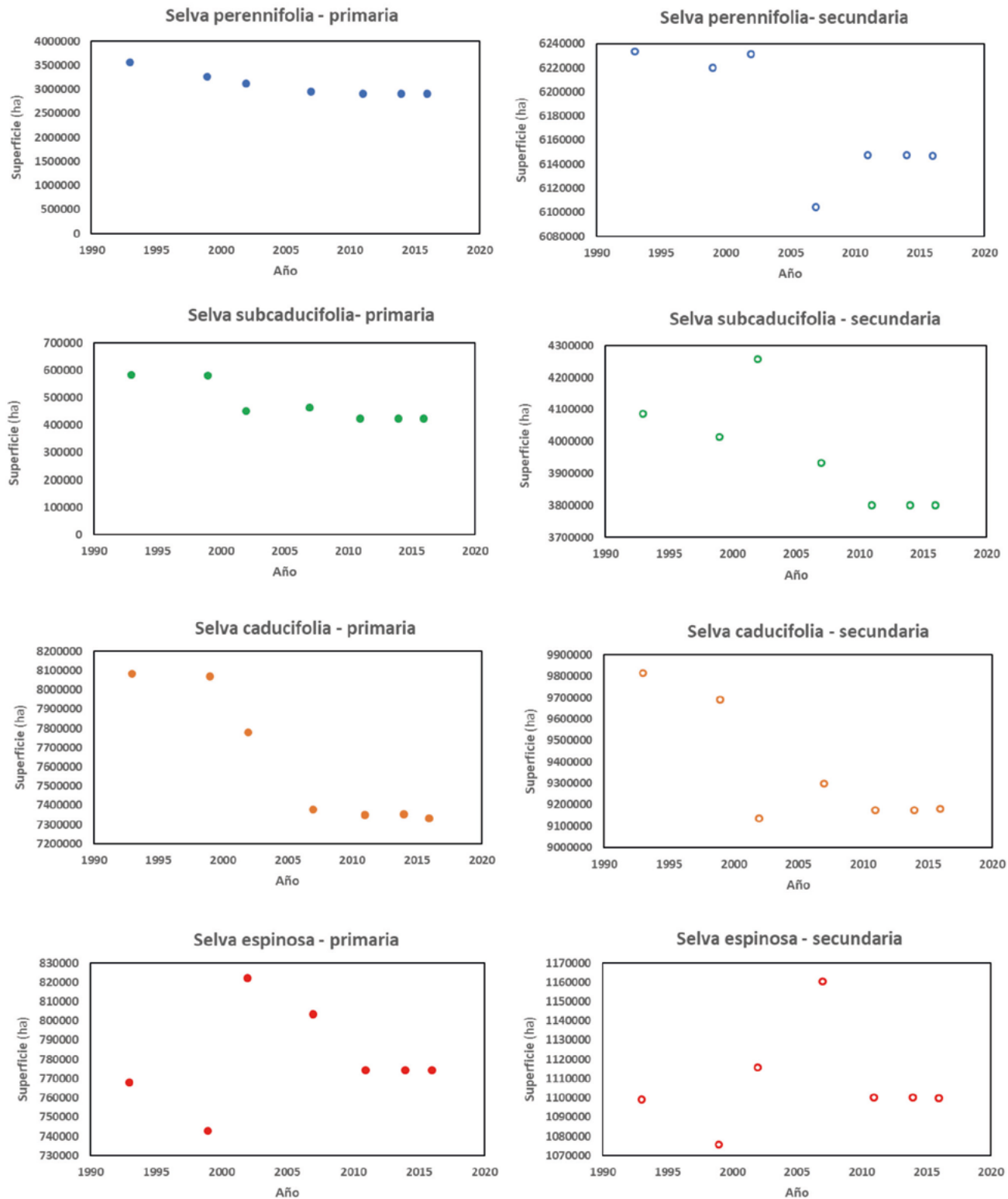


Figura 9. Patrones temporales de las superficies del grupo Selvas del INEGI, de acuerdo con la sucesión.

Grupo Matorral Xerófilo

En la Figura 10 se muestra que el grupo Matorral xerófilo mantiene un patrón de pérdidas de superficies,

que se estabiliza en los últimos años. La Figura 11 muestra que el patrón de pérdidas se asocia con a la sucesión primaria, principalmente,

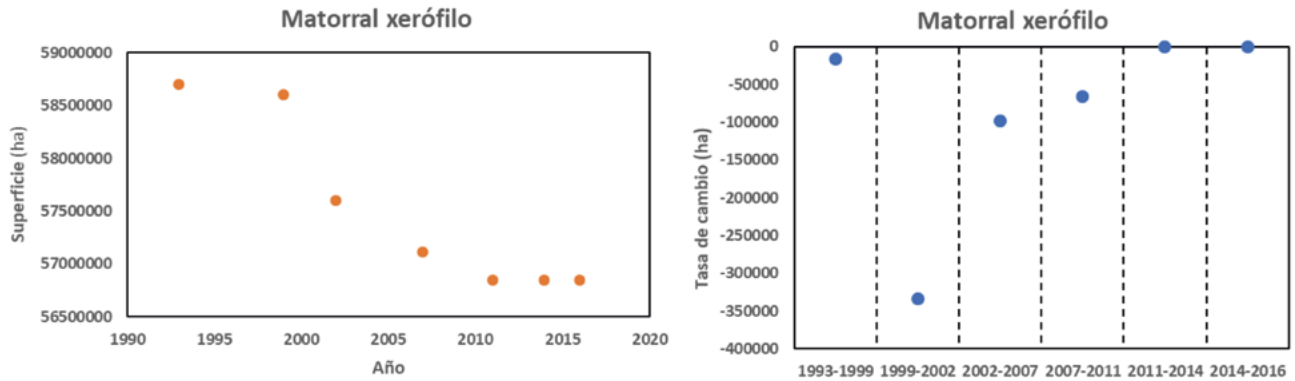


Figura 10. Patrones temporales de las superficies del grupo Matorral xerófilo del INEGI.

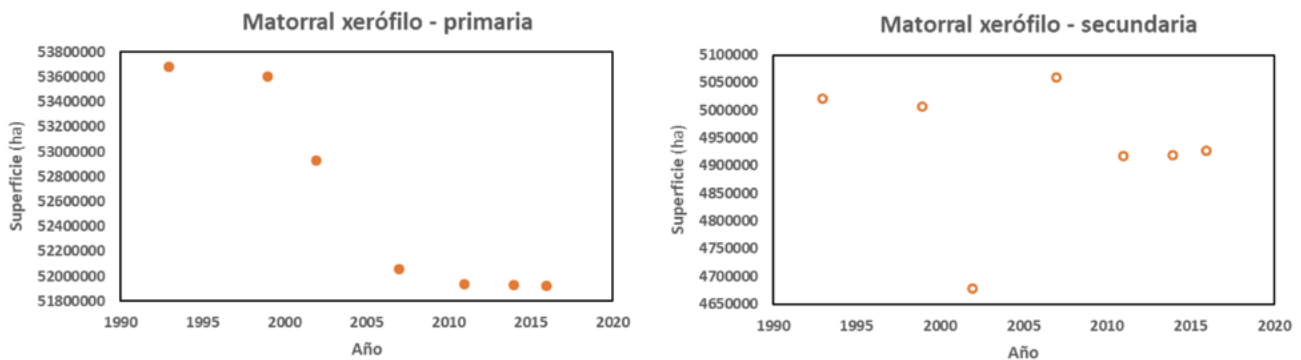


Figura 11. Patrones temporales de las superficies del grupo Matorral xerófilo del INEGI.

Grupo Pastizal

Al igual que en el caso de matorral xerófilo, en la Figura 12 se muestra que el grupo Pastizales tiene

un patrón de pérdidas que se estabiliza en los últimos años, el cual está asociado con patrones similares de la sucesión primaria y secundaria, de acuerdo con la Figura 13.

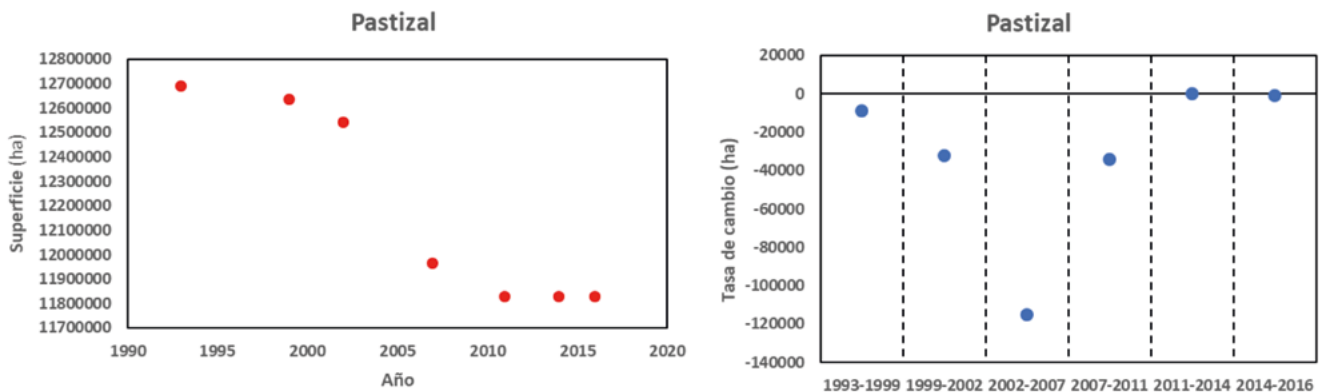


Figura 12. Patrones temporales de las superficies del grupo Pastizales del INEGI.

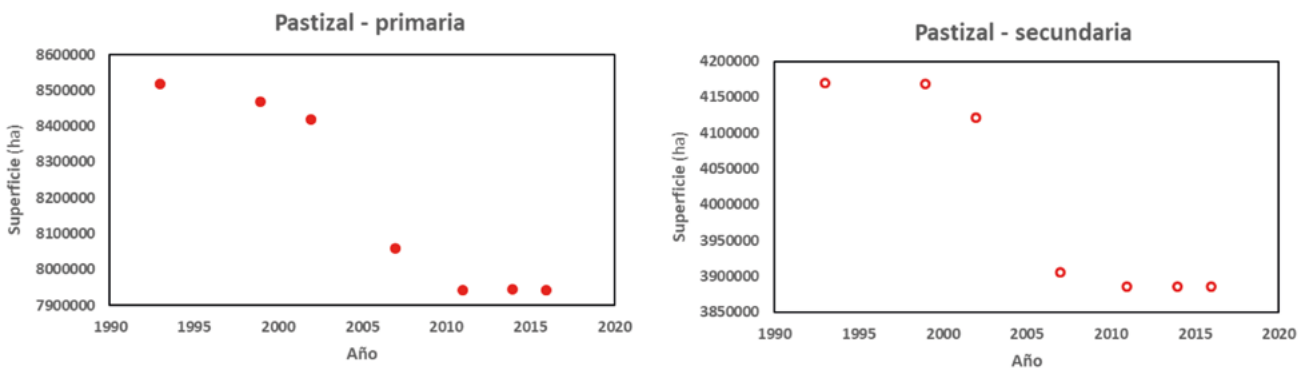


Figura 13. Patrones temporales de las superficies del grupo Pastizales del INEGI, de acuerdo con la sucesión.

Grupo Otros tipos de vegetación

El patrón temporal del grupo Otros tipos de vegetación, de acuerdo a la Figura 14 muestra una disminución pequeña en su superficie, con una tendencia

a estabilizarse en los últimos años, patrón similar al de la sucesión primaria, Figura 15. La sucesión secundaria muestra un incremento al inicio del periodo analizado y después una disminución en su superficie, Figura 15.

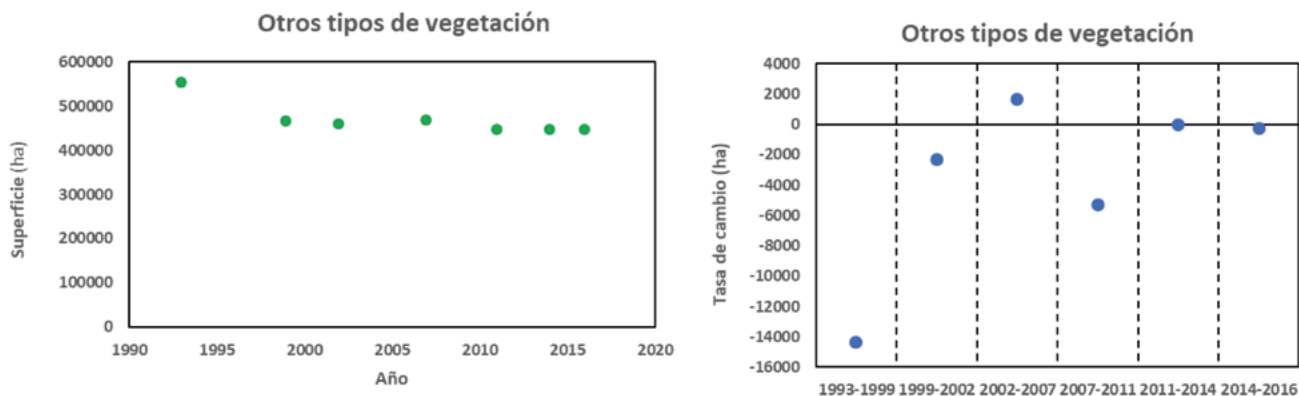


Figura 14. Patrones temporales de las superficies del grupo Otros tipos de vegetación del INEGI.

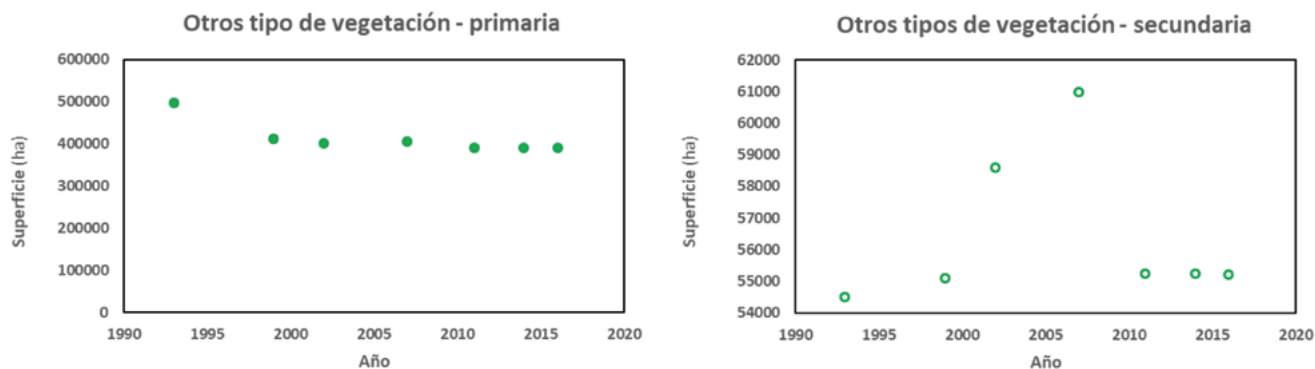


Figura 15. Patrones temporales de las superficies del grupo Otros tipos de vegetación del INEGI, de acuerdo con la sucesión.

Grupo Vegetación hidrófila

En la Figura 16 se muestra una reducción de la superficie de la Vegetación hidrófila, con una ligera recuperación en los últimos años y su estabilización,

que refleja el patrón de la sucesión primaria de acuerdo con la Figura 17, contrario al caso de la sucesión secundaria que muestra un patrón de crecimiento de la superficie, Figura 17.

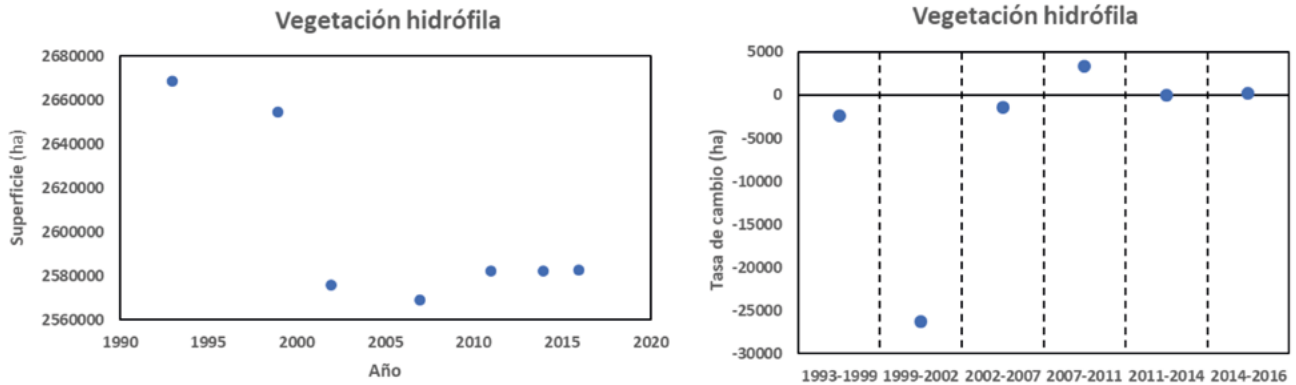


Figura 16. Patrones temporales de las superficies del grupo Vegetación hidrófila del INEGI.

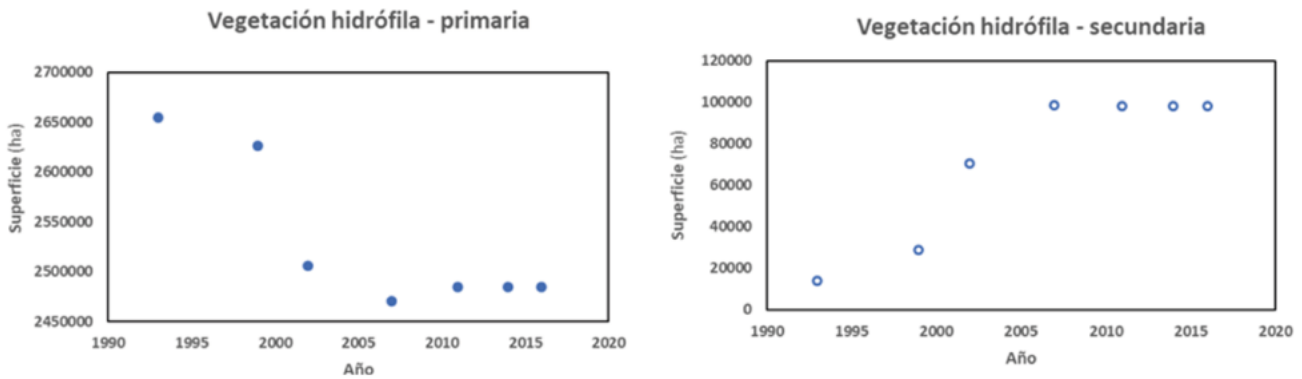


Figura 17. Patrones temporales de las superficies del grupo Vegetación hidrófila del INEGI, de acuerdo con la sucesión.

En la Figura 18 se muestra que la Vegetación inducida tiene un incremento inicial hasta el 2002 en su superficie y después se reduce hasta su estabilización.

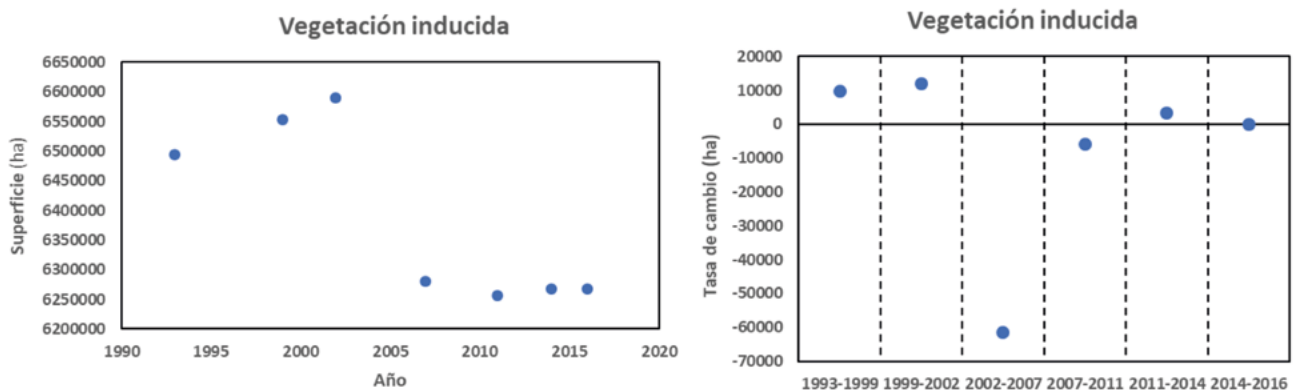


Figura 18. Patrones temporales de las superficies del grupo Vegetación inducida del INEGI

Grupo Agroecosistemas

En relación a los Agroecosistemas, se observa un patrón temporal creciente en su superficie, Figura 19, tendiente a su estabilización en los últimos años.

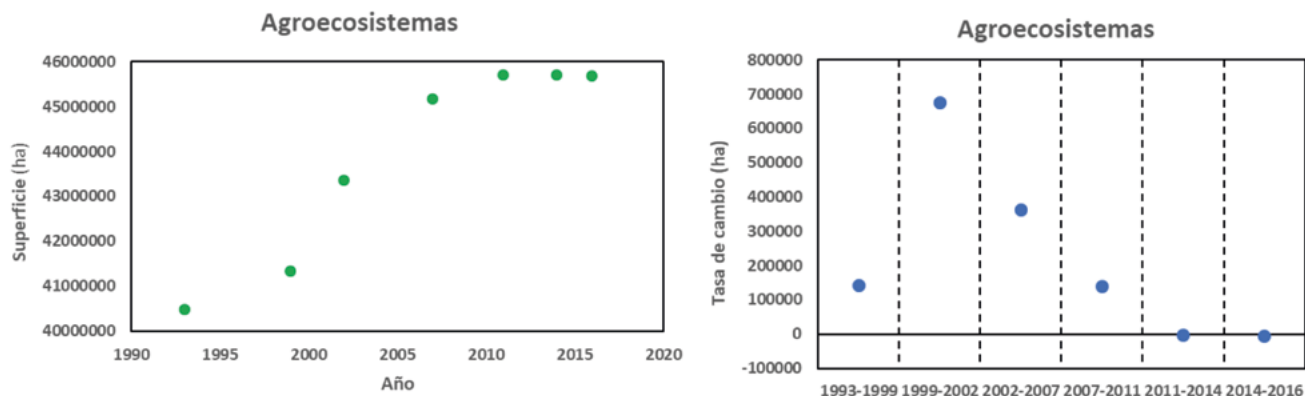


Figura 19. Patrones temporales de las superficies del grupo Agroecosistemas del INEGI.

Grupo Otros rasgos

Finalmente, en la Figura 20 se muestra el patrón de evolución de la superficie de Otros rasgos, donde se observa una tendencia al crecimiento y estabilización en los últimos años.

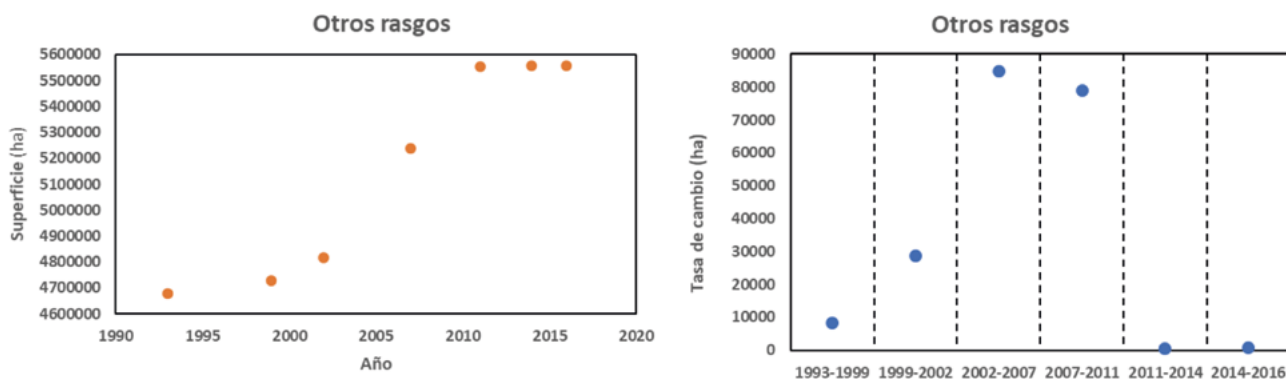


Figura 20. Patrones temporales de las superficies del grupo Otros rasgos del INEGI.

Tipos de vegetación del grupo Vegetación hidrófila

Las superficies de los tipos de vegetación asociados al grupo de la Vegetación hidrófila se muestran en la Figura 21, en donde la suma de las superficies del bosque de galería, selva de galería y vegetación de galería muestra un incremento y estabilización en los últimos años. La suma de la vegetación de petén y manglar muestra un patrón creciente en su superficie, Figura 21, después de una reducción en 1999. En el caso

de las superficies de popal y tular, muestran superficies que crecen y decrecen alrededor de un patrón más o menos estable, Figura 21.

De acuerdo a lo observado en la Figura 22, las superficies del bosque de galería, selva de galería y vegetación de galería en sucesión primaria se reducen ligeramente, contrario a la sucesión secundaria que se incrementa, Figura 22. Este patrón temporal es similar al caso de la sucesión de la vegetación de petén y manglar.

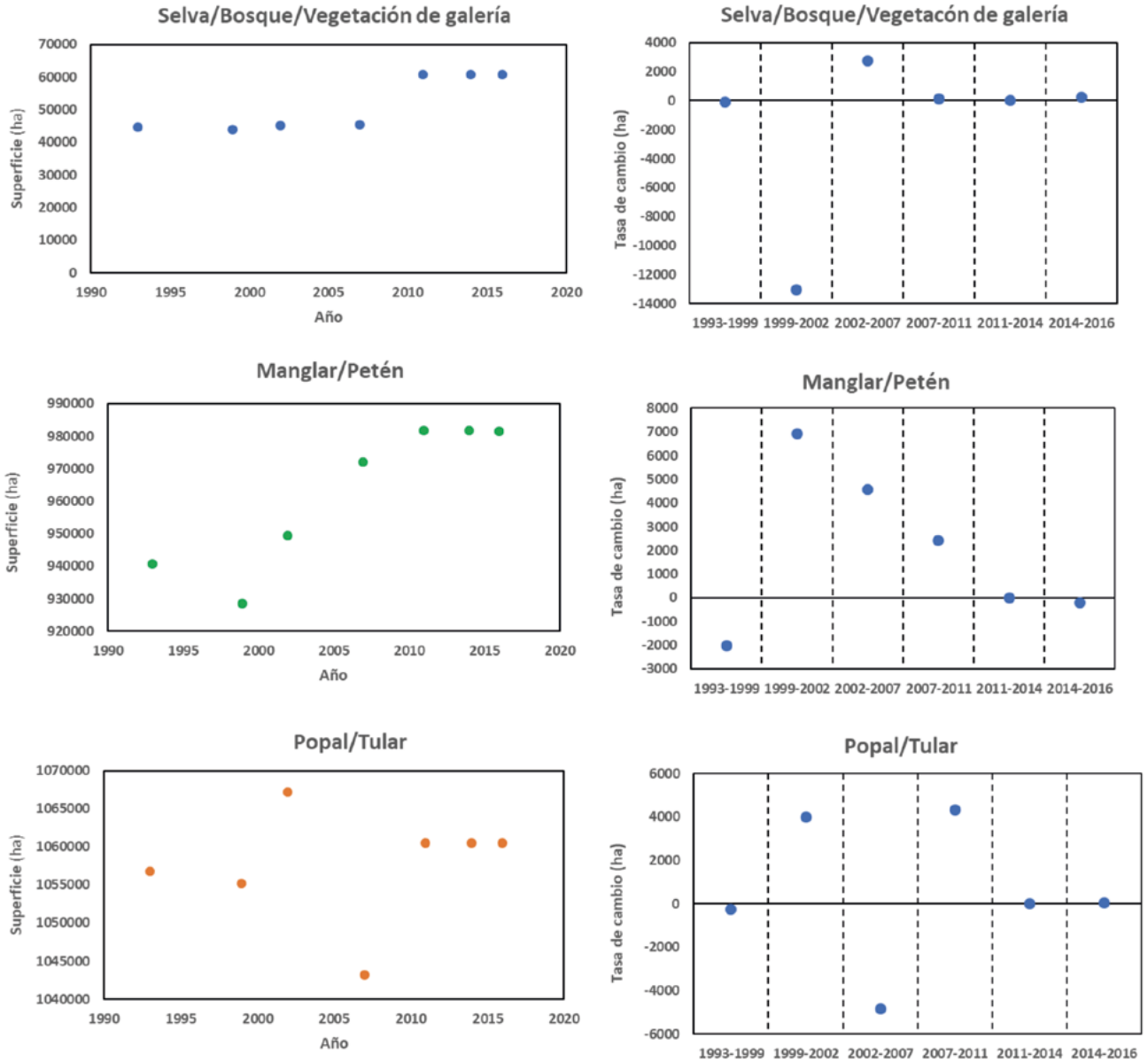


Figura 21. Patrones temporales de las superficies de los tipos de vegetación del grupo Vegetación hidrófila del INEGI.

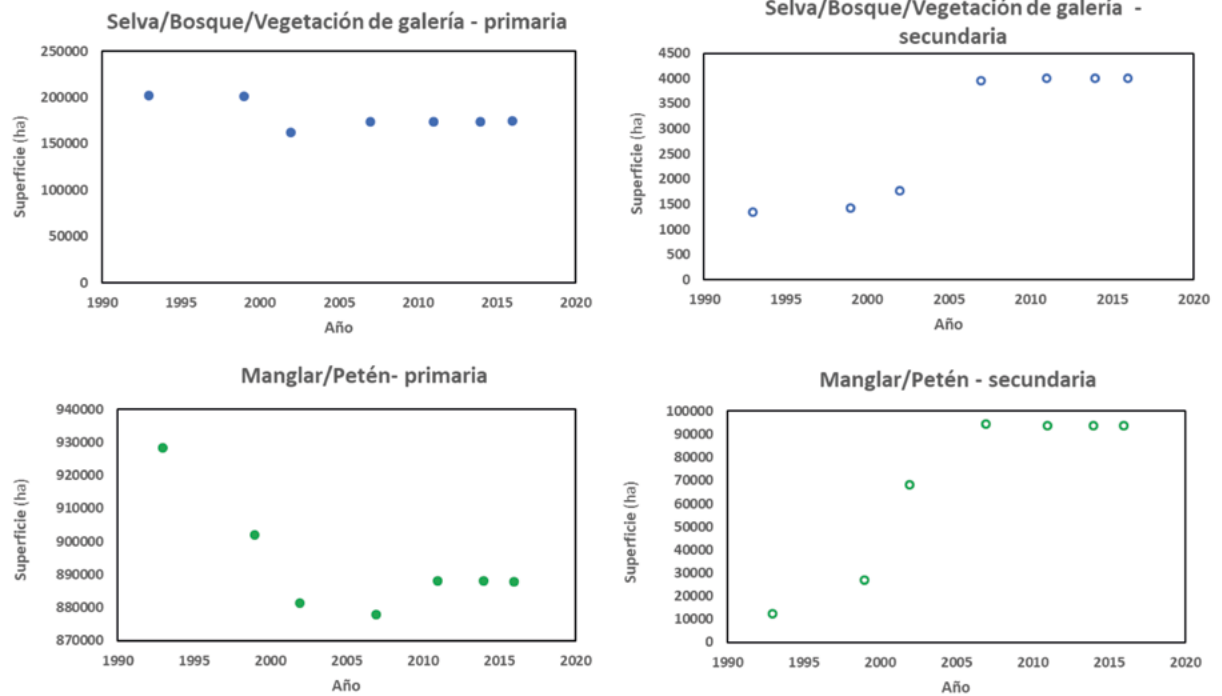


Figura 22. Patrones temporales de las superficies de los tipos de vegetación del grupo Vegetación hidrófila del INEGI, de acuerdo con la sucesión.

En la Figura 23 se muestra un crecimiento de las superficies de las clases de agricultura.

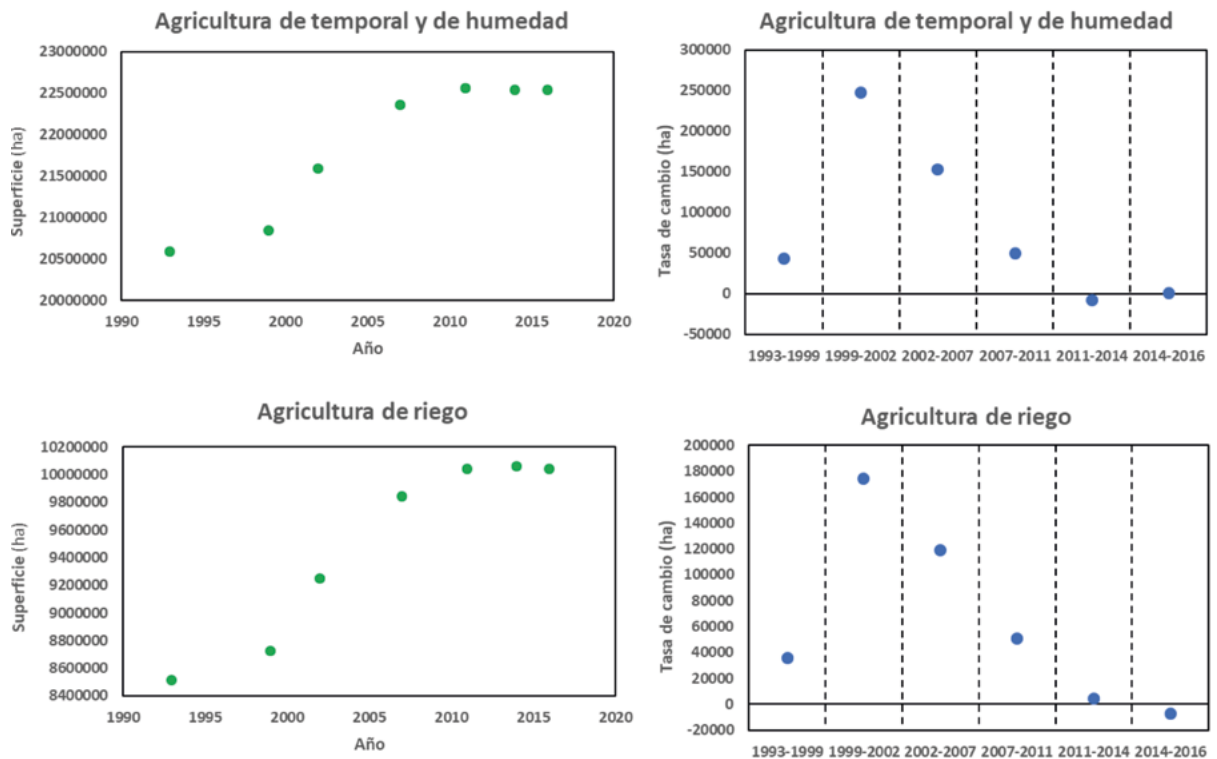


Figura 23. Patrones temporales de las superficies de las clases de uso del suelos asociadas al sector agrícola.

Sector pecuario

Contrario a los patrones del grupo Matorral xerófilo y Pastizales que se muestran en las figuras 10 y 12, respectivamente, que denotan pérdidas en las superficies (generalmente asociadas a prácticas de ganadería), la Figura 24 indica que la suma de las superficies de pastizal inducido y cultivado, presentan un patrón de incremento de sus superficies.

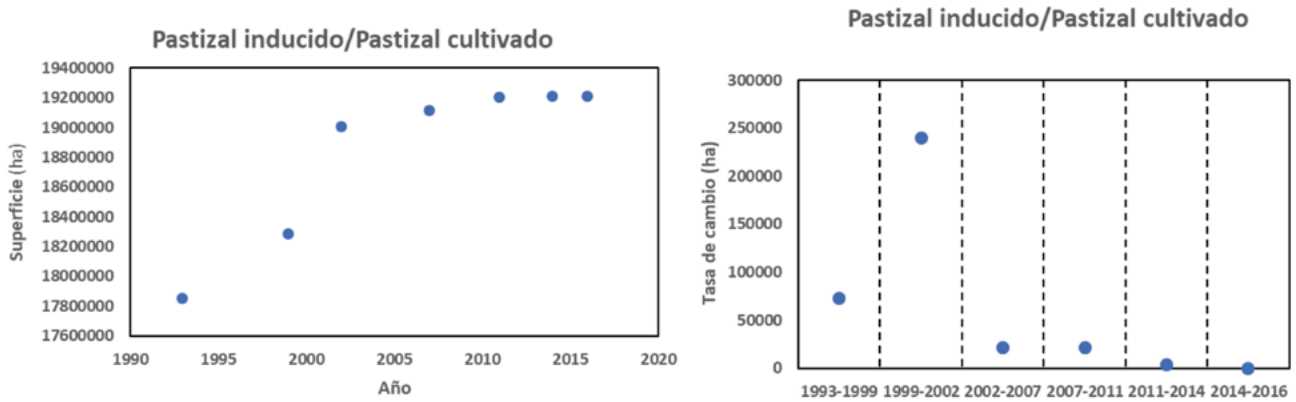


Figura 24. Patrones temporales de las superficies de las tipos de vegetación y clases de uso del suelos asociadas al sector pecuario.

Cuerpos de agua

En la Figura 25 se observa que, en lo general, la superficie de los cuerpos de agua tiene patrones crecientes, alcanzando la estabilidad en los últimos años.

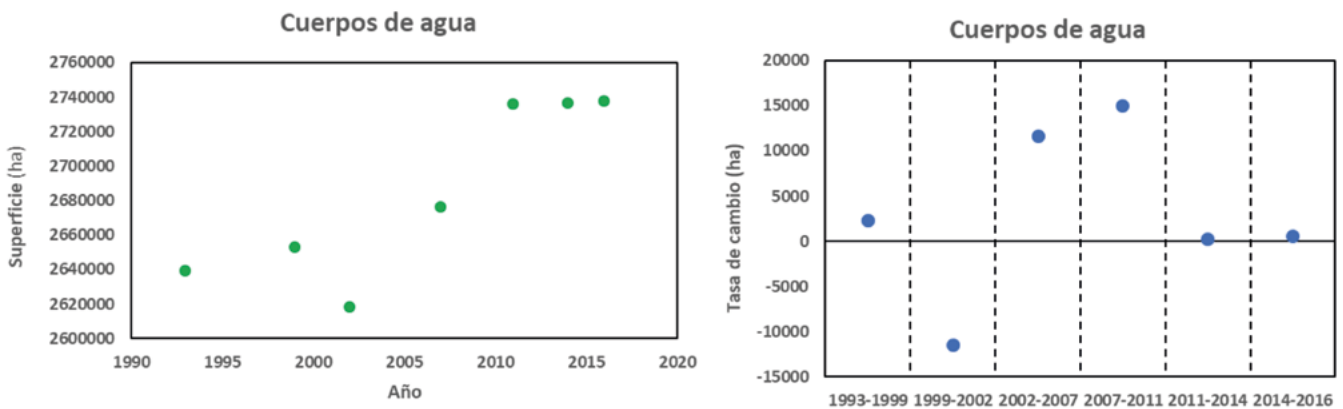


Figura 25. Patrones temporales de las superficies del rasgo cuerpos de agua.

SIGUIENTES PASOS

El conocimiento de las superficies asociadas a diferentes tipos de vegetación y clases de uso del suelo es un insumo crítico para analizar tendencias y focalizar acciones para el desarrollo sustentable y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero. Para contar

con mejores herramientas de análisis, así como de caracterizar la incertidumbre asociada a los mapas de uso del suelo y vegetación (USyV), es necesario el desarrollo de acciones futuras orientadas a:

- Caracterizar la incertidumbre de los mapas de USyV con datos de campo que permitan



establecer la precisión y confiabilidad de estos insumos, considerando el problema de escala asociado a las muestras de campo y la digitalización de los polígonos, en gabinete.

- Desarrollar nuevos mapas de USyV, al menos a una escala 1:50 000, para poder utilizarlos en el desarrollo de modelos para generar escenarios (Covaleda *et al.*, 2016, 2017 y 2018) de prácticas de intervención y de efectos del cambio climático a escala de proyectos y municipios/áreas geoestadísticas básicas.
- Desarrollar nuevos enfoques para fusionar la información de datos de actividad y factores de emisión, que permitan propagar las distintas fuentes de incertidumbre en forma apropiada.
- Desarrollar un sistema de clasificación de vegetación y uso del suelo que responda a las limitaciones de los insumos satelitales y que utilice la variabilidad de los almacenes de carbono asociado a sus clases, para evitar que las clasificaciones creadas para otros fines (*i.e.* clasificación del INEGI) se usen fuera del contexto original.

Para avanzar en el desarrollo de insumos de datos de actividad en forma sectorial, es necesario integrar programas y políticas públicas con una orientación territorial más allá de sectores particulares (*i.e.* RETUS; Paz, 2012). En lo particular, es necesaria la conjunción de acciones entre la CONAFOR y la SADER, dado que los almacenes de carbono se comparten en sus jurisdicciones, ver Caja 7.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los análisis que se muestran en este trabajo, de acuerdo con los mapas de uso del suelo y vegetación utilizados como insumos, definen prácticas de degradación (reducción de las superficies) de la gran mayoría de los tipos de vegetación primaria del país, aun cuando degradación tiende a estabilizarse en los últimos años.

Las pérdidas de superficies de vegetación primaria se asocian a prácticas de manejo no sustentable, además de cambios en los usos del suelo orientados al sector agropecuario y crecimiento de las áreas urbanas y rurales de los asentamientos humanos.

Caja 7. Transversalidad de las acciones y políticas públicas

El Cuadro C7.1 muestra un ejemplo que los almacenes de carbono entre el sector forestal y el agropecuario son aproximadamente iguales, en donde el carbono orgánico en los suelos representa más de dos terceras partes del total

Cuadro C7.1 Almacenes de carbono de por sectores (CONAFOR y SADER).

Uso de suelo	Almacén de carbono	1993	2002	2007
<p>Bosque CONAFOR</p> <p>Otras tierras boscosas</p> <p>Otras tierras SADER</p>	Biomasa aérea	1,872.0	1,807.7	1,772.6
	Biomasa a subterránea	391.5	377.8	371.1
	Suelo	4,612.2	4,402.1	4,347.3
	Total	6875.7	6587.7	6491.1
	% de la clase del total clases	55.0	53.2	52.8
	% del suelo del total clase	67.1	66.8	67.0
	Biomasa aérea	214.6	218.1	219.7
	Biomasa subterránea	50.0	50.6	50.9
	Suelo	604.5	588.6	583.5
	Total	869.0	857.3	854.1
% de la clase del total clases	6.9	6.9	6.9	
% del suelo del total clase	69.6	68.7	68.3	
Biomasa aérea	678.3	669.3	657.2	
Biomasa subterránea	159.2	157.1	154.3	
Suelo	3,924.9	4,099.9	4,146.6	
Total	4762.4	4926.3	4958.1	
% de la clase del total clases	38.1	39.8	40.3	
% del suelo del total clase	82.4	83.2	83.6	

Fuente: Paz, 2012

El crecimiento de la superficie dedicada a actividades agropecuarias ha reducido algunos tipos de vegetación, aun cuando en los últimos años se presenta un patrón de estabilización de estas superficies. La seguridad alimentaria y el desarrollo sostenible de los territorios requiere de una estrategia de transversalidad de las acciones gubernamentales, entre otros sectores.

Para contar con las herramientas de planeación territorial adecuadas y representativas, de las actividades locales, es necesario desarrollar insumos de mayor desagregación espacial, de tal manera que las acciones, programas y políticas públicas que se implementen tengan una base común.



AGRADECIMIENTOS

Se agradece al INEGI su apoyo en la disponibilidad del uso de sus mapas de USyV, así como en el desarrollo de los nuevos mapas.

LITERATURA CITADA

- Achard, G., H. D. Eva, P. Mayaux, H. J. Stibig and A. Belward. 2004. Improved estimates of net carbon emissions from land cover change in the tropics for the 1990s. *Global Biogeochemical Cycles* 18:1-11.
- Brown, S. and A. E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in the tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14:161-187.
- Carré, F., R. Hiederer, V. Blujdea and R. Koeble. 2010. Background guide for the calculation of land carbon stocks in the biofuels sustainability scheme drawing on the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. EUR 24573 EN. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg 109 p.
- Casiano, M. y F. Paz. 2017. Estructura anidada para la estimación de costos de oportunidad para REDD+ y RETUS. *Elementos para Políticas Públicas* 1:41-62.
- Chapin, S., P. Manson and H. Mooney. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer Science and Business Media Inc., New York, NY, USA.
- CONAFOR. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe Nacional México. FAO. Roma, Italia 98 p.
- Couturier, S. y J. F. Mas. 2009. ¿Que tan confinable es una tasa de deforestación? ¿Como evaluar nuestros mapas con rigor estadístico? *Investigación Ambiental* 1: 117-135.
- Couturier, S., J. M. Nuñez and M. Kolb. 2012. Measuring tropical deforestation with error margin: a method for REDD monitoring in south-eastern Mexico *In*: P. Sndarshana, N. Nageswara-Rao and J.R. Soneti (eds). *Tropical Forests* doi: 10.5772/31523 pp. 269-296.
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: Planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana* 34: 7-112
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2017. Propuesta de escenarios de intervención para REDD+ y RETUS a nivel regional, en el estado de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:25-40.
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación en el sector rural de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* doi: 10.21829/myb.2018.2401897
- de Jong, B., C. Anaya, O. Maser, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontin. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260: 1689-1701.
- de Jong, B., M. Olguin, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C.O. Cruz y J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1990-2006. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 119 p.
- de Jong, B., O. Maser, R. D. Martínez, F. Paz, M. Olguin, C. Anaya, C. Balbontin, M. Motolinia y G. Guerrero. 2006. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1993-2002. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y bosques. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 78 p.
- Di Gregorio, A. and J. Latham. 2003. Africover Land Cover Classification and Mapping Project. *In*: W. Verheye (ed). *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. EOLSS: Paris, France. pp. 236-254.
- DOF. 2013. Acuerdo por el que se determina Información de Interés Nacional a la Carta de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250 000. *Diario Oficial de la Vegetación* 02/12/2013
- FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWRS) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. Rome, Italy.
- FAO. 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. UN Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
- Feranec, J., G. Hazeu, S. Christensen and G. Jaffrain. 2007. Corine land cover change detection in Europe (case studies of The Netherlands and Slovakia). *Land Use Policy* 24: 234-247.
- Gebhardt, S., P. Maeda, T. Wehrmann, J. Argumedo and M. Schmidt. 2015. A proper land cover and forest type classification scheme for Mexico. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 40: 383-390.
- Gebhardt, S., T. Wehrmann, M. A. Muñoz, P. Maeda, J. Bishop, M. Schramm, R. Kopeinig, O. Cartus, J. Kellendorfer, R. Ressler, L.A. Santos and M. Schmidt. 2014. MAD-MEX: Automatic wall-to-wall land cover monitoring for the Mexican REDD-MRV program using all Landsat data. *Remote Sensing* 6: 3923-3943.
- Houghton, R. A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in the land use and land management 1850-2000. *Tellus* 55B:378-390.
- INEGI. 1980. Sistema de Clasificación de Tipos de Agricultura y Tipos de Vegetación de México para la Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, escala 1:125 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 1985. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250 000, Serie I. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.

- INEGI. 2002. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250 000, Serie II. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México
- INEGI. 2005a. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250 000, Serie III. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México
- INEGI. 2005b. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250 000, Serie I y II. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México.
- INEGI. 2009. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1: 250 000, Serie III. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México
- INEGI. 2010. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250 000, Serie IV. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México
- INEGI. 2012. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250 000, Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México
- INEGI. 2013. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250 000, Serie V. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México
- INEGI. 2014. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250 000, Serie V. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México
- INEGI. 2017a. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250 000, Serie VI. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ags., México
- INEGI. 2017b. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250 000, Serie VI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Ags., México
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraiishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *In:* T.F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA 1535 p.
- Lal, R. 2004a. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Lal, R. 2004b. Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management* 33:528-544.
- Mas, J. F. e I. Ramírez. 1996. Comparison of land use classifications obtained by visual interpretation and digital processing. *ITC Journal* 3/4: 278-283
- Mas, J. F. y T. Fernández. 2003. Una evaluación cuantitativa de los errores en el monitoreo de los cambios de cobertura por comparación de mapas. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 51:73-87.
- Mas, J. F., A. Velázquez y S. Couturier. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación Ambiental* 1:23-39
- Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández and A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5: 249-261.
- Mas, J. F., S. Couturier, J. Paneque-Gálvez, M. Skutsch, A. Pérez-Vega, M.A. Castillo-Santiago and G. Bocco. 2016. Comment on Gebhardt *et al.* MAD-MEX: Automatic wall-to-wall land cover monitoring for the Mexican REDD-MRV program using all Landsat data. *Remote Sens.* 6:3923-3943 doi: 10.3390/rs8070533
- Mendoza-Ponce, A., R. Corona-Núñez, F. Kraxner, S. Leduc and P. Patrizio. 2018. Identifying effects of land use cover changes and climate change on terrestrial ecosystems and carbon stocks in Mexico. *Global Environmental Change* 53:12-23.
- Morales-Barquero, L., M. Skutsch, E. J. Gardel-Peláez, A. Ghilardi, C. Kleinn and J. R. Healey. 2014. Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forests* 5:1653-1681.
- Palacio-Prieto, J. L. y L. Luna-González. 1994. Clasificación espectral automática vs. clasificación visual: un ejemplo al sur de la Ciudad de México. *Investigaciones Geográficas* 29: 25-40.
- Palacio-Prieto, J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, F. Takaki-Takaki, A. Victoria, L. Luna-González, G. Gómez-Rodríguez, J. López-García, M. Palma-Muñoz, I. Trejo-Vázquez, A. Peralta-Higuera, J. Prado-Molina, A. Rodríguez-Aguilar, R. Mayorga-Saucedo y F. González-Medrano. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Nacional Forestal 2000. *Investigaciones Geográficas* 43:183-203.
- Paz, F. 2012. Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo). *En:* Paz, F. y R. Cuevas (eds.), Estado



- Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano. Texcoco, Estado de México, México. pp. 693-699.
- Paz, F. 2015. ¿Es suficiente evaluar “datos de actividad x factores de emisión = emisiones” en mecanismos tipo REDD+ o RETUS? *En*: Paz, F. y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 526-532.
- Paz, F., C. Cruz y J. Argumedo. 2012b. Elementos temáticos para la caracterización del carbono a escala local en Chiapas, Jalisco y la región del Cutzamala. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 288-295.
- Paz, F., J. Argumedo, C.O. Cruz, J.D. Etchevers y B. de Jong. 2016. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana* 34:289-310.
- Paz, F., S. Covalada, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M.I. Marín, R. Cuevas, B. de Jong y J. D. Etchevers. 2012a. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. Recuperado de: http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php (Consulta: agosto 30, 2016).
- Paz, F., V. M. Romero, J. Argumedo y J. C. Cabrera. 2018. Base de datos vectoriales multi-temporales de mapas de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000 de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:125-146.
- PMC. 2016. Descripción de Claves de Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250 000. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- PMC. 2017a. Mapas de Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250 000. Metodología de Trabajo, Series 2.5, 6 y 6.5. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- PMC. 2017b. Diccionario de Datos para las Clases de Uso del Suelo y Vegetación para las Series 2, 2.5, 3, 4, 5, 6 y 6.5. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Putz, F. E. and K. H. Redford. 2010. The importance of defining “forest”: tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica* 42:10-20.
- Rosete-Vergés, F.A., J.L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E.N. Bavarro-Salas, E. Salinas-Chávez y R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques* 20: 21-35.
- Ruesch, A. and H. Gibbs. 2008. New global biomass carbon map for the year 2000 based on IPCC tier-1 methodology. Carbon Dioxide Information Analysis Center. Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge, TN. USA.
- Running, S. W., T. R. Loveland, L. L. Pierce, R. R. Nemani and E. R. Hunt. 1995. A remote sensing based vegetation classification logic for global land cover analysis. *Remote Sensing of the Environment* 51: 39-48.
- Sasaki, N. and F. E. Putz. 2009. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conserv. Lett.* 2:226-232
- Schlesinger, W. H. 1997. *Biogeochemistry: an Analysis of Global Change*. Academic Press. Chicago, Illinois, USA.
- Torres-Rojo, J. M., O. S. Magaña-Torres y F. Moreno-Sánchez. 2016. Predicción del cambio de uso/cobertura arbolada en México a través de probabilidades de transición. *Agrociencia* 50:769-785.
- Vargas, R., F. Paz and B. de Jong. 2013. Quantification of forest degradation and belowground carbon dynamics: ongoing challenges for monitoring, reporting and verification activities for REDD+. *Carbon Management* 4:579-582.
- Velázquez, A. 2008. La dinámica de la cubierta forestal de México. *Sociedad Mexicana de Física. Revista Mexicana de Física* 9 pag. (<http://www.smf.mx/C-Global/webCubFor.html>)
- Velazquez, A., J. F. Mas, G. Bocco and J. L. Palacio-Prieto. 2010. Mapping land cover changes in Mexico, 1976-2000 and applications for guiding environmental management policy. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31: 152-162.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *INE-SEMARNAT. Gaceta Ecológica* 62: 21-37.
- Victoria-Hernández, A., M. Niño-Alcocer y J. A. Rodríguez-Ávalos. 2013. La serie IV de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000 de INEGI. Información del periodo 2007-2008. *En*: Salazar, M.T.S., G. Bocco y J. M. C. Izquierdo (eds). *Teoría, Métodos y Técnicas del Ordenamiento Ecológico y Territorial*. INECC. CDMX, México. pp. 243-267.

Capítulo 24

ESCENARIOS ASOCIADOS AL CICLO DEL CARBONO Y SUS INTERACCIONES: ESTADO DE CHIAPAS

Coordinadores

Sara Covalada-Ocón¹ y Fernando Paz-Pellat²

Colaboradores

Alejandro Ranero-Puig¹, Ma. Isabel Marín-Sosa³, Marcos Casiano-Domínguez³, Ben de Jong⁴, Jorge D. Etchevers-Barra² y Alma Velázquez-Rodríguez⁵

¹Kibeltik Clima y Medio Ambiente, A.C., San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

²GRENASER y Laboratorio de Fertilidad, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillos, Estado de México, México.

³Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México.

⁴Unidad Campeche, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México.

⁵Facultad de Ciencias, Campus El Cerrillo, Universidad Autónoma de México, Toluca, Estado de México, México.

INTRODUCCIÓN

El ciclo del carbono en ecosistemas terrestres es influenciado por el uso y manejo que los seres humanos hacen del territorio. En México los cambios de uso del suelo son procesos habituales, que pueden suponer la pérdida de bosques o selvas (deforestación), el incremento de la superficie forestal (forestaciones, reforestaciones o regeneraciones naturales), los cambios de bosques primarios a secundarios (degradación), el manejo forestal o cambios asociados al manejo de áreas productivas (de pastizales a terrenos de cultivo y viceversa y cambios en las prácticas de manejo). Todos estos cambios afectan a la cantidad de carbono almacenado en los ecosistemas, así como su capacidad de absorción de CO₂ en los distintos reservorios o almacenes y las emisiones a la atmósfera.

Según el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (Saynes *et al.*, 2016), actualizado para el año 2013, las emisiones asociadas al sector Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSyS) constituyen el 4.9 % (32 424 Gg) de las emisiones totales y las del sector Agricultura el 12.0 % (80 169 Gg). En conjunto estos dos sectores constituyen el 16.9 % de las emisiones totales. En sus metas de mitigación, México se ha propuesto disminuir las emisiones totales en un 22.0 % en 2030 (frente a un

escenario tendencial carente de medidas para combatir el cambio climático), para lo cual, el sector USCUSyS deberá reducir 46 Mt CO₂e y el sector Agricultura 7 Mt CO₂e (Gobierno de la República, 2014; INECC-SEMARNAT, 2015).

La participación planeada del sector forestal para lograr esta meta se centra en (Gobierno de la República, 2014): a) alcanzar en el 2030 la tasa cero de deforestación, b) mejorar el manejo forestal. La meta sobre la tasa de deforestación es compartida por los componentes de mitigación y adaptación. Estas estrategias de actuación hacen referencia a los componentes del mecanismo REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal), que ha sido desarrollado en el seno de las negociaciones internacionales de la Comisión Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y adoptado por México. La Estrategia Nacional para REDD+ (CONAFOR, 2017), en sus hitos al 2030 también incluye alcanzar la tasa cero de deforestación neta y, además, reducir significativamente la tasa nacional de degradación, incrementar la superficie bajo manejo forestal sustentable y aumentar los reservorios de carbono forestal. En relación al sector Agricultura las acciones se centran en: a) impulsar la tecnificación sustentable del campo; b) promover biodigestores en granjas agropecuarias y c) recuperar pastizales.



Una herramienta muy útil a la hora de planificar acciones de mitigación son los modelos. La modelación de la biomasa aérea y dinámica del suelo de la vegetación natural o inducida, así como la cultivada (cultivos, pastizales o plantaciones forestales o dendroenergéticas), genera importantes retos en su implementación operativa, particularmente bajo la situación de escasez de información. En México, para el sector forestal se han realizado estudios de caso con el modelo CO2FIX (Ordoñez *et al.*, 2001; Masera *et al.*, 2003; de Jong *et al.*, 2007 Álvarez y Rubio, 2013) y se han hecho ensayos piloto con el modelo canadiense *Carbon Budget Model for the Canadian Forest Sector* (CBM-FS3) (Kurz *et al.*, 2016), con el fin de evaluar la posibilidad de su utilización a nivel nacional. Para suelo, específicamente, se ha probado el modelo RothC (González *et al.*, 2011; González *et al.*, 2016) en experimentos a nivel de parcela. Estos modelos suelen centrarse en un tipo de sistema específico, como los modelos CO2FIX y el CBM-FS3 para el sector forestal o en un almacén de carbono concreto, como el RothC para suelos. Además, requieren gran cantidad de información y datos para su parametrización.

En una perspectiva de paisaje y ordenación del territorio, asociada a la mitigación de emisiones y servicios ecosistémicos, sin embargo, es necesario el desarrollo de modelos integrados, que incluyan diferentes tipos de sistemas (forestales y agropecuarios) y que utilice un marco genérico de modelación que permita realizar estimaciones de las variables de interés. Un requerimiento adicional en bosques naturales o en proceso de regeneración u otros tipos de vegetación con revegetación, es el de modelar en forma integrada los diferentes estratos de la vegetación (*i.e.* herbáceo, arbustivo y arbóreo), además de otros almacenes de carbono. Evidentemente la tarea no es fácil y requiere de una estrategia genérica de modelación, biofísicamente sólida, la cual permita definir el patrón del crecimiento de la vegetación bajo diferentes hipótesis y extensiones.

El diseño e implementación de políticas de mitigación de emisiones en el sector rural trae aparejado diversos retos relacionados con conseguir un balance entre la conservación de los recursos naturales y los servicios ecosistémicos que proveen y el asegurar que las poblaciones rurales desarrollen medios de vida sustentables que les proporcionen un buen nivel de vida (Soto-Pinto y Jimenez-Ferrer, 2018). Por ello, hay que tener en cuenta que las actividades de mitigación pueden tener impactos sobre otros aspectos ambientales y socio-económicos, que han de ser evaluados y analizados con

el fin de facilitar sinergias y la planeación de políticas multi-objetivo. El no considerar los efectos colaterales asociados a las actividades de mitigación podría limitar el éxito de su implementación y adopción por parte de los productores, además de acarrear problemas socioeconómicos o ambientales adicionales.

Ante esta necesidad, investigadores asociados al Programa Mexicano del Carbono (PMC) comenzaron a trabajar sobre este tema en el año 2009, desarrollando una herramienta para la generación de escenarios de mitigación de emisiones en el sector rural que permita entender los impactos asociados de las actividades planteadas y que pueda ser usada por tomadores de decisiones, gestores de los recursos naturales, así como por propietarios y productores. Esta herramienta permite definir patrones temporales de ganancia o pérdida de biomasa aérea seca, así como de otros almacenes de carbono para ser usado en un esquema simplificado de modelación de los impactos del cambio de uso del suelo, que utiliza la base conceptual de los modelos de estados y transiciones, bajo la consideración de equilibrio o estado estacionario.

Desde 2009 Chiapas ha sido considerado como un estado piloto en diversas iniciativas nacionales e internacionales relacionadas con el mecanismo REDD+, poniéndose a prueba metodologías y estrategias con el fin de ir resolviendo a pequeña escala los retos que implica el proceso de desarrollo e implementación de estrategias REDD+ en México. La selección del estado de Chiapas para este fin se explica debido a su elevada biodiversidad, la existencia de ecosistemas forestales muy diferentes (manglar, selva, bosque templado), la importancia de los bosques como hábitat de especies protegidas y emblemáticas de la fauna mesoamericana (el quetzal, el pavón, el jaguar, etc.), la diversidad social (convivencia de diferentes etnias indígenas), la complejidad de las relaciones sociales y su vulnerabilidad ante el cambio climático.

BASES DE LOS ANÁLISIS

Estado de Chiapas

El estado de Chiapas se encuentra situado en el sureste de la República Mexicana, ocupando una superficie de 73 611 km² lo que constituye el 3.7% de la superficie nacional (Figura 1). Colinda al norte con el estado de Tabasco, al oeste con Veracruz y Oaxaca, al sur con el Océano Pacífico y al este con la República de

Guatemala. El estado cuenta con 124 municipios.

Chiapas, con su topografía accidentada, variedad de climas e intervalo altitudinal (0-4060 m.s.n.m.), es poseedor de una de las más grandes riquezas biológicas de México. Su riqueza florística incluye cerca de 10 000 especies de plantas vasculares, la cual es sólo superada en México por la de Oaxaca (CONABIO, 2013). Los bosques del estado de Chiapas abarcan 4 199 189 ha, según SEMARNAT-CONAFOR (2014), lo que constituye el 57.1% de su superficie, incluyendo grandes extensiones de selvas altas perennifolias (633 503 ha), bosques mesófilos (231 777 ha) y manglares (43 602 ha),

los cuales acumulan grandes cantidades de carbono, tanto en su biomasa como en el suelo (SEMAHN, 2017).

La población de Chiapas asciende a 5 217 908 habitantes, de los cuales el 50 % son población rural (habitantes de municipios menores a 2500 habitantes; INEGI, 2015), aunque únicamente el 7% del PIB (Producto Interno Bruto) proviene de las actividades del sector primario (CEIEG, 2015). Por otra parte, Chiapas es la entidad federativa con menor índice de desarrollo humano (0.667) y, según el CONEVAL (2014), el 76% de la población del estado se encuentra en situación de pobreza y el 32% en situación de pobreza extrema.

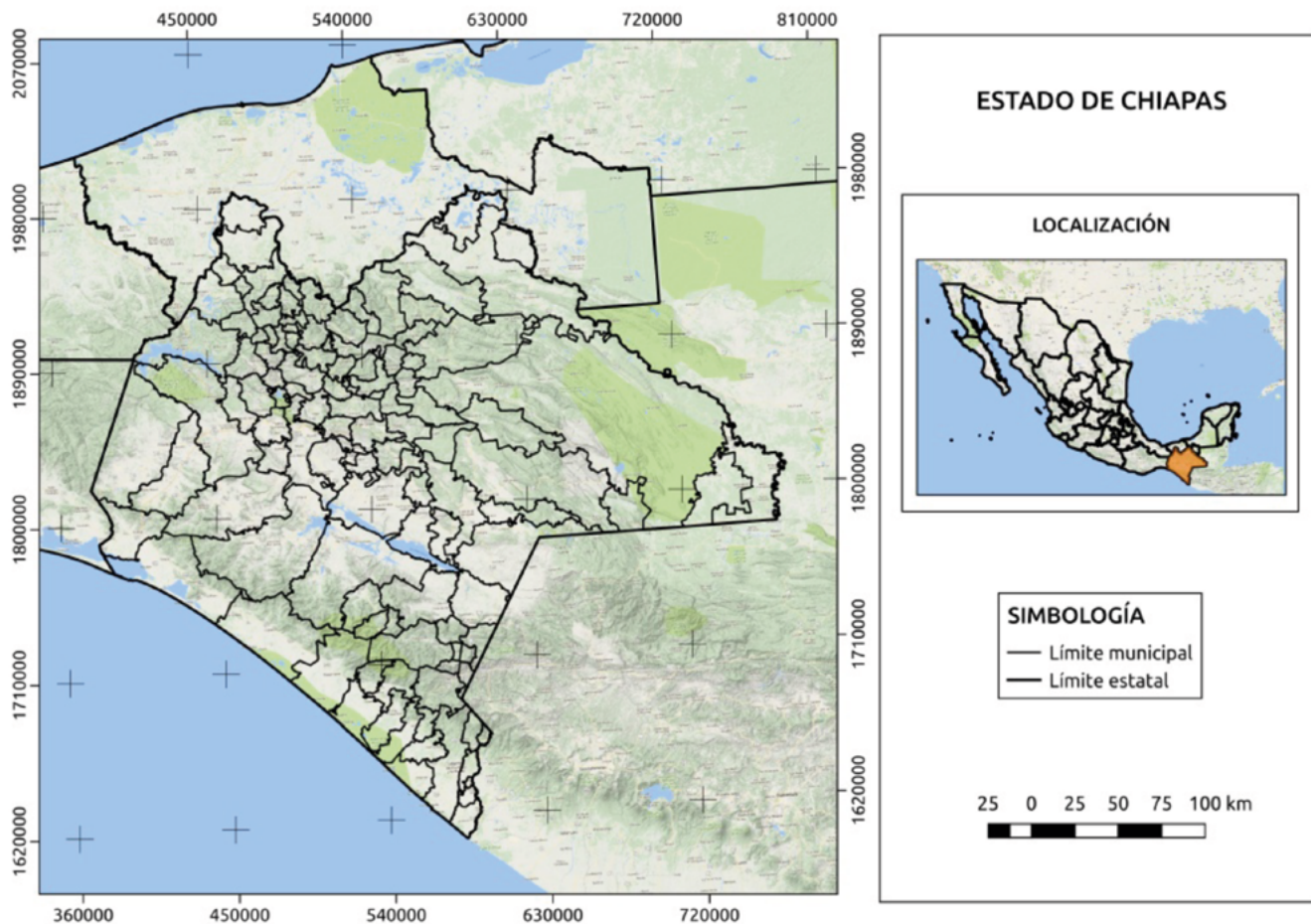


Figura 1. Localización del estado de Chiapas en la República Mexicana.

Marco conceptual de los modelos de estados y transiciones

Los modelos de estados y transiciones (METs) son modelos ecológicos no lineales que describen las comunidades vegetales como entidades discretas, en oposición al concepto continuo del modelo climático

cuantitativo (Rodríguez-Iglesias y Kothmann, 1997) que considera una única comunidad, la cual, a través de mecanismos de competición y sucesión (y en ausencia de perturbaciones), evoluciona hacia el estado *climax*.

Los investigadores de ecosistemas pascícolas de Australia, concretamente Westoby *et al.* (1989) fueron los primeros en aplicar la terminología de estados y

transiciones a la ecología de no-equilibrio con el objeto de crear modelos de manejo capaces de describir las complejas vías sucesionales de los ecosistemas de pastoreo de regiones áridas y semiáridas en un marco no lineal y considerando escalas de tiempo en las que se puedan llevar a cabo ajustes en el manejo.

Los METs aproximan el equilibrio suelo-vegetación de los ecosistemas, de tal forma que definen trayectorias de evolución (tiempo en forma implícita) de la dinámica observada. Los METs se componen de tres elementos: los estados, las transiciones y los umbrales. Un estado es un complejo reconocible, resistente y resiliente de dos componentes: el suelo y la estructura de la vegetación. La vegetación y el suelo están conectados a través de procesos ecológicos integrales que interaccionan para producir un equilibrio sostenido que se expresa por un conjunto específico de comunidades vegetales (Stringham *et al.*, 2001). Cuando uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del mantenimiento del equilibrio de un estado se degradan (por causas naturales o antrópicas) por debajo del

punto de la *auto-reparación*, se dice que se ha cruzado un umbral. En ausencia de una restauración activa, se forma un nuevo estado y también un nuevo umbral. Por otra parte, una transición es una trayectoria de cambio, precipitada por eventos naturales y/o acciones de perturbación (manejo o natural) que degrada la integridad de uno o más de los procesos ecológicos primarios. Las transiciones pueden ser reversibles o irreversibles, una vez que se ha cruzado un umbral (Stringham *et al.*, 2001).

Numerosos científicos han utilizado estos conceptos como base para el desarrollo de modelos conceptuales sobre dinámica vegetal, en los que incorporan múltiples caminos de sucesión, múltiples estados, umbrales de cambio y transiciones discontinuas e irreversibles (Díaz-Gallegos *et al.*, 2008; Rusch *et al.*, 2017). Estos modelos también permiten representar las dinámicas de cambio de uso del suelo y consecuencias de utilizar distintos sistemas de manejo en un área determinada (Figura 2).

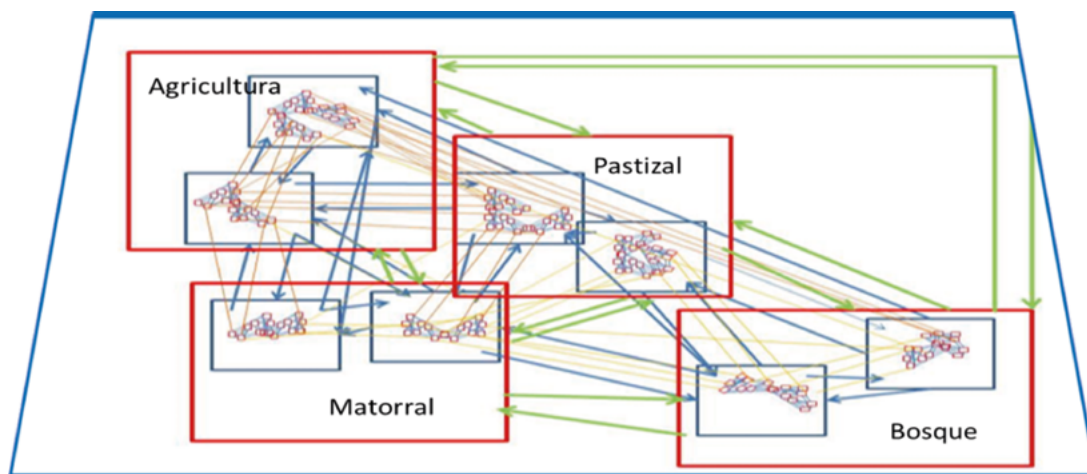


Figura 2. Representación de un modelo de estados y transiciones (Casiano *et al.*, 2017).

La ventaja de los METs (Covaleda *et al.*, 2012a y b, Reyes *et al.*, 2012) es que se pueden utilizar como herramienta para el manejo de los bosques ya que permiten evaluar el impacto de distintas perturbaciones (manejo o natural), sobre los bosques en su papel como sumideros (captura) o fuentes (liberación) de carbono (C) (Figura 3). Los METs definen de forma clara trayectorias reversibles o irreversibles de manejo, pudiéndose evaluar la eficacia en cuanto a captura de carbono y costos de diferentes estrategias de manejo

(Covaleda *et al.*, 2007). Si el sistema suelo-vegetación sobrepasa un umbral de degradación irreversible, la recuperación del estado inicial (bosque sin perturbar) es prácticamente imposible en términos operacionales. Por ello, si el sistema está en la condición de máxima degradación, los intentos por restaurar las funciones del ecosistema (*i.e.* captura de C) serán poco útiles en términos de los costos asociados. No obstante, si un sistema está en un estado transicional, entonces es viable que pueda restaurarse.

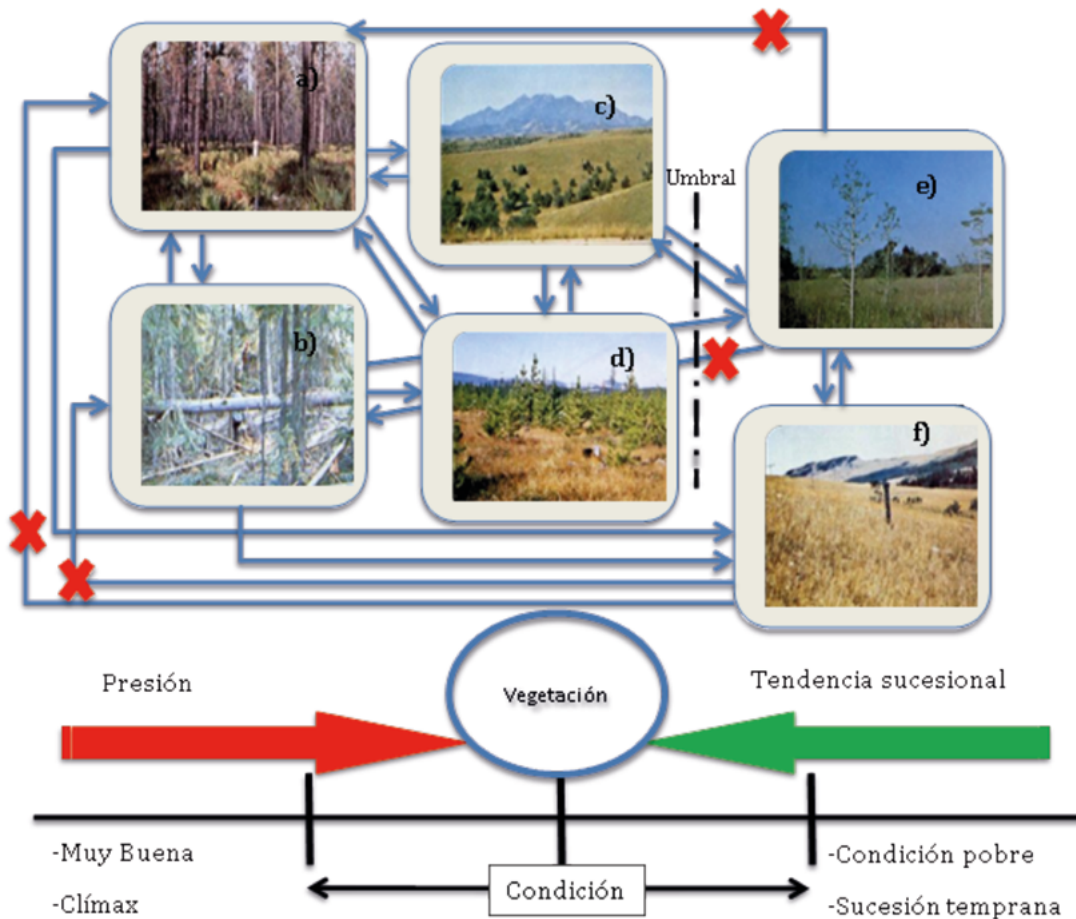


Figura 3. Posibles estados y transiciones de ecosistemas forestales, donde los ecosistemas se pueden encontrar en una serie de estados alternativos a) y b), entre los que pueden transitar o mantenerse si los regímenes de perturbación natural no son alterados. Las actividades humanas pueden causar perturbaciones que degradan al sistema y lo dirigen hacia estados, c) y d), en los cuales se requiere de medidas de restauración si se desea regresar al sistema a los estados más deseables. El ecosistema puede ser perturbado aún más, causando que se crucen transiciones no lineales (umbrales, líneas verticales grises en el diagrama) que impiden que el sistema se recupere hacia estados menos degradados; en algunos casos será posible recuperar algunas de las funciones o parte de la estructura (e) pero, en otros, el daño será completamente irreversible (f), y bajo estas circunstancias en el corto plazo y aun con ayuda de la ingeniería ambiental será muy poco probable o no es posible que se regrese a estados conservados –y esto es una expectativa pobre, pero realista– al menos los daños más severos (contaminantes tóxicos, por ejemplo).

Estos modelos permiten, por tanto, conocer los impactos en términos de las variables consideradas de pasar de un estado inicial A hacia otro B (Figura 4). Las variables que se asocian a los distintos estados identificados marcarán las posibilidades de análisis.

Estas variables pueden ser ambientales, es decir, estar relacionadas con la provisión de servicios ecosistémicos por parte de los estados o de otro tipo (*i.e.* variables económico-financieras).



Figura 4. Transición entre estados.
SE = servicios ecosistémicos y Bd = biodiversidad.

Pasos para el desarrollo de los modelos

Para generar modelos de estados y transiciones que

representen las dinámicas de cambio de uso del suelo de un determinado estado, región o zona es necesario seguir los pasos presentados en el Cuadro 1

Cuadro 1. Pasos para seguir en la generación de un MET.

Definición de la escala de trabajo
Identificación y caracterización de los elementos del modelo: estados, transiciones, umbrales
Identificación y organización de la información sobre variables de interés asociadas a los estados
Clasificación de las transiciones
Generación de la matriz de reglas de transición entre estados
Generación de matrices de cambio
Elaboración de la representación esquemática del modelo

Definición de la escala de trabajo

En Chiapas, los modelos fueron construidos con una visión desde lo local, por ello, con el fin de entender mejor las dinámicas de cambio de uso del suelo a nivel regional en el estado, Paz *et al.* (2012) propusieron una regionalización ecológico-fisiográfica, basada en las Ecorregiones tipo 1 (INEGI-CONABIO-INE, 2008) y la clasificación en regiones fisiográficas de Mullerried (1957). Adicionalmente, se tuvieron en

cuenta consideraciones administrativo-económicas (regiones económicas) y culturales. Posteriormente, esta clasificación fue modificada para adaptarse a los límites municipales.

Las regiones consideradas para la construcción de METs en Chiapas se muestran en la Figura 5, incluyendo la adaptación de las regiones a los límites municipales, lo cual tiene interés a la hora de plantear acciones de política pública.

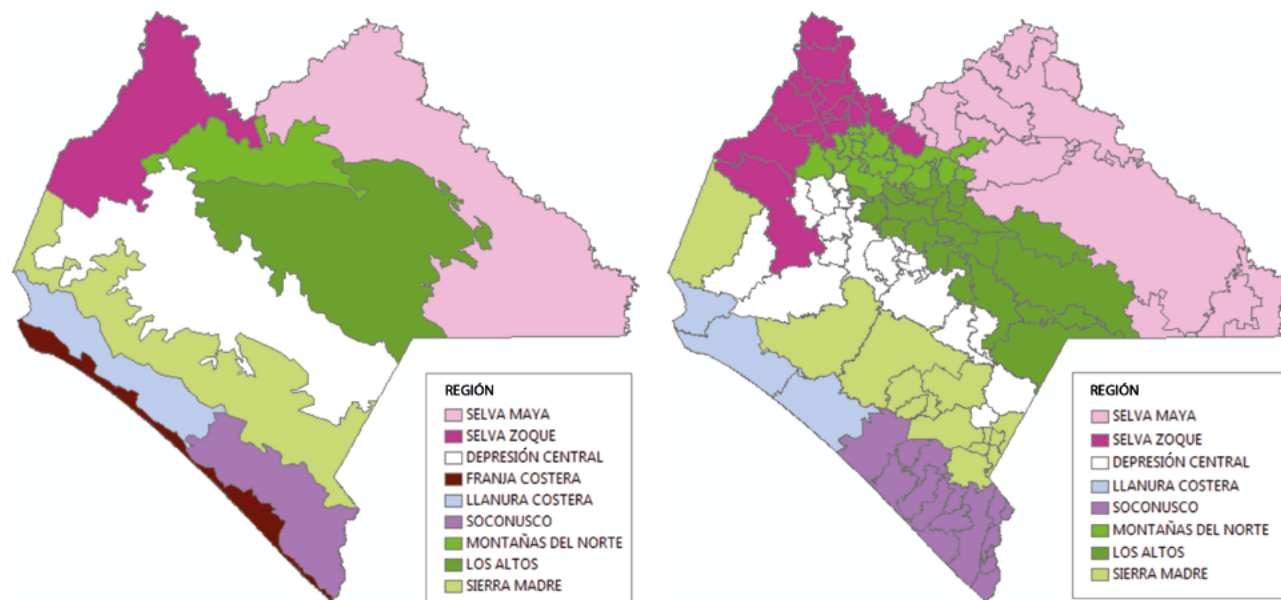


Figura 5. Regionalización propuesta de Chiapas: ecológico-fisiográfica (izquierda) y su modificación municipal (derecha).
Fuente: Paz *et al.* (2012b).

Identificación de los estados

Los estados (tipos de vegetación/ usos del suelo) considerados para construir los METs de cada región fueron seleccionados en función de los tipos de vegetación y usos del suelo agrícolas y pecuarios más representativos de cada zona. Además, se consideraron otros usos del suelo relacionados con prácticas de manejo sustentables como los sistemas agroforestales (taungya, acahual mejorado, sistemas silvopastoriles, sistemas de café y cacao) que ya están siendo implementados por algunas organizaciones en comunidades rurales. Otros, como la labranza de conservación y el MIAF (maíz intercalado con árboles frutales) constituyen alternativas para mejorar la producción agrícola y, además, contribuyen a la captura de carbono en agroecosistemas (Eagle *et al.*, 2011). Dentro de los sistemas forestales se consideraron bosques conservados y degradados por diferentes factores (extracción no regulada de madera y leña) y como sistemas forestales manejados, los bosques con plan de manejo forestal para aprovechamiento maderable y los bosques con extracción regulada de productos no maderables (principalmente palma *Chamaedorea sp.*).

Para identificar estos estados, en primer lugar se llevó a cabo una búsqueda y revisión de literatura sobre los usos del suelo, dinámicas de cambio de uso del suelo y almacenes de carbono en ecosistemas naturales y manejados del estado de Chiapas. Se utilizaron dos trabajos cuyo ámbito era el estado de Chiapas: de Jong *et al.* (2010) y Paz *et al.* (2010), el primero en relación al establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de gases de efecto invernadero provenientes de agricultura, silvicultura y otros usos del suelo y el segundo en relación a la estimación del carbono orgánico en los suelos de Chiapas. Además, se contó con la información de datos de biomasa asociados a diferentes ecosistemas naturales derivados del análisis de la información del INFyS 2004-2007 (Inventario Nacional Forestal y de Suelos; CONAFOR, 2012). Adicionalmente se identificaron todos los artículos científicos y literatura gris (tesis de maestría y doctorado, reportes técnicos) generada en el estado con relación a los almacenes de carbono en los distintos tipos de vegetación y uso del suelo del estado (Covaleda *et al.*, 2013 y 2017).

En Chiapas, los METs son representativos de la escala local, de modo que las clases de uso del suelo y vegetación utilizados en las evaluaciones no necesariamente coinciden con las clases que se

reportan en fuentes generadas para otras escalas (municipal, nacional, cuencas, entre otras). En México la cartografía oficial empleada para clasificar los tipos de vegetación y usos del suelo es la generada por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), por lo que, es la que se utilizó como referencia para la definición de estados, tras un proceso de homologación de clases. En particular, la clasificación empleada para los tipos de vegetación fue homologada con las clases de la serie IV (año base 2007) del mapa de uso del suelo y vegetación del INEGI.

Los usos del suelo agrícolas y pecuarios utilizados en los METs, por su parte, fueron homologados a las clases utilizadas por el Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA; hoy SADER) de México y a las clases utilizadas por el INEGI. En términos generales, se analizaron las definiciones de cada una de las clases reportadas en las tres fuentes y se definieron criterios para poder intercomparar la información (Paz *et al.*, 2012b; Paz, 2015).

VARIABLES DE INTERÉS ASOCIADAS A LOS ESTADOS

Los modelos de estados y transiciones son marcos genéricos que permiten organizar la información asociada a los elementos del modelo. En el caso de los modelos desarrollados en Chiapas, el primer objetivo era generar escenarios de mitigación de emisiones por lo que las primeras variables consideradas fueron las relacionadas con los almacenes de carbono de los sistemas. Posteriormente, la visión se ha ido ampliando y han ido incorporándose variables asociadas a otros servicios ecosistémicos (Paz *et al.*, 2012b).

El pago por servicios ecosistémicos (*i.e.* REDD+) es uno de los mecanismos que generan incentivos para la conservación y consiste en pagar al propietario por mantener su tierra con uso de suelo forestal (White y Minang, 2011). Ello implica la necesidad de conocer los costos de oportunidad de las actividades que se quiera implementar. Por ello, para determinar montos de pago, es necesario estimar la utilidad que le generaría al propietario utilizar su tierra en actividades alternativas, como las agrícolas, pecuarias, industriales o urbanas (White y Minang, 2011). A cada estado, por tanto, se le asoció información financiera sobre los costos (de implementación y mantenimiento) y beneficios de la actividad que representan.

En el Cuadro 2 se muestran las variables que se han asociado a los METs elaborados en Chiapas.



Cuadro 2. Variables asociadas a los estados de los METs en Chiapas.

Variables ambientales	Variables económico-financieras
Almacenes de carbono en ecosistemas terrestres	Costos de producción Utilidades Valor presente neto Empleo Crédito

Con relación al carbono, en el Cuadro 3 se presentan las variables consideradas y las fuentes de información empleadas.

Cuadro 3. Fuentes de información.

Tipo de variable	Variable	Fuente de información
Carbono	Carbono en biomasa aérea	Inventario Nacional Forestal y de Suelos
	Carbono en raíces	Inventarios forestales estatales
	Carbono en suelo (0-30 cm)	Inventarios forestales regionales y locales
	Carbono en el mantillo	Bases de datos procedentes de Covaleda <i>et al.</i> , (2017) y
	Carbono en madera muerta sobre el suelo	Rojas-García <i>et al.</i> (2017) Información bibliográfica

En el Cuadro 4 se presentan las variables económico-financieras incluidas hasta el momento en los modelos de Chiapas y las fuentes de información asociadas.

Cuadro 4. Fuentes de información.

Tipo de variable	Variable	Fuente de información
Presupuestos empresariales	Costos de implementación	FIRA
	Costos de mantenimiento	Secretarías del Campo estatales
	Utilidades	Entrevistas a productores
	Valor presente neto	
Empleo	Número de jornales	Derivada de los presupuestos empresariales
Subsidio	Monto de los subsidios	Actividades apoyadas por PROCAMPO (PROAGRO)
		Actividades apoyadas por PROGAN
Crédito	Monto de crédito	Instituciones financieras nacionales
	Periodo de crédito	Instituciones financieras estatales y regionales Instituciones privadas

Los datos de costos y utilidades asociados a cada actividad permitieron calcular el valor presente neto de cada estado, lo cual permite analizar la diferencia en la rentabilidad neta entre usos alternos del suelo (transición entre estados), dato necesario para calcular los costos de oportunidad que se obtuvieron dividiendo la diferencia de rentabilidad entre un estado final y otro inicial (expresada como Valor Presente Neto) por la diferencia en las reservas de carbono entre el estado final e inicial.

La información sobre empleo se centró en recoger los datos sobre el número de jornales necesarios para realizar cada actividad anualmente, incluyendo los jornales necesarios para la fase de establecimiento y mantenimiento.

En el caso de proyectos con subsidio se consideraron los apoyos federales (*i.e.* PROCAMPO y PROGAN de SAGARPA) y estatales (*i.e.* apoyos de la Secretaría del Campo del Gobierno de Chiapas). Los programas de pagos por servicios ambientales (*i.e.* PSA de CONAFOR) se consideraron como subsidios, dado que no están basados en resultados y no son verificables.

Los créditos, en los modelos, se dividen en créditos refaccionarios, que se conceden por periodos superiores a dos años y créditos de habilitación/avío, para periodos menores a dos años. Aunque conviene señalar que no todas las actividades incluidas en los modelos tienen acceso a crédito, por ser marginales o por no cumplir con estándares de financiamiento bancario.

Identificación y clasificación de las transiciones

Las transiciones entre estados se clasificaron en primer lugar como: permitidas, no permitidas y no aplica. Esta primera clasificación es necesaria ya que no todas las transiciones entre estados son posibles, al menos en un solo paso. Por ejemplo, un terreno agrícola abandonado no puede transformarse directamente en un bosque conservado, ya que antes de llegar ahí tiene que pasar por distintos estados de acahual (herbáceo, arbustivo y arbóreo) que permiten recuperar la estructura y funciones de un bosque maduro. Por esta razón se generaron matrices de transición entre estados, estableciendo estas reglas de transición. En el Cuadro 5 se presenta un ejemplo.

Cuadro 5. Ejemplo de matriz de reglas de transición.

Estado	SSP	SSPd-m	SSP-NMA	CN	CO
SSP	1	1	1	1	1
SSPd-m	1	1	NA	1	1
SSP-NMA	1	NA	1	1	1
CN	1	NP	1	1	1
CO	NP	NA	NP	NP	1

NA: No aplica; 1: Permitida; NP: No permitida; SSP: Selva sub-perennifolia, SSPd-m: Selva sub-perennifolia degradada por la extracción de madera; SSP-NMA: Selva sub-perennifolia con aprovechamiento no maderable; CN: Cafetal natura o rústico; CO: Cafetal orgánico.

Seguidamente, las transiciones permitidas se asociaron con los 5 componentes que se incluyen en el mecanismo REDD+ (Cuadro 6). Sin embargo, puesto que los modelos incluyen actividades forestales,

agrícolas y pecuarias, las definiciones de degradación, incremento y conservación de los almacenes de carbono se aplicaron de manera general a las transiciones entre dos estados cualesquiera y no estrictamente a bosques.

Cuadro 6. Identificación de las transiciones asociadas a actividades REDD+ y sus componentes.

Componente REDD+	Descripción
DF	Deforestación
DG	Degradación
CS	Conservación
IA	Incremento de acervos o almacenes
MFS	Manejo forestal sustentable



El Cuadro 6 muestra las transiciones genéricas utilizadas en los modelos para identificar el impacto de las transiciones sobre los almacenes de carbono y diferenciar componentes de REDD+; sin embargo, es posible clasificar las transiciones con relación a diferentes criterios, lo que multiplica las posibilidades de análisis.

En los modelos desarrollados en Chiapas las transiciones fueron clasificadas, además, según el tipo y manejo de la actividad final, indicadores socioeconómicos, las restricciones asociadas a distintos tipos de productores (ver Caja 1) y las actividades elegibles en los mercados de carbono (Cuadro 7).

Cuadro 7. Clasificación de las transiciones en los modelos de estados y transiciones.

Clasificación	Categorías
Tipo de actividad	Forestal Agrícola Pecuaria
Tipo de manejo	Convencional Mejorado
Indicadores socioeconómicos	Trabajo establecimiento (género) Trabajo establecimiento (cualificación) Trabajo operación (género) Trabajo operación (cualificación) Vía de dotación de alimentos Restricciones de los mercados (insumos, productos, de trabajo)
Restricciones asociadas a los productores (ver Caja 1)	Restricciones asociadas al tipo de productor 1 Restricciones asociadas al tipo de productor 2 Restricciones asociadas al tipo de productor 3 Restricciones asociadas a la superficie necesaria para implementar la actividad Seguridad alimentaria Asistencia técnica Colectividad Tenencia de la tierra Infraestructura Acceso a crédito
Actividades elegibles en los mercados de carbono	A/R-M: Forestación/reforestación de humedales A/R: Forestación/reforestación ALM: Manejo agrícola IFMC: Manejo forestal mejorado (conservación de bosques) IFM: Manejo forestal mejorado RED: Reducción de emisiones por deforestación REDD: Reducción de emisiones por degradación forestal REDD+H: Restauración y conservación de humedales IA-Rs: Incremento de carbono en áreas forestales: restauración/revegetación IA-AA: Incremento de carbono en áreas forestales: acahuals mejorados IA-C: Incremento de almacenes de carbono a través de prácticas mejoradas en sistemas de café IA-SA: Incremento de los almacenes de carbono a través de otros sistemas agroforestales IA-Ty: Incremento de almacenes de carbono a través del establecimiento de un sistema de taungya IA-SSP: Incremento de almacenes de carbono a través de sistemas silvopastoriles IA-C: Revegetación

Productores tipo 1: productores en el nivel de subsistencia; Productores tipo 2: productores que consiguen tener cierto ahorro; Productores tipo 3: grandes productores.

De esta manera es posible seleccionar el o los conjuntos de transiciones de interés; por ejemplo, las transiciones que impliquen la implementación de actividades forestales que incrementen los almacenes de carbono, no supongan pérdidas económicas ni de empleo para los productores, no requieran trabajo

calificado, no presenten limitaciones en los mercados y estén tipificadas por alguno de los estándares que operan en los mercados voluntarios. Es decir, estos modelos permiten añadir restricciones para seleccionar únicamente las transiciones que nos interesan.

Caja 1. Tipos de productores en el medio rural de Chiapas

En el medio rural habitan diferentes tipos de productores que tratan de cumplir sus objetivos internos implementando diferentes sistemas de producción. Los elementos básicos en los cuales los productores basan sus decisiones son sus propios objetivos y las restricciones con las que se enfrentan (Kragten *et al.*, 2001).

Por ello, para mejorar la capacidad de análisis de los METs a nivel regional, se buscó incorporar la perspectiva de los productores rurales, con el fin de tener elementos para valorar qué estados son más factibles que implementen diferentes tipos de productores en función de sus objetivos y posibilidades.

En Chiapas se han diferenciado tres tipos básicos de productores en función de su posición (Covaleda *et al.*, 2014):

- Productores tipo 1: este tipo de productor se encuentra en un nivel de subsistencia.
- Productores tipo 2: este tipo de productor se encuentra por encima del nivel de subsistencia y consigue tener cierto grado de ahorro.
- Productores tipo 3: este tipo de productor centra su producción en la venta de productos en los mercados.

En el Cuadro C1.1. se presentan los objetivos que persigue cada tipo de productor con los distintos sistemas productivos y usos del suelo que implementa y maneja. Además, se enumeran las principales características de cada tipo de productores.

Cuadro C1.1. Tipos genéricos de productores identificados en Chiapas.

Tipo de productor	Objetivos	Características
Tipo 1	Seguridad alimentaria Disponibilidad de efectivo Provisión de energía	Muchos no tienen derechos claros de propiedad de la tierra Escasa superficie productiva Infraestructura mínima Complementan con trabajo asalariado Usan mano de obra familiar Producción manual Algunos pertenecen a asociaciones de productores y reciben capacitación
Tipo 2	Seguridad alimentaria Disponibilidad de efectivo Ahorro Provisión de energía	Cuentan con mayor superficie productiva o de mayor calidad Infraestructura básica Complementan con trabajo asalariado Algunos contratan mano de obra La mayoría pertenece a organizaciones de productores y reciben capacitación
Tipo 3	Producción para el mercado	Grandes superficies de producción Infraestructura avanzada (equipos, vehículos, riego) No complementan con trabajo asalariado Contratan mano de obra Forman sus propias empresas Gestionan sus capacidades

Fuente: Covaleda *et al.* (2014)

Modelación temporal de las variables incluidas en los modelos

En la perspectiva de los Modelos de Estados y Transiciones o METs, el esquema planteado de modelación de la dinámica del carbono en la transición de un estado a otro, sólo requiere la biomasa asociada a cada estado y el tiempo de paso asociado a la transición. Este tipo simplificado de modelación supone que las biomásas (y otros almacenes de carbono) iniciales y finales están en equilibrio (estado estacionario), permitiendo así el uso sólido de modelos con un mínimo de información, relativamente fácil de adquirir en campo.

Los modelos pueden generar resultados anuales asociados a una determinada transición en diferentes horizontes temporales, hasta un máximo de 30 años. Este horizonte temporal fue seleccionado de acuerdo a los lineamientos del Banco Mundial (White y Minang, 2011) y la duración de los contratos de la tenencia de la tierra del sector social definidos en la Ley Agraria mexicana. Las variables que se modelan son las relacionadas con los almacenes de carbono de los ecosistemas y las variables económico-financieras.

Para modelar la dinámica del carbono en términos anuales se utilizó un modelo de crecimiento sigmoide asimétrico (Yin *et al.*, 2003; Paz *et al.*, 2015), por su simplicidad, al depender únicamente de un parámetro y por ajustarse bien a los valores experimentales. Además, el modelo puede utilizarse con distintos tipos de vegetación:

$$C_t = C_i + (C_f - C_i) \left(1 + \frac{t_f - t}{t_f(1-f_t)} \right) \left(\frac{t-t_i}{t_f-t_i} \right)^{\frac{t_f-t_i}{t_f(1-f_t)}}, \quad 0 \leq t \leq t_f \quad (1)$$

$$C = C_f, \quad t > t_p$$

En la Ecuación 1, C es carbono (biomasa aérea o suelo), t_i es el tiempo de inicio de la transición, t_p es el tiempo de paso y el tiempo final está dado por $t_f = t_i + t_p$. Las restricciones de la ecuación (1) son: $C_f > C_i$ y $t_i \leq f_t t_f < t_f$ ó $0 \leq f_t < 1$. El parámetro $f_t = t_m / (t_f - t_i)$ define la posición de t_m con relación a t_p ($= t_f - t_i$). La ventaja del modelo asimétrico es que, dados t_i y t_f o t_i y t_p , solo requiere de un parámetro (f_t) para ser parametrizado por completo. En el caso de la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS), a diferencia de la biomasa aérea, el modelo es de decrecimiento (pérdida de COS) para la transición de bosque a vegetación herbácea, donde esto solo implica un cambio de signo para f_t .

Para el caso del COS, Paz *et al.* (2015) justificaron el uso de $f_t = 1$.

La parametrización definida por la Ecuación (1) permite el seguimiento temporal de actividades o METs compuestos (estados que implican la realización de diferentes actividades con una dinámica temporal, como la agricultura de roza-tumba-quema). La generalización de este modelo al caso de actividades múltiples es discutida por Paz y Covalada (2015). Por ejemplo, en la Figura 6 se simula el comportamiento del sistema acahual-milpa, usando un proceso de regeneración del bosque (selva) con $B_i = 0$, $B_f = 100 \text{ t C ha}^{-1}$ ($B =$ biomasa aérea viva, $B = C$ en la relación 1), $t_i = 0$, $t_p = 20$ años, $f_t = 0.6$. En el punto de partida, el bosque fue cortado (roza y tumba y quema) totalmente en el año 0 y se regeneró hasta el año 10, donde fue cortado para sembrar una milpa de maíz; la cual fue mantenida por 4 años (año 14) y en el año 15 se restableció el acahual que fue mantenido durante 15 años y después se volvió a convertir a milpa (año 31) y permaneció así por 4 años, para ser abandonada finalmente (año 35), permitiendo que la vegetación se regenerara a su condición inicial después de 20 años (año 54).

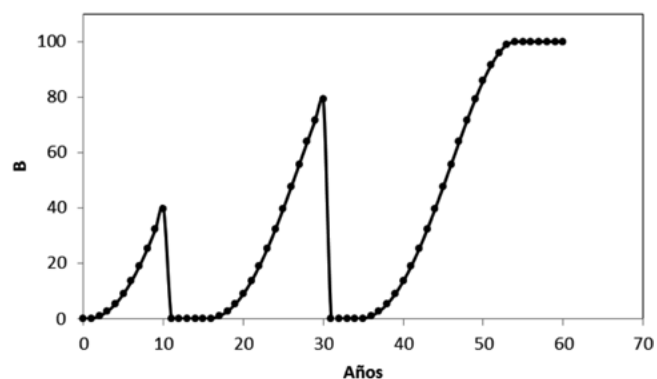


Figura 6. Secuencia de regeneración de bosque-milpa-acahual-milpa-bosque secundario (B en t C ha⁻¹).

Fuente: Paz y Covalada (2015).

En la Figura 7 se muestra otro ejemplo, en el que se utilizan los mismos parámetros empleados para el bosque en la Figura 6. El proceso inició en el año 0 cuando el bosque tenía una biomasa de 50 t C ha⁻¹ y se dejó crecer durante 10 años (biomasa = 69.9 t C ha⁻¹). En el año 11 se realizó una extracción de biomasa del 20%, en el año 12 una del 10% y, finalmente, en el año 13 se extrajo un 10% adicional (los porcentajes de extracción hacen referencia a la biomasa en el año 10). A partir del año 14, se permitió la regeneración del bosque por 20 años (año 33) y después fue cortado

totalmente para establecer una milpa que se mantuvo por 7 años, hasta su abandono en el año 41 para que el bosque se regenerara y pasara a bosque secundario.

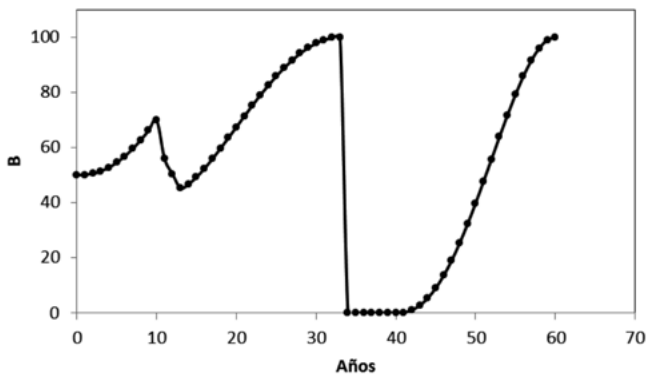


Figura 7. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achahual-milpa-bosque secundario.
Fuente: Paz y Covaleda (2015).

El caso que se presenta en la Figura 7 tiene el problema de que al usarse la Ecuación (1) en forma directa, se supone que la biomasa inicial (B_i) en cualquier tiempo del crecimiento está en estado estacionario. Para evitar esta situación, es necesario reajustar los tiempos iniciales (t_i) con el fin de que puedan reflejar adecuadamente el estado previo del crecimiento. Así, para el año 0 el tiempo asociado a $B = 50 \text{ t C h}^{-1}$ es 11.3 años y para $B = 64.8 \text{ t C ha}^{-1}$ (remanente después de las extracciones después del ajuste al crecimiento inicial antes de las extracciones) es 13.1 años. La Figura 8 muestra los resultados después de los ajustes mencionados.

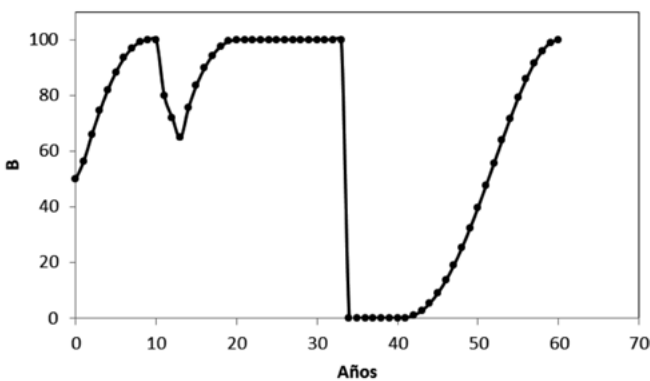


Figura 8. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achahual-milpa-bosque secundario, con ajustes en los inicios del crecimiento.
Fuente: Paz y Covaleda (2015).

El problema de los ajustes se resuelve fácilmente si se considera como requisito en la parametrización del modelo, además de la definición del estado inicial, el saber cuánto tiempo ha permanecido en ese estado.

Este tiempo de permanencia en el estado inicial previo a la transición al estado final define t_i y con este valor se estima B_i en el año 0. Así, bajo esta consideración tenemos que $t_r = t_p$ en la Ecuación (1).

Para poder analizar los costos de oportunidad en términos de carbono, se estimó el carbono en un periodo de 30 años y se determinó su promedio (White y Minang, 2011). Los costos e ingresos asociados a los cambios de actividades de los METs fueron evaluados usando proformas de proyectos en los que se estimaron los costos, ingresos y utilidades de cada proyecto en un periodo de 30 años. La Figura 9 muestra un ejemplo de los costos e ingresos anuales de un estado de un MET, en este caso la palma africana.

Finalmente, los beneficios (ingresos – costos) fueron evaluados a valor presente para estimar las utilidades y poder compararlos con los valores promedio de 30 años de la dinámica del carbono.

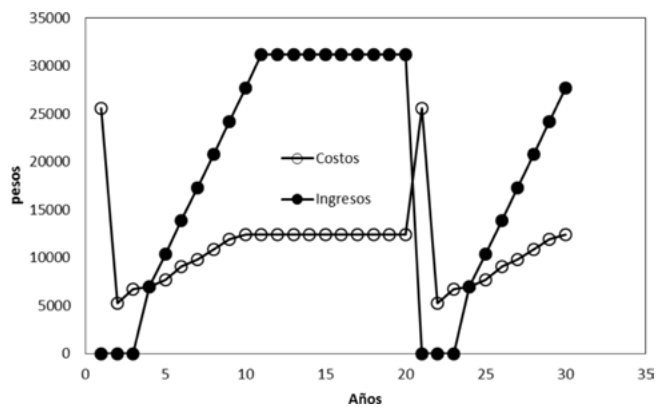


Figura 9. Evolución anual de los costos e ingresos de una plantación con palma africana.
Fuente: Covaleda *et al.* (2016)

Las curvas de abatimiento muestran los impactos de reducción de emisiones de una medida (actividad) y los costos asociados, permitiendo establecer una jerarquía de la costo-eficiencia de las distintas medidas de mitigación y, por tanto, la planificación temporal de medidas y el dimensionamiento de los esfuerzos asociados (Clerc *et al.*, 2013). Los escenarios de mitigación, por su parte, permiten estimar el potencial de mitigación de la aplicación de las actividades o medidas seleccionadas sobre una superficie geográfica dada, pudiéndose efectuar también proyecciones temporales.

La construcción de curvas de costos de abatimiento (White y Minang, 2011; Australian Government, 2011) requiere dos tipos de datos: el potencial de mitigación unitario de las actividades propuestas ($\text{tCO}_2 \text{ ha}^{-1}$) y los costos de oportunidad ($\text{US\$ tCO}_2^{-1}$).



Para desarrollar las curvas de abatimiento utilizando la información asociada a los METs regionales de Chiapas se utilizaron las matrices de transición entre

estados (del estado inicial al final) por regiones, para las variables presentadas en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Variables utilizadas en la construcción de curvas de costos de abatimiento.

Potencial de mitigación unitario (tCO ₂ ha ⁻¹)	Diferencia de rentabilidad (US \$ ha ⁻¹)
Diferencia del carbono en la biomasa viva aérea	Diferencia del valor presente neto
Diferencia del carbono en la biomasa viva subterránea	
Diferencia del carbono orgánico del suelo	
Diferencia del carbono total	
Diferencia total de toneladas de CO ₂ equivalente por hectárea	

Hasta el momento, con los METs se han generado escenarios para conocer los impactos del cambio de uso del suelo (deforestación y degradación forestal) y para plantear opciones de mitigación de emisiones en el sector rural. En ambos casos, los tipos de escenarios a plantear pueden ser potenciales o de intervención.

Los escenarios potenciales representan el potencial de mitigación total para una unidad territorial determinada (estado, región, municipio) de una serie de actividades (REDD+, A/R, agropecuarias) en función de sus costos de oportunidad (US\$ tCO₂⁻¹).

Los escenarios de intervención, por su parte, tratan de identificar acciones efectivas para alcanzar las metas planteadas, lo que los hace especialmente adecuados para el planteamiento de políticas públicas (Covaleda *et al.*, 2016). Requieren el establecimiento de líneas base y metas para cada actividad o grupo de actividades considerado. Seguidamente, se seleccionan los estados iniciales y finales de los modelos y el horizonte temporal.

El planteamiento de escenarios requiere el conocimiento de la superficie de los distintos tipos de vegetación y usos del suelo de las unidades geográficas consideradas. Para la generación de escenarios con los METs, se ha utilizado como base la cartografía oficial generada por el INEGI, esto es, las series II a V del Mapa de Uso del Suelo y Vegetación (1:250 000).

Adicionalmente se utilizó el mapa de probabilidad de deforestación generado por Castillo *et al.* (2010) para el Programa de Acción Ante el Cambio Climático del estado de Chiapas o PACCCH (SEMAHN, 2011) con el fin de determinar las superficies promedio esperadas deforestadas/degradadas, para así poder determinar los costos de oportunidad asociados y construir escenarios de mitigación.

Dado que los modelos incluyen diferentes tipos de variables asociadas a los estados y las transiciones pueden ser clasificadas en relación a diferentes criterios, las posibilidades de análisis son amplias. Los análisis que permiten plantear los modelos pueden centrarse en distintos grupos de actividades genéricas (*i.e.* actividades forestales, actividades A/R), pudiéndose seleccionar distintos componentes (*i.e.* incremento de los almacenes de carbono). Adicionalmente, los análisis pueden acotarse, por ejemplo, incluyendo restricciones relacionadas con el efecto sobre el empleo y la disponibilidad de subsidio y crédito, así como sobre los valores de los costos de oportunidad (Cuadro 9). De esta manera, los modelos permiten la priorización de intereses para analizar las actividades (estados en los METs) que cumplen las restricciones impuestas. El uso de indicadores múltiples permite la flexibilidad suficiente para adaptarse a visiones particulares de los usuarios/actores.

Cuadro 9. Ejemplos de restricciones para el análisis.

Variable	Restricción
Efecto sobre el empleo	Sin pérdida de empleo, diferencia de jornales positiva (JP) Con pérdida de empleo, diferencia de jornales negativa (JN)

Cuadro 9. Ejemplos de restricciones para el análisis (Continuación).

Variable	Restricción
Efecto del crédito	Si hay crédito (SC) No hay crédito (NC)
Efecto del subsidio	Actividades con subsidio (CS) Actividades sin subsidio (SS)
Signo del costo de oportunidad	Valores positivos (VP) Valores negativos (VN)
Valor del costo de oportunidad	Costo de oportunidad mínimo (CO) Costo de oportunidad máximo (CX) Costo de oportunidad promedio (Prom)
Tipo de productor	Actividades que puede implementar el tipo 1 Actividades que requieren acción colectiva

Los efectos sobre el empleo se evalúan calculando la diferencia de jornales entre un estado final y otro inicial, los cuales normalmente no requieren el mismo esfuerzo de trabajo.

El efecto del crédito se refiere a la diferencia entre la situación de implementar una actividad con el apoyo de un crédito o sin crédito, al igual que el efecto del subsidio, que se evaluó comparando la situación de implementar una actividad contando con subsidio y sin él.

En el caso de los costos de oportunidad es importante conocer su signo (positivo/negativo) y la situación relativa con respecto a las demás actividades evaluadas; donde los costos de oportunidad mínimos se refieren a transiciones donde el costo asociado es el menor de las opciones analizadas. En el caso del promedio, el proyecto o transición es aquel que se acerca más al valor promedio de los costos de oportunidad de los múltiples estados finales.

Las restricciones asociadas a los tipos de productores pueden ayudar a focalizar acciones para diferentes tipos de productores. Por ejemplo, los productores tipo 1, con menos recursos, no implementarán actividades que requieran una gran superficie, la utilización de insumos costosos o que tarden en producir alimentos o beneficios, a no ser que sean parte de esquemas agroforestales en los que al menos uno de los componentes genere producción en el corto plazo.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Modelos de estados y transiciones desarrollados en Chiapas

Los modelos desarrollados en Chiapas fueron una primera aproximación a la comprensión de los impactos ambientales y socio-económicos asociados a los cambios de uso del suelo en México, partiendo de la visión local de los usuarios del suelo y con la pretensión de proponer un esquema funcional para diferentes escalas, de abajo hacia arriba. El objetivo de estos modelos era que el gobierno del estado tuviera una herramienta para diseñar acciones REDD+, considerando sus impactos en términos de carbono y variables socio-económicas.

En Chiapas se elaboraron ocho METs regionales (según la regionalización mostrada en la Figura 5). La primera versión de estos modelos fue desarrollada por Paz (2009) y Covalada (2010) y una siguiente versión fue presentada en Paz *et al.* (2012b). Adicionalmente, los modelos de cuatro regiones (Soconusco, Llanura Costera, Sierra Madre de Chiapas y Depresión Central), fueron actualizados posteriormente (Covalada, 2014; Covalada *et al.*, 2014).

Para clarificar la metodología empleada y la utilidad de los METs, se elaboró un MET genérico (Figura 10) que constituye una simplificación de los elaborados para las regiones de Chiapas.

El modelo genérico parte de un bosque de referencia o conservado que puede sufrir transiciones a otros estados:

- Al implementarse un plan de manejo forestal maderable o manejo de productos no maderables (palma, resina)
- Al ser objeto de procesos de degradación (transformándose en bosques degradados) por extracción no regulada de árboles para madera o leña
- La introducción de cultivos bajo sombra (café, cacao) puede suponer la degradación de los bosques conservados o la conservación de almacenes si el bosque está degradado
- Tras un proceso de deforestación los bosques conservados, degradados o manejados pueden ser transformados en terrenos agrícolas o pastizales.
- La utilización de sistemas agroforestales (incluyendo los silvopastoriles), las plantaciones forestales y la implementación de sistemas agrícolas mejorados (como la labranza de conservación o el MIAF) constituyen alternativas de producción más sustentable y con mejores opciones de captura de carbono.
- El abandono de terrenos agrícolas y ganaderos permite la regeneración de la cubierta forestal, desde la fase herbácea, hasta la arbustiva y, posteriormente, arbórea si las condiciones del terreno lo permiten.

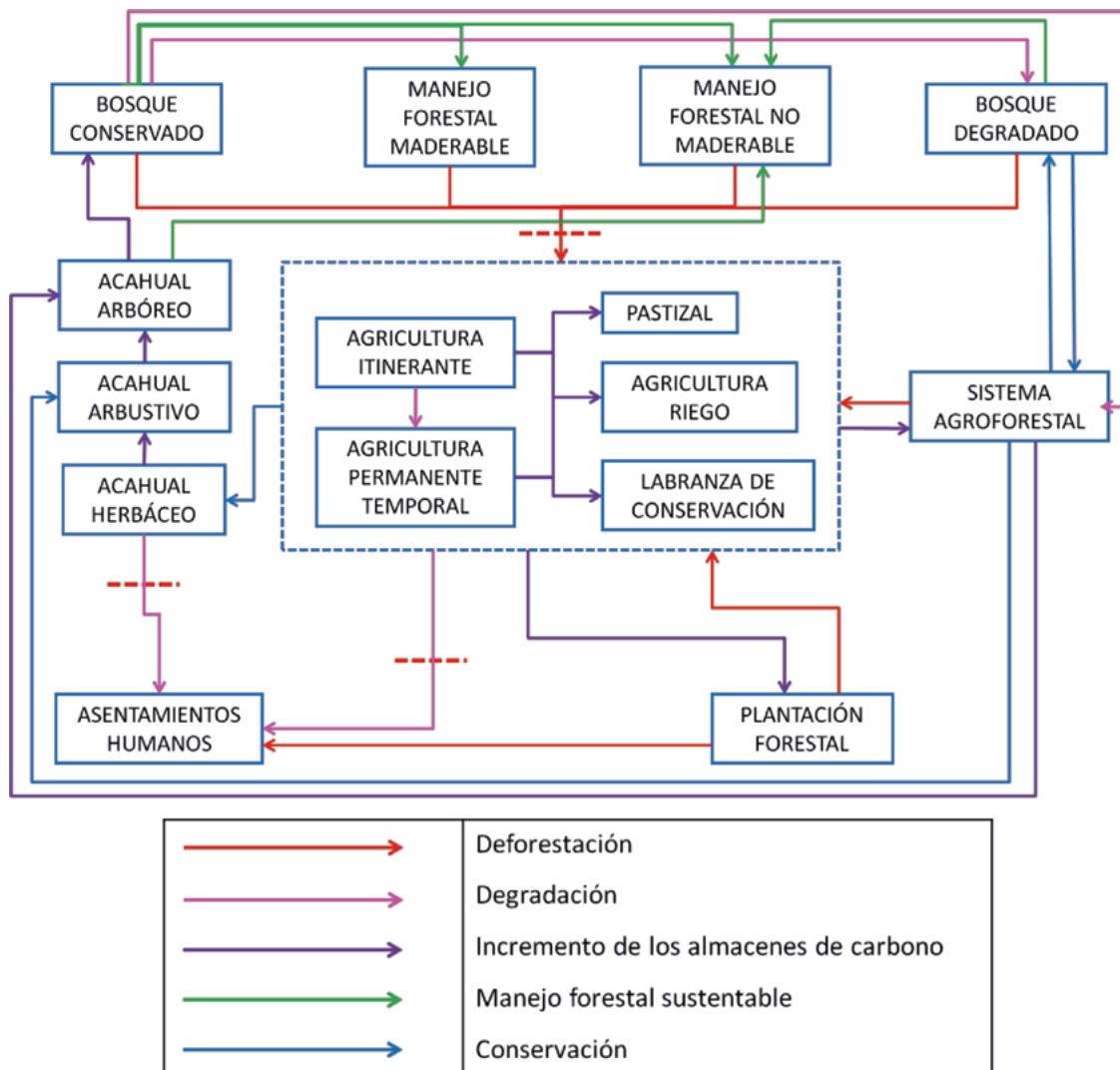


Figura 10. Modelo de estados y transiciones (MET) genérico para Chiapas.



Caja 2. Modelo de estados y transiciones de la región de Los Altos (Continuación)

En el Cuadro C2.1 se muestran los determinantes asociados a las principales dinámicas detectadas en la región de Los Altos.

Cuadro C2.1. determinantes asociados a las principales dinámicas detectadas en la región de Los Altos.

Dinámica	Determinante
Deforestación por agricultura de subsistencia	La necesidad de cultivar la milpa para mantener la seguridad alimentaria de las familias campesinas. La pérdida de fertilidad de los suelos obliga a buscar nuevas áreas de cultivo, incluso sobre laderas de fuertes pendientes en zonas sometidas a presión demográfica y alta fragmentación de la propiedad.
Degradación por leña	La demanda creciente de leña. La oferta, que proviene de lugares en los que no se está desarrollando un manejo regulado de los recursos forestales.
Degradación por extracción no regulada de madera	La burocracia y costos que implica desarrollar y tramitar un plan de manejo forestal autorizado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales hace que muchos propietarios forestales opten por la extracción no regulada de los productos forestales. La falta de vigilancia de los bosques y la facilidad de encontrar mercado para los productos forestales incentivan la extracción no regulada, sobre todo en zonas con pocas alternativas económicas para las comunidades y propietarios forestales.

Fuente: Covalada *et al.* (2014).

En Chiapas, se identificaron un total de 83 estados entre tipos de vegetación y usos del suelo. En el Cuadro 10 se muestran los tipos genéricos de estados incluidos en los modelos y su descripción.

Cuadro 10. Estados que forman parte de los modelos elaborados en Chiapas.

Tipo de estado	Descripción
Bosques conservados	Bosques primarios <i>sensu</i> INEGI
Bosques degradados	Resultado de la extracción de árboles para madera o leña en bosques primarios
Achual herbáceo	Vegetación secundaria herbácea <i>sensu</i> INEGI
Achual arbustivo	Vegetación secundaria arbustiva <i>sensu</i> INEGI
Achual arbóreo	Vegetación secundaria arbórea <i>sensu</i> INEGI
Bosques con manejo	Bosque manejado para madera Bosque manejado para palma camedor

Cuadro 10. Estados que forman parte de los modelos elaborados en Chiapas (Continuación)

Tipo de estado	Descripción
Sistemas agrícolas tradicionales	Agricultura itinerante Agricultura permanente de temporal
Sistemas agrícolas mejorados	Labranza de conservación Agricultura de riego Plantaciones de frutales
Sistemas ganaderos convencionales	Ganadería extensiva (pastizal inducido, pastizal cultivado y pastizal degradado)
Sistemas agroforestales	Maíz intercalado con árboles frutales (limones) Maíz intercalado con árboles frutales (duraznos) Acahual mejorado templado Acahual mejorado tropical Taungya tropical Taungya templada Café natural Café convencional Café orgánico Cacao natural Cacao orgánico Sistema silvopastoril engorda tropical Sistema silvopastoril doble propósito tropical Sistema silvopastoril engorda templado Sistema silvopastoril doble propósito templado
Plantaciones forestales	Plantación forestal de <i>Pinus sp.</i> Plantación forestal de <i>Cedrela sp.</i>

En la primera versión de estos modelos (Paz, 2009 y Covalada, 2010) se utilizó la regionalización de Chiapas que se muestra en la Figura 5, sin el ajuste a los límites municipales. Los estados fueron identificados según sus denominaciones locales y las variables asociadas a los estados fueron los contenidos promedio de carbono en los cinco almacenes o reservorios reconocidos por el IPCC (*Intergovernmental Panel of Climate Change*). Esta versión incluía únicamente variables relacionadas con el carbono y permitía conocer la diferencia de carbono entre un estado final y otro inicial para un determinado tiempo de paso; es decir, no se utilizaron esquemas de modelación de la dinámica de la vegetación y el carbono del suelo.

Este trabajo constituyó el primer esfuerzo llevado a cabo para comprender las dinámicas de cambio de uso del suelo a nivel regional en Chiapas, así como los factores asociados a las mismas. Estos factores se refieren a los procesos que inciden en las transiciones

entre estados (usos del suelo) y son dependientes del uso actual del suelo y su transición. Fueron clasificados como locales y difusos. Los factores locales, a su vez, fueron subdivididos en físicos (acceso), ambientales y socioeconómicos (Paz, 2009).

Adicionalmente, este trabajo permitió constatar la escasez de datos de carbono disponibles para poder considerar diferentes usos del suelo y prácticas de manejo en el marco de la generación de escenarios de mitigación de emisiones en el sector rural. En cuanto a datos de carbono en el estado se contaba con la información asociada a los inventarios nacionales forestales realizados en el estado y los perfiles de suelos levantados por el INEGI en el periodo 1982-2008. Además, como parte del proyecto *Una REDD+ para Chiapas* se llevó a cabo una recopilación de información sobre los almacenes de carbono, abarcando todos los usos del suelo y prácticas de manejo estudiadas hasta el momento (Covalada y Casiano, 2017).

Cuadro 11. Información disponible en Chiapas sobre carbono en distintos almacenes y sistemas.

Trabajo	Número de parcelas	Reservorios de carbono
Inventario INFORES (1992-1994) realizado por la SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos)	432 conglomerados con 3 sitios circulares de 1000 m ² .	Biomasa aérea
Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) (2004-2007), de la CONAFOR: Información relacionada con la biomasa aérea	893 conglomerados con 4 sitios de 400 m ² .	Biomasa aérea
Proyecto <i>Una REDD+ para Chiapas</i> , coordinado entre PMC-COLPOS-ECOSUR: se realizó una campaña de recolección de información disponible en Chiapas que abarcó los 5 almacenes de carbono en todos los usos del suelo, producto de trabajos de diferentes instituciones y organizaciones:	1 232 parcelas de muestreo	Biomasa aérea, biomasa subterránea, mantillo, materia muerta sobre el suelo, suelo
Perfiles de suelo de INEGI	245 perfiles disponibles (171 en el periodo 1982-1999 y 74 en el periodo 2000-2008)	Suelo

Como se observa en el Cuadro 11 la mayor cantidad de información disponible se centraba en la biomasa aérea de los ecosistemas forestales. La recopilación de información del proyecto *Una REDD+ para Chiapas* permitió ampliar los usos el suelo para los que se contaba con datos de carbono en algún reservorio, aunque la información no estaba igualmente distribuida en el estado (el 40 % de las parcelas se ubicaron en la región de la Selva Lacandona) y el 63 % de las parcelas se ubicaban en zonas de bosques y selvas primarias y secundarias. Las parcelas ubicadas en potreros y tierras de cultivo fue de apenas el 1% y entre los sistemas agroforestales destaca la cantidad de parcelas localizadas en áreas cafetaleras. En relación a los reservorios evaluados en los trabajos, se constató la prevalencia de estudios que incluían la biomasa aérea de árboles adultos (26 de 27 trabajos), frente a la escasez de trabajos que incluían el suelo (8), mantillo (6) y materia muerta (5) (Covaleda y Casiano, 2017).

Para ampliar la información existente, el PMC desarrolló en 2011 un inventario estatal forestal en Chiapas usando metodologías armonizadas desde la escala local de monitoreo comunitario (Paz *et al.*,

2012c) a la estatal, siguiendo los lineamientos del INFyS federal (PMC, 2011b). El inventario realizado incluyó la toma de datos para la estimación del carbono en los cinco almacenes del IPCC, usando una combinación de metodologías cuantitativas y semi-cuantitativas (Paz y de Jong, 2012a y b; PMC, 2011a y b). En total se levantaron 2501 parcelas en ecosistemas forestales y otros usos del suelo (Paz *et al.*, 2012a)

La segunda versión de los modelos fue presentada en Paz *et al.* (2012b). Estos modelos fueron desarrollados para generar escenarios de mitigación de emisiones en el contexto del mecanismo REDD+. La regionalización utilizada fue ajustada a los límites municipales, buscando una mayor operatividad a nivel de políticas públicas, quedando las escalas de trabajo establecidas en municipio-región-estado.

Con el fin de generar escenarios a las distintas escalas de interés y poder utilizar la información cartográfica y estadística oficial, los distintos tipos de vegetación incluidos en los modelos, según sus denominaciones locales, fueron homologados a las clases utilizadas por el INEGI en el mapa de usos del suelo y vegetación de México y los usos del suelo agrícolas a las clases

utilizadas por el INEGI y por el SIAP. En este proceso y, particularmente con relación a las clases del INEGI, se presentaron problemas de asignación de *uno a muchos*, los cuales han sido discutidos en Paz *et al.* (2012b), Paz (2015) y Covalada *et al.* (2016).

Estos modelos consideraron los almacenes de carbono en la biomasa viva y el suelo (0-30 cm), que son los más relevantes en cuanto a mitigación de emisiones para el sector USCUSyS y el sector agropecuario en el estado (de Jong *et al.*, 2010). Además, en esta segunda versión se incluyeron las variables económico-financieras indicadas en el Cuadro 4, que permitieron asignar costos a los escenarios planteados. La inclusión de información sobre los jornales necesarios para implementar las distintas actividades y las posibilidades y montos de subsidio y crédito ampliaron las posibilidades de análisis, de tal forma que se generaron escenarios aplicando diferentes restricciones.

Tanto el carbono como las variables económico-financieras fueron modeladas a 30 años, lo que permitió conocer la evolución temporal de los almacenes de carbono, así como de los ingresos y costos asociados a diferentes tipos de transiciones, incluyendo la evolución de estados complejos, que atraviesan diferentes fases a lo largo del tiempo (*i.e.* agricultura de roza-tumba-

quema). Gracias a ello fue posible plantear escenarios para diferentes horizontes temporales.

Sobre cuatro de los modelos de esta versión, se llevó a cabo una actualización que básicamente se centró en incrementar el potencial de análisis de los modelos a través de la clasificación de las transiciones, que incluyó indicadores socioeconómicos, restricciones asociadas a distintos tipos de productores y actividades elegibles en los mercados de carbono bajo diferentes estándares. Este ejercicio permitió visualizar la potencialidad de los METs para planificar políticas multi-objetivo, cuantificar cobeneficios y detectar impactos negativos asociados a políticas de mitigación de emisiones. Adicionalmente, fue posible plantear escenarios que aportaban información asociada a los intereses de distintos actores: productores, tomadores de decisiones, instituciones de crédito, entre otros.

Curvas de costos de abatimiento

Las curvas de costos de abatimiento permitieron conocer las diferencias en términos unitarios de implementar diferentes actividades. En la Caja 3 se muestra un ejemplo de las curvas construidas. Cada punto de las figuras representa una actividad de mitigación (transición) planteada para los sectores agrícola, pecuario o forestal.

Caja 3. Curvas de costos de abatimiento unitarias

La Figura C3.1. muestra la curva de costos de abatimiento para el caso de REDD+ (todas las componentes) en Chiapas (solo se graficaron los costos de -100 a 100 US \$ t CO₂⁻¹ y de 0 a 20 US \$ t CO₂⁻¹), caso con subsidio y tasa de interés TI = 12 %, con relación a los potenciales de mitigación de CO₂ para distintos cambios evaluados.

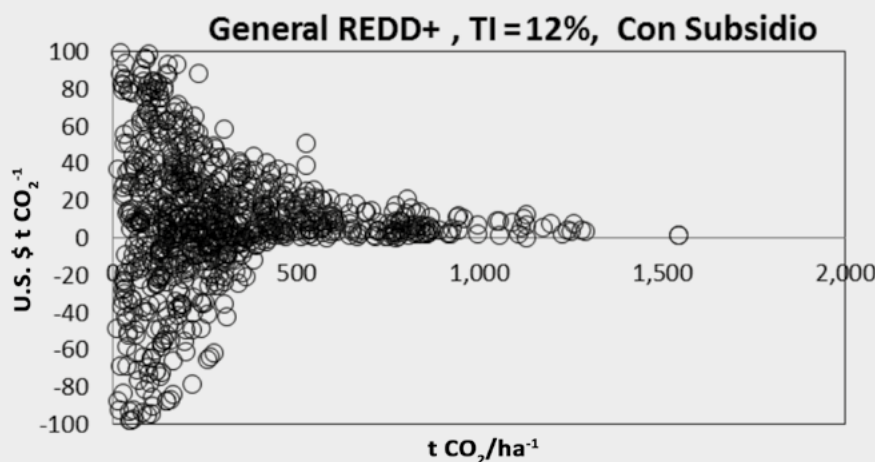


Figura C.3.1. Curva de costos de abatimiento unitarios para REDD+ (todas sus componentes), caso con subsidio y TI = 12 %, para el estado de Chiapas.

Caja 3. Curvas de costos de abatimiento unitarias (continuación)

Efecto sobre el empleo: La Figura C3.2. muestra que los cambios de actividad pueden afectar al empleo (jornales) en el caso de implementación de actividades REDD+ (todas las componentes), con subsidio y TI = 12%. Esta figura permite observar que muchas transiciones generan pérdidas de empleo, por lo que este criterio debe considerarse en la evaluación de escenarios de mitigación.

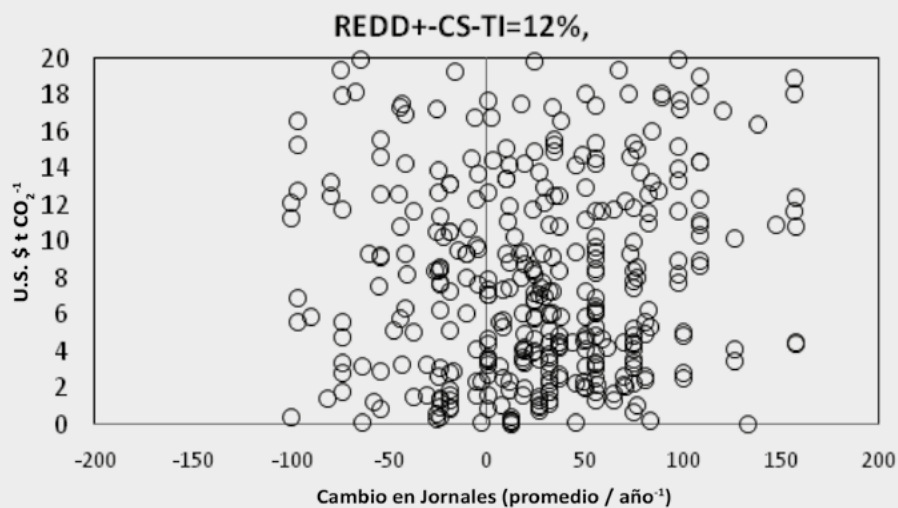


Figura C.3.2. Cambios en jornales producto de la transición entre estados o cambios de actividades en relación a los costos de oportunidad; CS: con subsidio y TI = 12%.

Escenarios de mitigación de emisiones generados en Chiapas

En Chiapas se han utilizado estos modelos para generar escenarios potenciales de mitigación asociados a la implementación de actividades REDD+ y RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo; Paz, 2012) (Covaleda *et al.*, 2018). Estos mismos modelos fueron también empleados para generar escenarios asociados a acciones de intervención para cada uno de los componentes de REDD+ y para el sector agropecuario (Covaleda *et al.*, 2016 y 2017).

A continuación, se presentan ejemplos de los escenarios generados y las posibilidades de evaluación de los impactos socio-económicos de las actividades planteadas.

Escenarios potenciales

Estos escenarios fueron generados a nivel municipal, regional y estatal. Aquí se presentan algunos de los resultados obtenidos a nivel estatal y regional.

En la Caja 4 se muestran escenarios de mitigación potenciales generados para el sector rural de Chiapas. Al igual que en las curvas de abatimiento, cada punto de las figuras es una actividad de mitigación. Los estadísticos mínimo, promedio y máximo se refieren a los valores de carbono para un costo de oportunidad asociado a un estado inicial dado y múltiples estados finales.

Caja 4. Costos de oportunidad positivos, actividades con subsidio y tasa de interés (TI) del 12%: sin restricciones

El escenario sin restricciones (Figura C4.1.) muestra que para un costo de oportunidad de 1 US\$ t CO₂⁻¹, el potencial de reducción de emisiones es de 200 millones t CO₂ en caso de considerar sólo actividades de costo mínimo. Para costos promedio, este potencial de reducción tiene un costo de 7.5 US \$ t CO₂⁻¹ y 19 US \$ t CO₂⁻¹ para actividades con costos máximos.

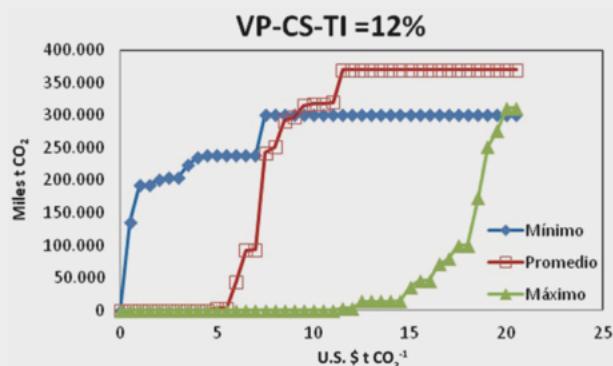


Figura C4.1. Efecto del valor del costo de oportunidad para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, CS: con subsidio y TI (tasa de interés) =12%.

Efecto del subsidio: La Figura C4.2 muestra el efecto del subsidio con relación a la reducción del potencial de emisiones (caso sin subsidio-caso con subsidio) en el escenario planteado.

Para costos de oportunidad entre 2.5 y 5.0 U.S.\$ t CO₂⁻¹, el subsidio implica una pérdida de potencial de reducción de aproximadamente 100 millones t CO₂, para valores mayores a 5.0 US \$ t CO₂⁻¹ este efecto negativo se reduce hasta ser prácticamente nulo, salvo en un caso alrededor de 11 US \$ t CO₂⁻¹ (proyecto forestal).

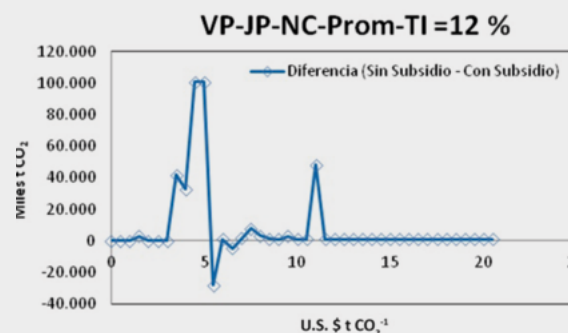


Figura C4.2. Efecto del subsidio en relación al potencial de reducción de emisiones.

Costos de oportunidad positivos, sin pérdida de empleo, sin crédito y TI=12 %

En el escenario mostrado en la Figura C4.3., con costo de oportunidad de 1.5 US \$ t CO₂, el potencial de reducción de emisiones es de 200 millones t CO₂ para los casos de sólo considerar actividades con costo mínimo. Para costos promedio, este potencial de reducción tiene un costo de 5.5 US \$ t CO₂ para actividades con costo promedio y 19 US \$ t CO₂ para actividades con costos máximos.

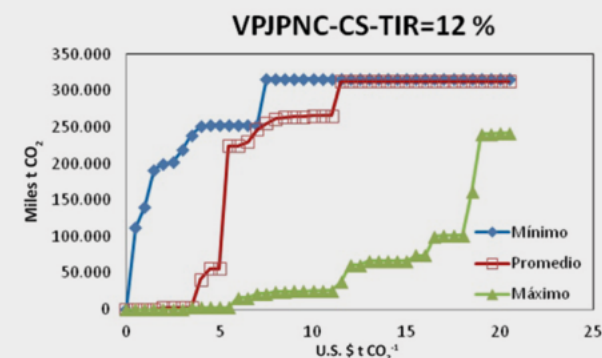


Figura C4.3. Efecto del valor del costo de oportunidad para el escenario de mitigación: VP: costos de oportunidad positivos, JP: sin pérdida de empleo, NC: no crédito, CS: con subsidio y TI=12 %.

Efecto del crédito: La Figura C4.4 permite visualizar el efecto del crédito en los potenciales de mitigación del escenario planteado y sus costos de oportunidad asociados. Esta figura muestra que para costos de oportunidad entre 3.5 y 5.0 US \$ t CO₂⁻¹, el no utilizar crédito implica una pérdida de potencial de reducción de alrededor de 200 millones tCO₂. Para valores mayores a 10.0 U S \$ tCO₂⁻¹ este efecto negativo se reduce hasta ser prácticamente nulo.

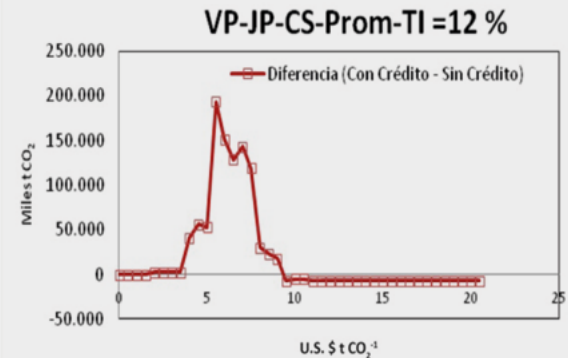


Figura C4.4. Efecto del crédito en relación al potencial de reducción de emisiones.



En la Caja 5 se muestran los resultados obtenidos al generar escenarios con costos de oportunidad negativos.

Caja 5. Costos de oportunidad negativos

La información mostrada en el Cuadro C5.1 da una idea del potencial de mitigación de una reorientación de políticas públicas que incentiven cambios de actividades con costos de oportunidad negativos (en el umbral de costo cero).

Cuadro C5.1. Potencial de mitigación con costos de oportunidad negativos.

	Potencial de reducción de emisiones t CO ₂ (miles)		
	Mínimo	Promedio	Máximo
Sin restricciones	81 890.88	132 945.40	158 190.40
Sin pérdida de empleo y con crédito	81 117.91	87 743.89	102 267.30
Sin pérdida de empleo y sin crédito	29 071.01	58 867.93	91 122.98

El Cuadro C5.1 permite observar cómo la restricción sobre el empleo se traduce en una reducción del potencial de mitigación para costos promedios y máximos de alrededor del 35 % y la ausencia de crédito reduce el potencial en un 64 % para costos mínimos, 56 % para costos promedio y en un 42 % para costos máximos.

Escenarios de intervención

En Chiapas se han planteado escenarios de intervención a nivel de región (según la regionalización propuesta por Paz *et al.*, 2012b; Figura 5) y cuenca. A

su vez, los escenarios regionales se han centrado en los almacenes de biomasa y suelo y, también, en el suelo, únicamente (Covaleda *et al.*, 2016), con el fin de resaltar la importancia de este reservorio de carbono en los ecosistemas (Caja 6).

Caja 6. Escenarios regionales: Carbono edáfico

Pregunta: ¿Cuál es el impacto del cambio de uso del suelo en Chiapas sobre el almacén de carbono edáfico?

El análisis del cambio de uso del suelo se realizó para el periodo entre 2007 y 2011, tomando como base cartográfica las Series IV (año base 2007; INEGI, 2010) y V (año base 2011; INEGI, 2013) del Mapa de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, lo que permitió estimar la magnitud de los cambios asociados: a) deforestación por agricultura; b) deforestación por ganadería y c) degradación forestal.

Este análisis mostró que la región que sufrió más intensamente la deforestación por ganadería fue la Selva Maya, que los Altos fue la región con mayor impacto en la deforestación por agricultura y que la Sierra Madre fue la más afectada por la degradación forestal. En el Cuadro C6.1. se muestran los impactos de los cambios de uso del suelo mencionados a nivel regional, sobre el carbono edáfico y costos de oportunidad.

Cuadro C6.1. Impacto sobre el carbono edáfico y costos de oportunidad de las transiciones asociadas a los principales cambios de uso del suelo detectados en Chiapas (2007-2011).

Región/ transición	METs Edo ini	Clases INEGI final	METs Edo fin	Ganancia/ Pérdida COS	Costo de oportunidad (SS)	Costo de oportunidad (CS)
				t CO ₂ ha ⁻¹	US\$ t CO ₂ ⁻¹	US\$ t CO ₂ ⁻¹
Altos/deforestación por agricultura	Aa-templ	TA	AI-MF-templ	-90.6	3.9	3.9
			AP-MF	-134.3	S.I	S.I
Selva/deforestación por ganadería	AA-troph	PI/PC	P-troph	-259.5	4.9	7.6
	SPd-I		P-troph	-119.6	13.5	22.5
	Aa-troph		P-troph	-76.0	S.I	S.I
Sierra/degradación forestal	BPE	VSA/BPQ	BPEd-I	-194.9	9.5	8.9
			BPEd-m	-194.9	44.7	44.1

Caja 6. Escenarios regionales: Carbono edáfico (continuación)

Edo_ini: Estado inicial; Edo_fin: Estado final; COS: Carbono orgánico del suelo; SS: Sin subsidio; CS: Con subsidio; *Estados:* Aa-templ: Acahual arbustivo templado; AA-troph: Acahual arbóreo tropical húmedo; SPd-l: Selva perennifolia degradada por leña; Aa-troph: Acahual arbustivo tropical húmedo; BPE: Bosque de pino encino; AI-MF-templ: Agricultura itinerante maíz-frijol en zona templada; AP-MF: Agricultura permanente maíz-frijol; P-troph: Pastizal tradicional en zona tropical húmeda; BPEd-l: Bosque de pino encino degradado por leña; BPEd-m: Bosque de pino encino degradado por madera; *INEGI:* TA: Agricultura temporal de ciclo anual; PI: Pastizal inducido; PC: Pastizal cultivado; VSA/BPQ: Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino encino; dJor: diferencia de jornales; S.I.: Sin información.

Planteamiento de escenarios de mitigación: Región de Los Altos

Problema: Impacto de la deforestación por agricultura en el almacén de carbono en el suelo. La necesidad continua de abrir nuevos espacios para el cultivo agrícola de subsistencia genera esta dinámica.

Planteamiento de escenarios: Se propone como medida la sedentarización de la milpa, lo cual evita la degradación de suelos y permite, además, que los productores obtengan una producción sostenida en el tiempo y/o más diversificada, de tal forma que puedan asegurar o mejorar su seguridad alimentaria. Teniendo en cuenta los estados de los METs, las prácticas mejoradas a considerar serían: la labranza de conservación (LC), el maíz de riego (AR) y el maíz intercalado con árboles frutales (MIAF).

Resultados y análisis: Los tres sistemas de manejo evaluados permiten incrementar el carbono edáfico, siendo el más efectivo el MIAF, el cual, además podría tener impactos positivos en la creación de empleo localmente. Los costos de oportunidad son, en los tres casos, negativos, lo que significa que estas actividades podrían impulsarse con una reorientación de las políticas públicas, sin costo adicional (Cuadro C6.2.). Hay que tener en cuenta, que la agricultura de riego no es accesible para todos los productores, quedando restringida a áreas cercanas a ríos.

Cuadro C6.2. Impacto sobre el carbono edáfico de la adopción de actividades y prácticas sustentables en la región Altos

Región	Edo ini	Edo fin	Impacto COS	Costo de oportunidad (SS)	Costo de oportunidad (CS)	Diferencia de jornales
			t CO ₂ ha ⁻¹	US\$ tCO ₂		
Altos	AP-MF	LC	38.9	-15.48	-4.25	-26
		AR	50.3	-8.31	-19.09	-19
		MIAF	77.8	-84.96	-94.52	159

Edo_ini: Estado inicial; Edo_fin: Estado final; COS: Carbono orgánico del suelo; SS: Sin subsidio; CS: Con subsidio; **Estados:** AP-MF: Agricultura permanente maíz-frijol; LC: Labranza de conservación; AR: Agricultura de riego; MIAF: Maíz intercalado con árboles frutales.

A continuación, en la Caja 7, se presenta el escenario planteado a nivel subcuenca con el fin de mostrar a los gestores de los recursos naturales del estado de Chiapas la importancia de generar escenarios

con el fin de valorar los impactos de la implementación de actividades a nivel local. (*Taller del comité técnico del proyecto ECOSECHAS; 18 Marzo 2014; Arriaga*).

Caja 7. Escenario a nivel subcuenca (ejemplo)

Problema: En una determinada subcuenca se han detectado problemas relacionados con la apertura de zonas de bosque para uso pecuario. Adicionalmente, se trata de una región donde el crecimiento poblacional en el interior de los ejidos está causando presión creciente sobre los recursos, por lo que, para evitar un mayor deterioro ambiental, se buscan sistemas productivos sustentables que generen mayores rendimientos para los productores, particularmente para el café, ya que muchos de los habitantes de la zona son cafetaleros.

Planteamiento de escenarios: En esta situación, se propuso la implementación de sistemas silvopastoriles para permitir un uso más racional del suelo en las actividades pecuarias y la incorporación de prácticas mejoradas en los sistemas de producción de café. En el Cuadro C7.1. se presentan los proyectos planteados.

Cuadro C7.1. Proyectos planteados (con su horizonte temporal) para abordar la problemática ambiental en la subcuenca ejemplo.

Tipo de proyecto	Meta	Estado inicial	Estados finales
Ganadería extensiva	Convertir 300 ha de ganadería extensiva a sistemas agrosilvopastoriles	PC	PC-R, SSD-trop, SSE-trop
Café natural	Implementar 500 ha de café con prácticas mejoradas	CN	CC, CO

PC: pastizal cultivado; CN: café natural; PC-R: pastizal cultivado de riego; SSD-trop: Sistema silvopastoril doble propósito tropical; SSE-trop: Sistema silvopastoril para engorda tropical; CC: café convencional; CO: Café.



Caja 7. Escenario a nivel subcuenca (ejemplo) *Continuación*

Resultados y análisis: En el Cuadro C7.2 se presentan los valores de las variables descritas, que servirán para la selección de estados finales en cada escenario.

Cuadro C7.2. Comparación de escenarios utilizando algunas variables relacionadas con el carbono, seguridad alimentaria, empleo y acceso a financiamiento.

Proyecto	Edos. finales	Carbono (Mg ha ⁻¹)	Vía dotación alimentos	Empleo	Acceso a financiamiento
Ganadería extensiva	PC-R	1.1	2	N.D.	1
	SSD-trop	16.0	3	367.7	0
	SSE-trop	16.0	3	122.4	0
Café natural	CC	17.6	2	80.0	0
	CO	34.6	2	139.5	0

PC-R: pastizal cultivado de riego; SSD-trop: Sistema silvopastoril doble propósito tropical; SSE-trop: Sistema silvopastoril para engorda tropical; CC: café convencional; CO: Café orgánico. Vía de dotación de alimentos: -1: no conocido; 1: autoabastecimiento; 2: intercambio; 3: producción e intercambio; 4: salario; 5: producción, intercambio y salario; Acceso a financiamiento: 0: sin restricciones; 1: con restricciones; N.D.: no disponible.

SIGUIENTES PASOS

La tercera generación de METs se desarrolló en el Estado de México, en el marco del proyecto Reducción de Emisiones de GEI de Todos los Usos del Suelo con Biodiversidad Armonizada a Servicios Ecosistémicos y con impacto Socioeconómico en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX) (PMC, 2015). En este caso, con el fin de evitar los problemas de homologación de clases (tipos de vegetación/ usos del suelo) encontrados en Chiapas y facilitar los análisis a distintas escalas, se establecieron cuatro niveles de anidación cuya característica principal es su factibilidad de representación cartográfica, la cual queda asegurada al considerarse la estructura jerárquica de categorías y clases empleadas por el INEGI (Casiano y Paz., 2015 y 2017).

Esta nueva generación de modelos, además del carbono permite generar escenarios asociados a los servicios hidrológicos y la biodiversidad, ampliando de esta manera las posibilidades de análisis de los impactos del cambio de uso del suelo sobre los servicios ecosistémicos.

Para contar con información sobre servicios ecosistémicos asociados a los estados de los modelos, en el Estado de México se ha desarrollado un inventario forestal utilizando la metodología descrita en PMC (2011a y b), que se centra en entender las dinámicas de cambio de los sistemas. A su vez, se realizó un análisis de costos de oportunidad de las actividades, bajo el mismo esquema de estructura anidada (Casiano y Paz, 2017).

Los modelos desarrollados en Chiapas permitieron mostrar la potencialidad de los METs en la planeación de políticas de mitigación de emisiones en el sector rural, en evolución hacia una herramienta más integral de planeación de políticas multi-objetivo centradas en el cambio climático y el desarrollo sustentable. En su estado actual, la estructura de los modelos esta limitada y es necesario desarrollar la tercera generación bajo los principios utilizados en el Estado de México. En Chiapas ya se realizó un inventario forestal ampliado a todos los usos del suelo (Paz *et al.*, 2012c) que sería la base para esta nueva generación de modelos y, además, se cuenta con datos de costos de oportunidad asociados a actividades (Paz *et al.*, 2012b), que deben ser actualizados. Asimismo, es necesario el desarrollo de mapas de uso del suelo y vegetación a escalas apropiadas para reflejar las actividades a escala local (Paz *et al.*, 2011).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los desarrollos de los METs han ampliado enormemente las posibilidades de análisis y han constatado su potencialidad como herramienta de planeación de políticas públicas y actividades en el sector rural de México. Entre sus ventajas, destacan: (a) incluye a todos los usos del suelo y no sólo el forestal, como la mayoría de los modelos que se han considerado para el tema de REDD+. (b) utiliza un esquema de modelación fácil de parametrizar y flexible, al poder ser aplicado a diferentes almacenes de carbono. (c) cuenta con información específica a nivel municipal-

regional y estatal para México. (d) es fácil de utilizar y permite la planificación participativa por parte de diferentes grupos de actores: productores, tomadores de decisiones, gestores, investigadores, entre otros.

Por ello, dado el gran esfuerzo ya invertido se recomienda llegar a un acuerdo institucional para el desarrollo de METs en todo el territorio nacional en un formato de software amigable, sencillo de utilizar y que permita la incorporación y modificación de datos y parámetros según sea necesario.

Los desarrolladores de los METs, por su parte, atendiendo a las necesidades de planeación en materia de políticas climáticas y de desarrollo sustentable, deben incluir en los modelos, además de variables relacionadas con la mitigación, otras que permitan planear acciones de adaptación y las relacionadas con el desarrollo sustentable y el bienestar de las personas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Programa Mexicano del Carbono, Conservation International México y The Nature Conservancy por el financiamiento otorgado para el desarrollo de diferentes proyectos y modelos, así como su contribución a la difusión de los mismo.

LITERATURA CITADA

- Álvarez, S. y A. Rubio. 2012. Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez (Oaxaca, México). Aplicación del modelo CO2FIX V.3.2. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. doi: 105154/r.rchscfa.2012.01.005
- Australian Government. 2011. Estimating the cost of abatement. Framework and practical guidance. Department of Climate change and Energy efficiency. Barton, Australia
- Casiano, M. y F. Paz. 2015. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para el manejo sustentable de recursos naturales asociados a contenidos de carbono. *En*: Paz F. y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 629-639.
- Casiano, M. y F. Paz. 2017. Estructura anidada para la estimación de costos de oportunidad para REDD+ y RETUS. Elementos para Políticas Públicas 1: 41-62.
- Castillo, M. A., B. de Jong, V. Maldonado, F. Rojas, M. Olguín, V. de la Cruz, F. Paz y G. Jiménez. 2010. Modelo de deforestación para el estado de Chiapas. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (Consulta: diciembre 3, 2017)
- CEIEG. 2015. Chiapas Producto interno bruto 2014. http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/home/wp-content/uploads/downloads/productosdgei/info_estadistica/PIB/PIB_Chiapas.pdf (Consulta: septiembre 5, 2016)
- Clerc, J., M. Díaz y B. Campos. 2013. Desarrollo de una metodología para la construcción de curvas de abatimiento de emisiones de GEI incorporando la incertidumbre asociada a las principales variables de mitigación. Banco Interamericano de Desarrollo. Nota técnica 541. https://publications.iadb.org/handle/11319/5994?locale-attribute=es&scope=123456789/11&thumbnail=false&order=desc&rpp=5&sort_by=score&page=1&query=Informe+Mercosur+18&group_by=none&etal=0&filtertype_0=subject_en&filter_0=Greenhouse+gases&filter_relational_operator_0>equals (Consulta: agosto 30, 2016)
- CONABIO. 2013. Estrategia para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad del Estado de Chiapas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Distrito Federal, México.
- CONAFOR. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004–2009. http://www.ccmss.org.mx/descargas/Inventario_nacional_forestal_y_de_suelos_informe_2004_-_2009_.pdf (Consulta: septiembre 11, 2017).
- CONAFOR. 2017. Estrategia Nacional para REDD+. Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco. <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/bycc/redd-en-mexico/estrategia-nacional-redd-enaredd/> (Consulta: noviembre 12, 2017)
- CONEVAL. 2014. Chiapas, pobreza estatal 2014. <http://www.coneval.org.mx/coordinacion/entidades/Chiapas/Paginas/pobreza-2014.aspx> (Consulta: agosto 30, 2016)
- Cortina, H.C. 2007. Usos del suelo y deforestación en Los Altos de Chiapas. Tesis doctoral. UNAM. México D.F.
- Covalada, S. 2010. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono en las principales regiones de Chiapas. (Reporte de estancia postdoctoral). El Colegio de la Frontera Sur y el Colegio de Postgraduados. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. http://pmcarbono.org/pmc/descargas/biblioteca/Reporte Postdoctorado_METs.pdf (Consulta: septiembre 1, 2017).
- Covalada, S. 2014. Actualización de los modelos de estados y transiciones de las regiones Sierra Madre, Soconusco, Llanura Costera y Depresión Central. Kibeltik Clima y Medio Ambiente A. C. Tuxtla-Gutiérrez: Conservación Internacional México A.C.
- Covalada, S. y M. Casiano. 2017. Bases de datos y conocimiento asociado a la implementación de REDD en Chiapas. Elementos para Políticas Públicas 1:75-90
- Covalada S., F. Paz, J.F. Gallardo, C. Prat, J.D. Etchevers y C. Hidalgo C. 2007. Teoría de estados y transiciones aplicada a suelos volcánicos sometidos a diferentes manejos I: Relación molar (Sio-Sid)/(Alo-Ald). XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Memorias en CD. Guanajuato, México.



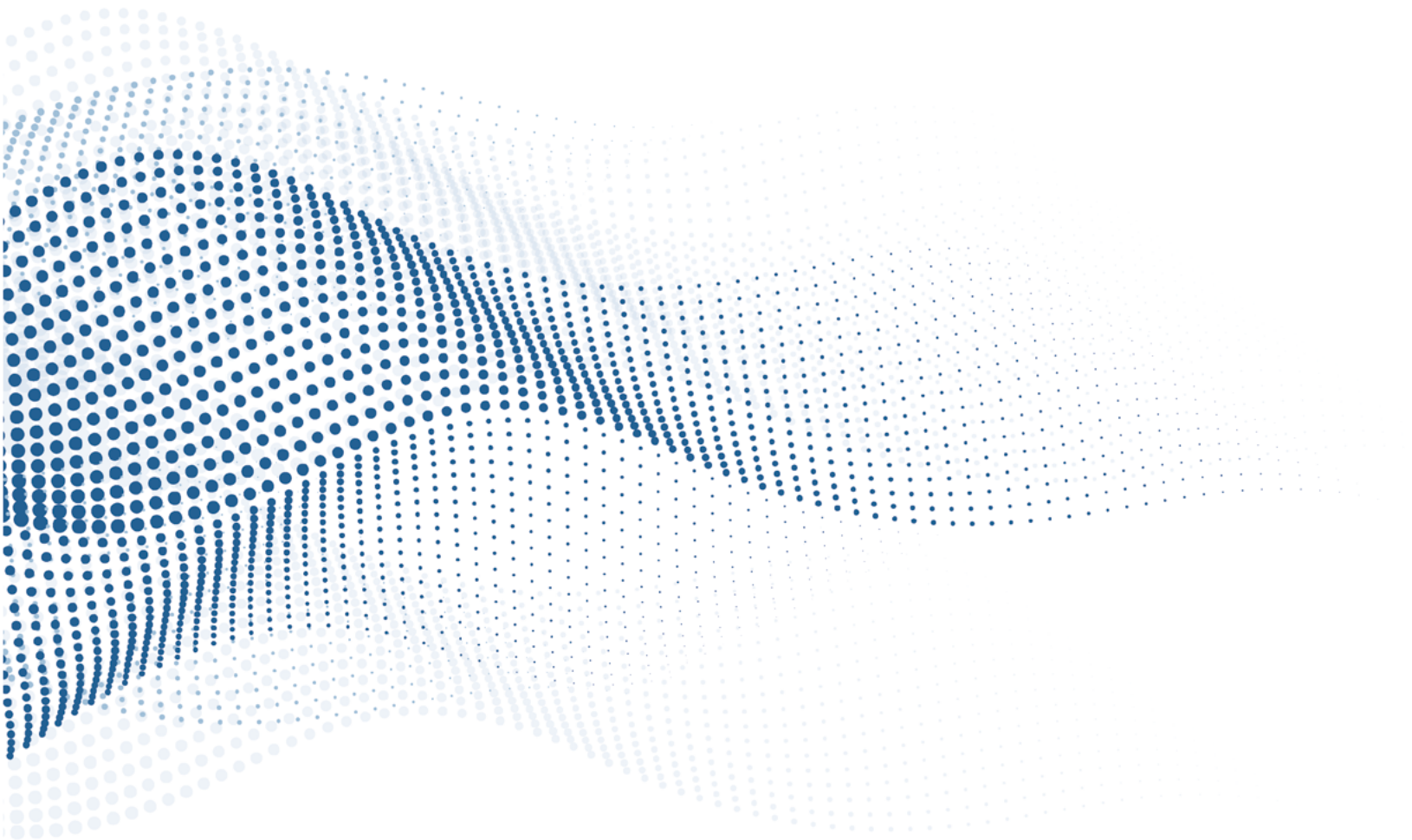
- Covaleda, S., F. Paz y B. de Jong. 2012a. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 374-381
- Covaleda, S., F. Paz y B. de Jong. 2012b. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 752-758
- Covaleda, C., F. Paz y B. de Jong. 2013. Parametrización de modelos de estados y transiciones para el carbono y caracterización de la incertidumbre. *En*: F. Paz, M. Bazan y V. Saynes (eds.). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 85-91
- Covaleda, S., S. Aguilar, A. Ranero, M.I. Marín y F. Paz. 2014. Diagnóstico sobre determinantes de deforestación en Chiapas. Informe técnico preparado para la Alianza MREDD+. <http://www.monitoreoforestal.gob.mx/repositorioidigital/items/show/176> (Consulta: agosto 3, 2017)
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: Planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana* 34: 7-112
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2017. Propuesta de escenarios de intervención para REDD+ y RETUS a nivel regional, en el estado de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:25-40.
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación en el sector rural de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* doi: 10.21829/myb.2018.2401897
- Díaz-Gallegos, J.R., J.F. Mas y A. Velázquez. 2008. Monitoreo de los patrones de deforestación en el corredor biológico mesoamericano, México. *Interciencia* 33:882-890.
- de Jong, B.J., O. Masera, M. Olguin and R. Martinez. 2007. Greenhouse gas mitigation potential of combining management and bioenergy substitution: a case study from Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 242:398-411
- de Jong, B., F. Rojas, M. Olguín, V. de la Cruz, F. Paz, G. Jiménez y M.A. Castillo. 2010. Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de Gases de Efecto Invernadero provenientes de Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (Consulta: agosto 5, 2017)
- Eagle, A.J., L.R. Henry, L.P. Olander, K. Haugen-Kozyra, N. Millar and G.P. Robertson. 2011. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States, a synthesis of the literature. Technical Working Group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) Report. Second Edition. Durham: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions.
- Gobierno de la República. 2014. Compromisos de mitigación y adaptación ante el cambio climático para el periodo 2020-2030. Recuperado de: http://www.inecc.gob.mx/descargas/adaptacion/2015_indc_esp.pdf (Consulta: diciembre 20, 2016)
- Gonzalez, M.L., J.D. Etchevers, F. Paz, H. Diaz, M.H. Fuentes, S. Covaleda and M. Pando. 2011. Performance of the RothC-26.3 model in short-term experiments in Mexican sites and systems. *The Journal of Agricultural Science*, 149:415-425.
- González, L., J.D. Etchevers, F. Paz, F. Carrillo, M. Acosta y A. Baez. 2016. Desempeño del modelo Rothc-26.3 a nivel de parcela en México. *Terra Latinoamericana* 34:357-366.
- INEGI. 2015. Tabulados de la encuesta intercensal 2015. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/default.aspx?c=33725&s=est> (Consulta: agosto 30, 2016)
- INEGI - CONABIO - INE. 2008. Ecorregiones Terrestres de México. 1:1,000,000. Distrito Federal, México.
- INECC y SEMARNAT. 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC/SEMARNAT. Distrito Federal, México
- Kragten, M., T.P. Tomich, S. Vostl and J. Gockowki. 2001. Evaluating land use systems from a socio-economic perspective. ASB Lecture Note 8. International Centre for Research in Agroforestry, Southeast Asian Regional Research Programme. Bogor.
- Kurz W.A., R.A. Birdsey, V.S. Mascorro, D. Greenberg, Z. Dai, M. Olguín and R. Colditz. 2016. Integrated Modeling and Assessment of North American Forest Carbon Dynamics: Tools for monitoring, reporting and projecting forest greenhouse gas emissions and removals. (Summary Report) Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 24 p.
- Masera, O.R, J.F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, J. Liski, G.J. Nabuurs, A. Pussinen, B.H.J. de Jong and G.M.J. Mohren. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164:177-199.
- Mullerried F.K.G. 1957. La Geología de Chiapas. Colección Libros de Chiapas, Serie Básica. Gobierno del Estado de Chiapas. Tuxtla-Gutiérrez, Chiapas, México.
- Ochoa, S. 2000. El proceso de fragmentación de los bosques en los altos de Chiapas y su efecto sobre la diversidad florística. Tesis doctoral. UNAM. Distrito Federal, México.
- Ordoñez, J.A., B.H.J. de Jong y O. Masera. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7:27-47.

- Paz, F. 2009. Proyecto Piloto “Una REDD para Chiapas” (Bases Metodológicas y Estrategias de Implementación). Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. http://pmcarbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (Consulta: diciembre 3, 2017)
- Paz, F. 2012. Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo). *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano. Texcoco, Estado de México, México. pp. 693-699
- Paz, F. 2015. ¿Es suficiente evaluar “datos de actividad x factores de emisión = emisiones” en mecanismos tipo REDD+ o RETUS? *En*: Paz F. y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 526-532
- Paz, F., Cruz, C. y Argumedo, J. 2011. Elementos temáticos para la caracterización del carbono a escala local en Chiapas, Jalisco y la región del Cutzamala. *En*: Paz F. y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 288-295
- Paz, F., C. Cruz y B. de Jong. 2012c. Piloto REDD+ en Chiapas usando estrategias integrales de bajo costo de inventarios de carbono en ecosistemas terrestres. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. pp. 60-68
- Paz, F. y B. de Jong. 2012a. Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando la información cuantitativa y semi-cuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 275-281
- Paz, F. y B. de Jong. 2012b. Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 281-287
- Paz, F., B. de Jong, S. Covalada, M.G. Morales, I. Amezcua, J.C. Gómez, M.M. Torres y A. Vargas. 2012c. Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 759-766
- Paz, F. y S. Covalada. 2015. Modelos de estados y transiciones (METs) compuestos para la modelación anual de la dinámica de carbono. *En*: Paz, F., J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 301-307.
- Paz, F., S. Covleda, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M.I. Marín, R. Cuevas, B. de Jong y J.D. Etchevers. 2012. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. Recuperado de: http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php (Consulta: agosto 30, 2016)
- Paz, F., S. Covalada, J.D. Etchevers y B. de Jong. 2015. Modelos de la dinámica temporal del carbono orgánico de los suelos asociada a cambios de uso del suelo en ecosistemas forestales. *En*: Paz, F., J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 285-290
- Paz, F., M.I. Marín, E.R. Medrano, F. Ibarra y F. Pascual. 2010. Elaboración de mapas multi-temporales de bosque, a partir de imágenes LANDSAT, TM y ETM+ y análisis de la degradación forestal y deforestación en Chiapas. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (Consulta: agosto 5, 2017)
- PMC. 2011a. Manual de criterios para la selección de las parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas. Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Vegetación Hidrófila. Manual de Referencia (Versión 1.31). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C.O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 60 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: diciembre 4, 2017)
- PMC. 2011b. Muestreo semicuantitativo. Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Bosques y Selvas. Manual de Referencia (Versión 2.1). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Marcos Casiano, Carlos O. Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 49 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: diciembre 4, 2017)
- PMC. 2015. Planeación General. Estudio de Factibilidad: Reporte. Técnica para el Pago de Bonos de Carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador del Proyecto: F. Paz, Colabora-



- dores: F. Paz y A. S. Velázquez. Texcoco, Estado de México. <http://pmcarbono.org/pmc/proyectos/PROBOSQUE-RETUS-conBASES.php> (Consulta: noviembre 13, 2017)
- Reyes, M., S. Covaleda, M.J. Pérez y F. Paz. 2012. Ordenamientos territoriales e intervenciones a escala local en Chiapas en REDD+: carbono, costos de oportunidad y modelos de estados y transiciones. *En*: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 699-703
- Rodríguez-Iglesias, R.M. and M.M. Kothmann. 1997. Structure and causes of vegetation change in state and transition model applications. *Journal of Range Management* 50:399-408
- Rojas-García, F., G.H. Santoyo-Gómez, E. González-Montiel, A. Velázquez-Rodríguez y J.I. Pulido-Ponce. 2017. La ciencia del suelo en el ciclo del carbono de México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:69-98
- Rusch, V., D.R. López, L. Cavallero, G.M. Rusch, L.A. Garibaldi, J. Grosfeld y P. Peri. 2017. Modelo de estados y transiciones de los ñirantales de NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sustentable. *Ecología Austral* 27:266-278.
- Saynes, V., J.D. Etchevers, F. Paz y L.O. Alvarado. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34:83-96.
- SEMAHN. 2011. Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas. Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural del Estado de Chiapas. <http://www.cambioclimatico-chiapas.org/portal/descargas/paccch/paccch.pdf> (Consulta: agosto 30, 2016)
- SEMAHN. 2017. Documento de la Estrategia Estatal REDD+ del Estado de Chiapas. Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural del Estado de Chiapas. http://www.semahn.chiapas.gob.mx/portal/descargas/cambio_climatico/eredd_130317.pdf (Consulta: octubre 13, 2017)
- SEMARNAT-CONAFOR. 2014. Inventario estatal forestal y de suelos - Chiapas 2013. Colección de Inventarios Estatales Forestales y de Suelos 2013-2014. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional Forestal. Distrito Federal, México
- Stringham, T. K., W.C. Krueger and P.L. Shaver. 2001. States, transitions and thresholds: further refinement for rangeland applications, Special Report 1024. Corvallis: Agricultural Experiment Station, Oregon State University.
- Westoby, M., B. Walker and I. Noy-Meir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Rangeland Management* 42:266-274.
- White, D. y P. Minang. 2011. Estimación de los costos de oportunidad de REDD+. Manual de Capacitación Versión 1.3. Banco Mundial. Washington D.C.
- Yin, X., J. Gourdriaan, E.A. Lantinga, J. Vos and H.J. Spiertz. 2003. A flexible sigmoid function of determinate growth. *Annals of Botany* 91:361-371

ATMÓSFERA



FLUJOS VERTICALES DE CARBONO EN ECOSISTEMAS TERRESTRES

Coordinadores

Josué Delgado-Balbuena^{1,2}, Enrico A. Yépez¹, Fernando Paz-Pellat^{2,3}, Gregorio Ángeles-Pérez⁴, María Susana Alvarado-Barrientos⁵, Stephen H. Bullock⁶, Alejandro E. Castellanos⁷, Tulio Arredondo⁸, Bernardo Figueroa-Espinoza⁹, Jaime Garatuza-Payán¹, Eugenia González-del Castillo¹⁰, Enrique González-Sosa¹¹, Yolanda Maya-Delgado¹², Julio C. Rodríguez¹³, Rodrigo Vargas¹⁴, Enrique R. Vivoni^{15,16} y Christopher J. Watts¹⁷

Colaboradores

Carlos Aguirre-Gutiérrez^{4,8}, Javier Arellano-Verdejo¹⁸, Fernando Ayala-Niño^{12,19}, Claudia Coronel²⁰, Alejandro Cueva^{6,21}, Aurelio Guevara-Escobar²², César Hinojo-Hinojo⁷, Paw U. Kyaw Tha²³, Hugo E. Lazcano²⁴, Carlos Lizárraga-Celaya¹⁷, José M. Madrigal-Gómez²⁵, Luis A. Méndez-Barroso¹, Walter Oechel²⁶, Eli R. Pérez-Ruiz^{15,27}, Mauricio Quesada-Avendaño²⁸, Carlos A. Robles-Zazueta^{7,29}, Nidia E. Rojas-Robles¹, Melissa Sánchez-Hidalgo⁴, Zulia M. Sánchez-Mejía¹, Tonantzin Tarin^{1,19}, Enrique Troyo-Diéguez¹², Jorge Uuh-Sonda⁹, Martha L. Vargas-Terminel¹, Masuly G. Vega-Puga^{1,7} y Vivian S. Verduzco¹

¹ Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

² Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México.

³ Colegio de Postgraduados, Montecillos, Estado de México, México.

⁴ Posgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados, Montecillos, Estado de México, México.

⁵ Ecología Funcional, Instituto de Ecología A. C., Xalapa, Veracruz, México.

⁶ Departamento de Biología de la Conservación, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México.

⁷ Departamento de Investigaciones Científicas Tecnológicas, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

⁸ División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A. C., San Luis Potosí, México.

⁹ Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Sisal, Yucatán, México.

¹⁰ Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

¹¹ Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.

¹² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C., La Paz, Baja California Sur, México.

¹³ Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

¹⁴ Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware, Newark, DE, USA.

¹⁵ School of Earth and Space Exploration, Arizona State University, Tempe, AZ, USA.

¹⁶ School of Sustainable Engineering and the Built Environment, Arizona State University, Tempe, AZ, USA.

¹⁷ Departamento de Física, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

¹⁸ El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México.

¹⁹ Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Saltillo, Coahuila, México.

²⁰ Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, Villa Hermosa, Tabasco, México.

²¹ Biosphere 2, School of Natural Resources and the Environment and BIO5 Institute, University of Arizona, Arizona USA.

²² Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.

²³ Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, CA, USA.

²⁴ CONACyT – El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México.

²⁵ Centro de Investigación en Geografía y Geomática, Ing. Jorge L. Tamayo A.C., Ciudad de México, México.

²⁶ Global Change Research Group, Department of Biology, San Diego State University, San Diego, CA, USA.

²⁷ Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, Chihuahua, México.

²⁸ Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM, Morelia, Michoacán, México.

²⁹ Division of Plant and Crop Sciences, University of Nottingham, Sutton Bonington, Leicestershire, UK.



INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas terrestres son componentes importantes del ciclo global del carbono (C), ya que capturan hasta 25% del C atmosférico que es liberado por las actividades antropogénicas (*i.e.* quema de combustibles fósiles, producción de cemento y cambio de uso de suelo; Friedlingstein *et al.*, 2010). México cuenta con una alta diversidad de ecosistemas cuyo potencial de captura y almacenamiento de C aún no está bien cuantificado. Sin embargo, a través de la red de observatorios de flujos ecosistémicos y de gases de efecto invernadero, MexFlux, se mide el intercambio neto de carbono y energía a nivel ecosistema, con la técnica de covarianza de vórtices (Baldocchi y Meyers, 1988; Caja 1), con el objetivo de conocer cuánto CO₂ absorben o emiten los diferentes ecosistemas de México, así como su variación temporal (Vargas *et al.*, 2013).

De los ecosistemas terrestres a nivel global, los bosques tropicales húmedos, junto con los bosques templados, son los principales sumideros de carbono con un estimado de 12.5 t C ha⁻¹ de captura por año para los bosques tropicales y de 7.7 t C ha⁻¹ por año para los bosques templados (Grace, 2004). En contraste, los ecosistemas áridos y semiáridos tienen mucho menor capacidad de captura de carbono (5.0 y 1.2 t C ha⁻¹ por año, en matorrales mediterráneos y desérticos, respectivamente). No obstante, debido a la variabilidad de su clima y a que cubren casi el 50% de la superficie terrestre global (Lal, 2004), y cerca del 60% del territorio mexicano (Challenger y Soberón, 2008), los ecosistemas áridos son los principales controles de la variación interanual de la concentración global de CO₂ y más aún, muestran una tendencia hacia el aumento de su potencial de captura de C (Åhlstrom *et al.*, 2015).

El flujo de carbono en un ecosistema está determinado por diferentes factores bióticos y ambientales en diferentes escalas espacio-temporales. A nivel de la hoja como de ecosistema, los factores abióticos como disponibilidad de nitrógeno, radiación temperatura, humedad del aire, precipitación y potencial hídrico del suelo, son los principales factores que controlan la fotosíntesis (Lindroth *et al.*, 2008; Thomas *et al.*, 2009). Factores bióticos incluyen desde la anatomía hasta fenología e historia de vida de las plantas, y los poco conocidos microorganismos del suelo que controlan la respiración del ecosistema. Otros factores como la estructura topográfica del

paisaje, regímenes de fuego y cambios de uso de suelo (Hinojo-Hinojo *et al.*, 2019) que moldean la estructura y dinámica de la biota tienen también impactos sobre la fotosíntesis y la respiración a nivel de ecosistema (Belsky, 1992; Noy-Meir, 1995). Toda modificación en el intercambio de carbono a nivel ecosistema puede reflejar una superposición de múltiples factores.

La precipitación es uno de los principales controles de la productividad en las regiones áridas (Biederman *et al.*, 2016). El régimen de precipitación en la mayoría de los ecosistemas de México impone un componente estacional muy marcado, con una estación húmeda y cálida durante el verano y otra estación fresca y seca durante el invierno (García, 2004), con excepción de una parte de Baja California, donde el clima es caracterizado por tener inviernos húmedos y veranos secos (clima *mediterráneo*). Esta estacionalidad de la precipitación crea diferencias de hasta diez veces en el crecimiento de las plantas y, por lo tanto, también del flujo de carbono; es así que, durante los periodos secos estos ecosistemas son ligeros a moderados emisores netos de CO₂, mientras que durante los periodos húmedos tienden a ser sumideros netos de CO₂ (Scott *et al.*, 2009; Biederman *et al.*, 2017). Por ejemplo, en ecosistemas con influencia del Monzón de Norteamérica se ha observado el incremento súbito de los flujos de carbono con la entrada de este sistema climatológico (Pérez-Ruiz *et al.*, 2010). Por otra parte, sistemas climatológicos que se presentan a escalas mayores a un año, como el fenómeno de El Niño, provocan altas fluctuaciones interanuales en la precipitación y por consiguiente también en los flujos de CO₂. Sin embargo, por la gran extensión del territorio es necesario integrar sitios representativos para establecer estudios de flujos de carbono en ecosistemas de México con mediciones de flujos en escalas de tiempo largas que permitan entender de manera precisa las relaciones de los factores ambientales y el intercambio de CO₂ en los diferentes ecosistemas y así poder indagar sobre procesos con modelos ecosistémicos (Verduzco *et al.*, 2018) para predecir los efectos del cambio climático (Kutsch *et al.*, 2005).

En la revisión hecha por Montañón *et al.* (2016) de los flujos de carbono en las regiones áridas y semiáridas de México, se muestra a estos ecosistemas como muy variables, pasando de ser sumideros, a fuentes de CO₂ a la atmósfera (52 g C m⁻² a⁻¹ de captura a 258 g C m⁻² a⁻¹ de emisión). Por otra parte, en una primera aproximación de síntesis a partir de datos publicados de flujos de C que incluyó un intervalo más amplio de los ecosistemas

de México, Delgado-Balbuena *et al.* (2018a) mostraron que estos ecosistemas son un ligero sumidero de carbono de $-34.4 \pm 121.71 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, y dejan claro, al igual que Montaña *et al.* (2016) que existe mucha variabilidad interanual y entre ecosistemas, siendo la variabilidad de la precipitación una de sus principales causas. Otro de los datos obtenidos de esta revisión es que, en promedio, los ecosistemas mexicanos capturan $1.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ por cada milímetro de precipitación recibida. En este sentido, los ecosistemas capturan más carbono en años más húmedos mientras que en años secos puede suceder un balance neutro o que el flujo neto sea de emisión de CO_2 . Sin embargo, existen otros procesos que pueden alterar esta relación, por

ejemplo, aspectos como la no linealidad en la respuesta de la productividad a la precipitación (Knapp *et al.*, 2016), efectos de legados de la precipitación de años o estaciones pasadas (Delgado-Balbuena *et al.* 2019), el acceso de algunos ecosistemas a fuentes de agua subterráneas (Uuh-Sonda *et al.*, 2018) o las prácticas de uso de suelo (Hinojo-Hinojo *et al.*, 2019).

En este capítulo se describen y analizan los flujos de carbono de ecosistemas de México en una escala temporal y espacial amplia, utilizando los datos disponibles de la red MexFlux. El principal objetivo es tener la primera aproximación a escala país de las magnitudes y el potencial de sumidero o fuente de carbono de los diferentes ecosistemas de México.

Caja 1. Intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE)

El intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE, por sus siglas en inglés) es el balance entre la productividad primaria bruta (GPP, por sus siglas en inglés) y la respiración del ecosistema (Reco; Ecuación 1). La GPP es el carbono capturado por las plantas a través del proceso de fotosíntesis; mientras que la Reco es la suma de la respiración autotrófica (R_a), es decir la proveniente de raíces, micorrizas asociadas y tejidos aéreos de las plantas, y la respiración heterotrófica (R_h), la respiración proveniente de microorganismos del suelo y de la micro y mesofauna (Chapin *et al.*, 2002; Nieder y Benbi, 2008). Respecto a lo anterior, los suelos desempeñan un papel muy importante en el ciclo global del carbono, debido a que almacenan y liberan grandes cantidades de C a la atmósfera a través de la respiración del suelo (Longdoz *et al.*, 2000; Arévalo *et al.*, 2010). Se estima que los ecosistemas terrestres a través de la fotosíntesis son capaces de remover carbono de la atmósfera en un intervalo de 100 a 120 Pg C por año; mientras que el flujo de CO_2 derivado de la respiración del suelo está entre $68 \pm 4 \text{ Pg C}$ a 100 Pg C al año (Zhang *et al.*, 2007).

La relación del intercambio de carbono, a nivel ecosistema, está definida por:

$$\text{NEE} = -\text{GPP} + \text{Reco} \quad (1)$$

donde el signo negativo indica flujo neto de carbono de la atmósfera hacia el ecosistema; es decir, captura de C por parte del ecosistema. La respiración del ecosistema está dada por:

$$\text{Reco} = R_a + R_h \quad (2)$$

BASES DE DATOS PARA LOS ANÁLISIS

Integración de las bases de datos

Para este capítulo se usaron sumas diarias de flujos de C a nivel ecosistema, los cuales se obtuvieron de mediciones de alta frecuencia con el método de covarianza de vórtices de 14 sitios MexFlux (Figura

1). La base de datos incluye información ya publicada en revistas científicas o en documentos de tesis (*literatura gris*), así como información inédita. Los datos fueron obtenidos a través del contacto directo con los investigadores responsables de los sitios para crear una primer base de datos estandarizada y accesible para trabajos de síntesis (Delgado-Balbuena *et al.*, 2018b) y únicamente los datos del sitio La Paz fueron



obtenidos a través del repositorio de flujos de carbono de AmeriFlux (<http://ameriflux.lbl.gov/>).

Los ecosistemas considerados incluyeron cinco sitios de matorral (La Paz, El Mogor, La Colorada, Bernal y Rayón), un sitio de pastizal (Ojuelos), dos sitios de bosque tropical seco (Chamela y El Palmar), dos sitios de bosque subtropical seco (Álamos y Tesopaco), un bosque de encino (Sierra de Locos), una plantación forestal de pinos para representar los bosques templados de México (Atopixco) y dos sitios de Manglar (Puerto Morelos y El Sargento). El intervalo de temperatura media anual en los sitios fue de 13 a 25.5°C y precipitación media anual de 182 a 1901 mm (Cuadro 1).

Procesamiento de la información

Todos los flujos de C y vapor de agua se obtuvieron a través del procesamiento estándar de datos de

covarianza de vórtices (Aubinet *et al.*, 2012; ver Caja 2). Este incluye: eliminación de valores extremos dentro de las series de tiempo de alta frecuencia (Vickers y Mahrt, 1997), corrección de retrasos entre señales del sensor de gases y el anemómetro, corrección de fluctuaciones de la densidad del aire (corrección WPL; Webb *et al.*, 1980) y correcciones espectrales de alta y baja frecuencia (Massman, 2000; Moncrief *et al.*, 2004). La velocidad de fricción (u^*) fue el parámetro usado para identificar los periodos de noche con desarrollo de turbulencia insuficiente (Reichstein *et al.*, 2005), con excepción del sitio Chamela en el cual la escala de intensidad de turbulencia fue usado para identificar los periodos ideales de desarrollo de turbulencias (González-del Castillo *et al.*, 2018a). En todos los sitios se utilizaron sensores de gases de circuito abierto (*i.e.* Li-7500A, Li-Cor, Lincoln, NE, EUA).



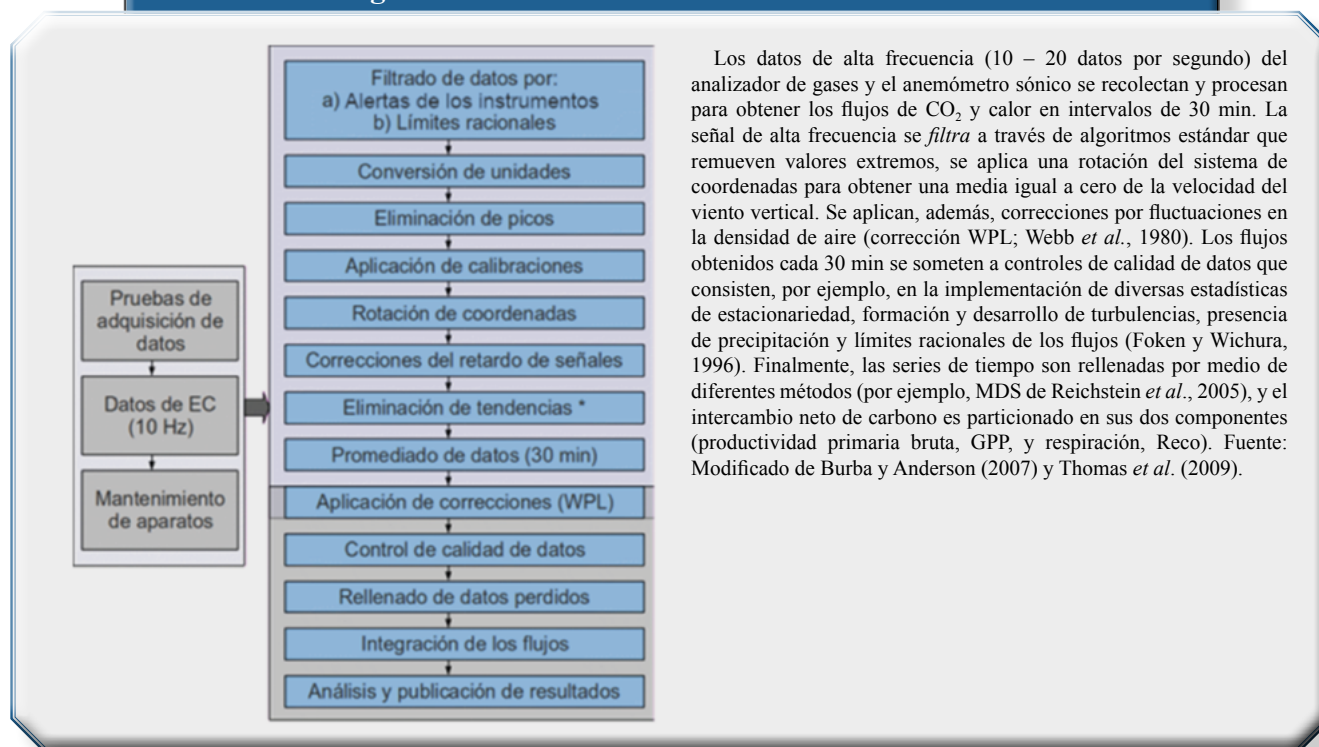
Figura 1. Distribución de los sitios de monitoreo de flujos de materia y energía (MexFlux) por tipo de ecosistema (CONABIO, 1999). Las estrellas indican todos los sitios que integran MexFlux, y en negro los sitios usados en esta síntesis.

El relleno de los vacíos en las series de tiempo (*gap filling*) se hizo con el algoritmo de muestreo de distribución marginal (MDS, Reichstein *et al.*, 2005) mediante la herramienta en línea del Instituto Max Planck (<https://www.bgc-jena.mpg.de/bgi/index.php/Services/REddyProcWeb>). Para la partición del intercambio neto de carbono en sus componentes, productividad bruta del ecosistema (GPP) y respiración del ecosistema (Reco), tal que $-NEE \sim NEP = GPP + Reco$, se usó el método de Reichstein *et al.* (2005) y Lasslop *et al.* (2010). En el sitio Chamela la respiración

del ecosistema durante la noche fue estimada a través de regresiones lineales entre la temperatura y la humedad del suelo. Los modelos de regresión fueron usados para rellenar los huecos de flujos de C nocturnos y para modelar los flujos de respiración durante el día, para de esta forma separar Reco y GPP (González-del Castillo *et al* 2018b)

La base de datos está compuesta por 14 sitios con series de tiempo de uno a siete años de mediciones entre 2004 y 2018, las cuales suman un total de 53 años sitio⁻¹ de mediciones continuas a escala de día (Cuadro 1).

Caja 2. Esquema general del procesamiento de datos de flujos de materia y energía mediante la técnica de covarianza de vórtices



Los datos de alta frecuencia (10 – 20 datos por segundo) del analizador de gases y el anemómetro sónico se recolectan y procesan para obtener los flujos de CO₂ y calor en intervalos de 30 min. La señal de alta frecuencia se *filtra* a través de algoritmos estándar que remueven valores extremos, se aplica una rotación del sistema de coordenadas para obtener una media igual a cero de la velocidad del viento vertical. Se aplican, además, correcciones por fluctuaciones en la densidad de aire (corrección WPL; Webb *et al.*, 1980). Los flujos obtenidos cada 30 min se someten a controles de calidad de datos que consisten, por ejemplo, en la implementación de diversas estadísticas de estacionariedad, formación y desarrollo de turbulencias, presencia de precipitación y límites racionales de los flujos (Foken y Wichura, 1996). Finalmente, las series de tiempo son rellenas por medio de diferentes métodos (por ejemplo, MDS de Reichstein *et al.*, 2005), y el intercambio neto de carbono es particionado en sus dos componentes (productividad primaria bruta, GPP, y respiración, Reco). Fuente: Modificado de Burba y Anderson (2007) y Thomas *et al.* (2009).

Cuadro 1. Descripción de sitios y periodos con disponibilidad de datos.

Sitio	Ecosistema	Periodo	Años	Altitud (m)	PMA (mm)	TMA (°C)
La Paz	Matorral sarcocaula	2002 - 2008	7	21	182	23.6
El Mogor	Matorral esclerófilo	2008 - 2012	3	409	281	17.0
Rayón	Matorral subtropical	2008 - 2012	5	632	481	21.4
Bernal	Matorral xerófilo	2017 - 2018	2	2050	500	18.0
La Colorada	Matorral / Sabana inducida	2011 - 2013	3	398	344	22.7
Ojuelos	Pastizal semiárido	2011 - 2017	7	2228	424	18.0

Cuadro 1. Descripción de sitios y periodos con disponibilidad de datos. (Continuación)

Sitio	Ecosistema	Periodo	Años	Altitud (m)	PMA (mm)	TMA (°C)
Álamos	Selva caducifolia	2015 - 2017	3	368	732	23.4
Tesopaco	Selva caducifolia	2005 - 2008	4	426	647	24.3
Chamela	Selva caducifolia	2007 - 2013	7	73	844	25.8
El Palmar	Selva caducifolia	2017 - 2018	2	8	650	25.5
Atopixco	Bosque templado con manejo	2017 - 2018	1	2064	1901	13.5
Sierra de Locos	Bosque de encino	2010 - 2014	5	1314	496	18.9
El Sargento	Manglar	2014 - 2016	3	0	125	24.2
Puerto Morelos	Manglar	2017 - 2018	1	0	1105	27.0

PMA = Precipitación media anual, TMA = Temperatura media anual. Total = 53 años/sitio.

Descripción de los sitios usados para la síntesis

La lista de los sitios con su vegetación, periodo de estudio, altitud, y precipitación anual y temperatura promedios se presentan en el Cuadro 1.

Matorral: La Paz

El sitio de estudio está ubicado al Oeste de la Ciudad de la Paz, Baja California Sur (24.13° N, 110.44° W). El clima es seco y cálido. La precipitación ocurre principalmente entre agosto y septiembre, con lluvias ocasionales entre octubre y febrero (Troyo-Diéguez *et al.*, 1990). La vegetación está clasificada como matorral sarcocaula, con una altura entre 2 y 3 m y compuesta por plantas crasicaulas, cactáceas suculentas (*i.e. Pachycereus pringlei*, *Stenocereus thurberi*), especies sarcocaulas, con árboles (*i.e. Prosopis articulata*, *Cyrtocarpa edulis*, *Bursera microphylla*) y arbustos leñosos (*i.e. Jatropha cinerea*, *J. cuneata*, *Fouquieria diguetii*, *Larrea tridentada*; Bell *et al.*, 2012) principalmente caducifolios. Los suelos son Cambisol háplico arenosos, de colores claros, profundos (espesor > 100 cm) y pH de neutro a ligeramente alcalino.

Matorral: El Mogor

Se localiza cerca de Ensenada, Baja California (32.030° N, 116.604° W). El clima es de tipo

Mediterráneo semiárido, con invierno fresco y húmedo y con verano cálido, y típicamente sin lluvia. Un 89% de la precipitación cae entre noviembre y abril. El suelo es somero (~27 cm de profundidad), clasificado como Cambisol háplico, de textura areno-limosa (Leon *et al.*, 2014). La vegetación del sitio está clasificada como matorral esclerófilo, principalmente perennifolia, la cual tiene una altura promedio entre 1 y 2 m e índice de área foliar de 1.54 (Aguirre-Gutiérrez, 2014). Los arbustos dominantes son *Adenostoma fasciculatum*, *Eriogonum fasciculatum* y *Ornithostaphylos oppositifolia*.

Matorral: Rayón

El sitio de estudio está ubicado al noreste de Hermosillo, Sonora (29.74° N, 110.53° W). El clima es semiárido con veranos cálidos e inviernos frescos. La temperatura media anual es de 21.4 ± 6.4°C y la precipitación media anual es de 481 mm. El principal periodo de lluvias ocurre entre julio y septiembre (75% de la precipitación media anual), durante el Monzón de Norteamérica. La vegetación está clasificada como matorral subtropical y está compuesta por árboles y arbustos caducifolios (*i.e. Jatropha cordata*, *Fouquieria macdougalii*, *Acacia cochliacantha*, *Parkinsonia praecox*, *Mimosa distachya* y *Prosopis velutina*) y cactus columnares (*Stenocereus thurberi*). Los suelos son someros y están clasificados como Regosol de textura arcillo-limosa (0 a 30 cm) y areno-arcillosa (30 a 100 cm) (Vivoni *et al.*, 2010).

Matorral: Bernal

El sitio se encuentra cercano a la localidad de Bernal, Querétaro (20.717° N, 99.941° W), en zona de valle, dentro de un mosaico agropecuario, en terreno con pendiente menor a un grado, la vegetación es matorral espinoso abierto y el uso de suelo es ganadería bovina. El estrato herbáceo está sobrepastoreado, los arbustos son dominantes (*Prosopis sp.*, *Acacia sp.* y *Celtis sp.*) junto con suculentas (*Agave sp.*, *Cylindropuntia sp.*, *Opuntia sp.* y *Stenocereus sp.*); existen algunos árboles aislados.

Matorral: La Colorada

El sitio se encuentra al sureste de Hermosillo, Sonora (28.7° N, 110.54° W), el clima es árido semicálido, aproximadamente 70% de la precipitación ocurre entre los meses de junio y noviembre. El sitio se encuentra bajo condiciones de pastoreo y manejo de fuego. El tipo de vegetación es un matorral desértico subtropical (INEGI, 1988), pero que ha sido convertido a una Sabana de zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) desde hace 30 años. La vegetación actual está caracterizada por 54% de gramíneas anuales (*i.e.* *Bouteloua aristidoides*, *Bouteloua rothrockii*, *Cathastecum brevifolium*), 32% de zacate buffel (*C. ciliaris*) y solo 5% de arbustos deciduos (*Mimosa distachya* y *Jatropha cardiophylla*) y 3% de árboles (*Olneya tesota* y *Prosopis velutina*). La mayoría de las especies vegetales pierden sus hojas durante la temporada de sequía, a excepción de algunas especies de arbustos los cuales pueden mantener sus hojas en épocas de precipitación favorable (*i.e.* *Phaulothamnus spinescens*, *Encelia farinosa*, *O. tesota*, y *P. velutina*; Hinojo-Hinojo *et al.*, 2016).

Pastizal: Ojuelos

Cercano a Ojuelos, Jalisco (21.78° N, 101.60° W), el sitio tiene un clima semiárido templado, con una temperatura media anual de 17.5°C y una precipitación media anual de 424 mm, la cual ocurre principalmente entre los meses de junio a septiembre y menos del 10% durante el invierno (Aguado-Santacruz, 1993). El sitio está localizado en la subprovincia de los Llanos de Ojuelos, Jalisco, la cual representa la parte más meridional del desierto Chihuahuense. El tipo de vegetación es un pastizal semiárido, siendo las gramíneas con *Bouteloua gracilis* (zacate navajita) la vegetación más representativa. Los suelos están

clasificados como Xerosol háplico asociado con Litosol y Planosol éutrico, así como Feozems asociados con Litosoles (Aguado-Santacruz, 1993). Los suelos presentan una capa de caliche a aproximadamente 0.5 m de profundidad (COTECOCA, 1989).

Bosque tropical y subtropical seco: Álamos

El sitio de monitoreo está localizado dentro de la Reserva Monte Mojino (ReMM), manejada por Naturaleza y Cultura Internacional y se localiza dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC) ubicada en el suroeste del estado de Sonora (27.00° N, 108.77° W). Los suelos son areno-arcillosos. La precipitación media histórica es de ~732 mm, con temperatura medias de 23.4°C (Estación de Minas nuevas, CONAGUA). Se presenta una estación seca de ~7 meses y una estación húmeda de ~5 meses durante el año. Los meses donde se presenta el mayor porcentaje de precipitación son julio, agosto y septiembre y con menor porcentaje en abril y mayo. El sitio fue extensivamente pastoreado en el pasado, pero en abandono a recuperación desde hace 40 años. Las especies de mayor importancia relativa de un bosque maduro en Álamos son: *Lysiloma divaricatum*, *Croton flavescens* Greenm, *Croton lindquistii*, *Pachycereus pecten-aboriginum*, *Acacia cochliacantha* y especies del género *Bursera* (Alvarez-Yepiz *et al.*, 2008).

Bosque tropical y subtropical seco: Tesopaco

El sitio se localiza sobre las laderas bajas de la sierra Madre Occidental en el Sur de Sonora (27.84° N, 109.3° W). El clima es cálido semiárido, con una temperatura media anual de 24.3°C y precipitación media anual de 712 mm. La mayor precipitación ocurre entre los meses de junio y octubre (80% de la precipitación media anual) con la presencia del Monzón de Norteamérica. El tipo de vegetación está clasificado como bosque tropical seco, el cual está dominado por árboles de leguminosas (*i.e.* *Lysiloma divaricatum*, *Acacia cochliacantha*), entre otras familias (*i.e.* *Haematoxylum brasiletto*, *Celtis reticulata* e *Ipomoea arborescens*) (Sánchez-Mejía *et al.*, 2007). La alta abundancia de *Acacia cochliacantha* indica que el sitio es un bosque tropical seco en estado de sucesión secundaria que tiene un historial de uso significativo en el pasado. Los suelos son areno-arcillosos (Pérez-Ruiz *et al.*, 2010).



Bosque tropical y subtropical seco: Chamela

El sitio se encuentra en la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, cercano a la costa de Jalisco (19.51° N, 105.04° W). El clima es cálido subhúmedo tropical, con una temperatura media anual de 25.7°C y una precipitación media anual de 790 mm. Presenta un régimen de lluvias de verano, con menos de 10% de la precipitación durante noviembre a mayo. Los regímenes de precipitación y de perturbación incluyen efectos de huracanes. El tipo de vegetación es un bosque tropical caducifolio (o bosque tropical seco), cuyos árboles más abundantes son: *Lonchocarpus sp.*, *Caesalpinia sp.*, *Croton sp.*, *Jatropha sp.* y *Cordia sp.*, con una altura de alrededor de 10 m. La mayoría de las especies de plantas aquí presentes pierden sus hojas durante la sequía (Bullock y Solís-Magallanes, 1990). Los suelos son arenosos y de profundidad muy variable, sobre material parental de basalto, reolita y conglomerados no consolidados.

Bosque tropical y subtropical seco: El Palmar

El sitio se encuentra al norte del estado de Yucatan (21.02° N, 90.06° W), su tipo de clima está clasificado como cálido subhúmedo. La temperatura media es de 25.5°C y la precipitación media anual de 650 mm. Aproximadamente 70% de la precipitación ocurre entre los meses de junio y octubre. El tipo de vegetación es un bosque tropical caducifolio (o bosque tropical seco) dominado principalmente por especies de árboles como: *Bursera simaruba*, *Caesalpinia gaumeri*, *Gymnopodium floribundum*, *Lysiloma latisiliquum* y *Lonchocarpus xuul*. El suelo es roca caliza con diferentes grados de intemperismo (Uuh-Sonda *et al.*, 2018).

Bosque de encino: Sierra de Locos

El sitio se localiza en el norte de Sonora, sobre la Sierra Madre Occidental (29.96° N, 110.46° W). Tiene un clima semiárido templado, con una temperatura media anual de 18.9°C y una precipitación media anual de 496 mm. La precipitación se extiende durante los meses de junio a septiembre por efecto del Monzón de Norteamérica (Mendez-Barroso *et al.*, 2014). El tipo de vegetación es un bosque de encino conformado principalmente por la especie *Quercus emoryi* interespaciados por pastos y cactáceas. El suelo está clasificado como Regosol éutrico (Vivoni *et al.*, 2007).

Plantación forestal de pino (Bosque templado): Atopixco

Se ubica en parte de la Sierra Alta Hidalguense y del Eje Neovolcánico, subprovincia Carso Huasteco en el estado de Hidalgo (20.61° N, 98.59° W). El clima es templado húmedo con temperatura media anual de 13.5°C y 2050 mm de precipitación media anual (Aguirre-Salado *et al.*, 2009). La precipitación ocurre principalmente entre junio y octubre. Las condiciones ambientales de este sitio representan a un bosque templado. El tipo de vegetación que se representa en las mediciones de flujos (*footprint*) corresponde a una plantación de pino que se encuentra bajo manejo desde las últimas décadas mediante el denominado Método de Desarrollo Silvícola (MDS), el cual originó rodales de *Pinus patula* mono-específicos, de edades variables que van de 0 hasta 31 años para los diferentes rodales (Soriano-Luna *et al.*, 2018). A pesar de que los rodales son técnicamente mono-específicos, presentan una proporción mínima de otras especies como: *P. teocote* Schiede ex Schltdl. & Cham., *Prunus serotina* Ehrh., *Quercus laurina* Bonpl., *Q. rugosa* Née, *Q. excelsa* Liebm., *Q. crassifolia* Bonpl., *Q. affinis* Scheidw., *Cornus disciflora* Moc. & Sessé ex DC., *Viburnum spp.*, *Cleyera theaoides*, *Choisy*, *Alnus jorullensis* Kunth, *Arbutus xalapensis* Kunth, *Symplocos spp.*, *Ternstroemia spp.*, y *Vaccinium leucanthum*. El suelo es Acrisol órtico, Luvisol crómico y Feozem háplico (Figuroa-Navarro *et al.*, 2010). A pesar de tratarse de una plantación forestal, este sitio se utilizó como una referencia para los bosques templados del centro de México ya que no existe ningún sitio de bosque templado no manejado que cuente con mediciones continuas de flujos de carbono en México.

Manglar: El Sargento

El manglar del Estero el Sargento se encuentra ubicado sobre la costa oriente del Golfo de California (29.34° N, 112.28° W). Tiene una extensión de manglares aproximada a 872.54 ha (Comisión Nacional de para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). Cuenta con una boca en el extremo izquierdo del estero que permite el intercambio de materia y energía en función del oleaje. La temperatura media anual histórica es de 24.23°C y la precipitación media anual histórica 124.76 mm (DayMet NASA; Thornton *et al.*, 2014). La mayor parte de la precipitación cae durante los meses del Monzón de Norteamérica. La vegetación

dominante en el sitio son tres especies de mangle: mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), negro (*Avicennia germinans*) y rojo (*Rhizophora mangle*).

Manglar: Puerto Morelos

El sitio está ubicado en el Jardín Botánico Dr. Alfredo Barrera Marín, en Puerto Morelos, Quintana Roo (20.84° N, 86.89° W). El clima es cálido subhúmedo con lluvias de verano. La temperatura media anual es de 27°C y precipitación media anual de 1105 mm. La lluvia invernal corresponde al 5-14% del total anual y el período más seco es de marzo a abril. El tipo de vegetación es manglar de franja de encinos, de altura máxima del dosel de 5 m (de Norte a Sur paralela a la costa de Puerto Morelos que dista aproximadamente 1 km) que consiste en una asociación de dos especies dominantes: *Conocarpus erectus* y *Rhizophora mangle* que presentan crecimiento entrelazado y achaparrado (Carrillo-Bastos *et al.*, 2008). Este manglar es afectado frecuentemente por tormentas tropicales y huracanes, siendo casi totalmente defoliado y presentando alta mortalidad tras el paso del huracán Wilma (categoría 4) en octubre del 2005.

Análisis de los resultados

El principal objetivo de este capítulo es tener la primera aproximación a escala país de las magnitudes de los flujos de carbono y potencial de ser fuente o sumidero de carbono en ecosistemas representativos de México. Por lo tanto, todos los datos disponibles

para cada sitio se promediaron por día del año para obtener un solo año promedio para cada sitio, con esta información se identificaron los patrones de los ciclos anuales y pudieron compararse tales patrones entre sitios. Algunos sitios como Chamela, Bernal, Puerto Morelos y el sitio de Sierra de Locos cuentan con algunos años incompletos, en los cuales por el tamaño de los huecos en las series de tiempo (datos perdidos) no fue posible rellenarlos con los procedimientos de *gap filling*. Se calcularon las sumas anuales para cada sitio solo para fines comparativos con las síntesis de sitios alrededor del mundo.

En promedio, los ecosistemas en los sitios analizados capturan $-0.85 \pm 1.8 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (promedio \pm una desviación estándar), lo cual indica que en términos del balance de carbono anual los ecosistemas en promedio fijan $324 \pm 514 \text{ g C m}^{-2}$ por año. Esta capacidad de captura está por encima del promedio mundial que oscila entre los $153 \pm 289 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Baldocchi *et al.*, 2017). Sin embargo, este potencial de captura de C está influenciado principalmente por los sitios del bosque templado y los manglares (ver Caja 3). Es así que el sitio que muestra mayor captura de C es la plantación forestal que representa al bosque templado de México (Atopixco), seguido de los sitios de Manglar y el matorral mediterráneo; mientras que ecosistemas como los bosques tropicales secos, los matorrales y el pastizal semiárido presentan flujos de C más bien tendientes a la neutralidad (misma captura y emisión de C). Sin considerar al bosque templado y los manglares, el resto de los ecosistemas podrían capturar cerca de $114 \pm 137 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Caja 3. Flujos de carbono por tipo de ecosistema

Los flujos de carbono a nivel ecosistema de los sitios MexFlux está mostrada en la Figura C3.1.

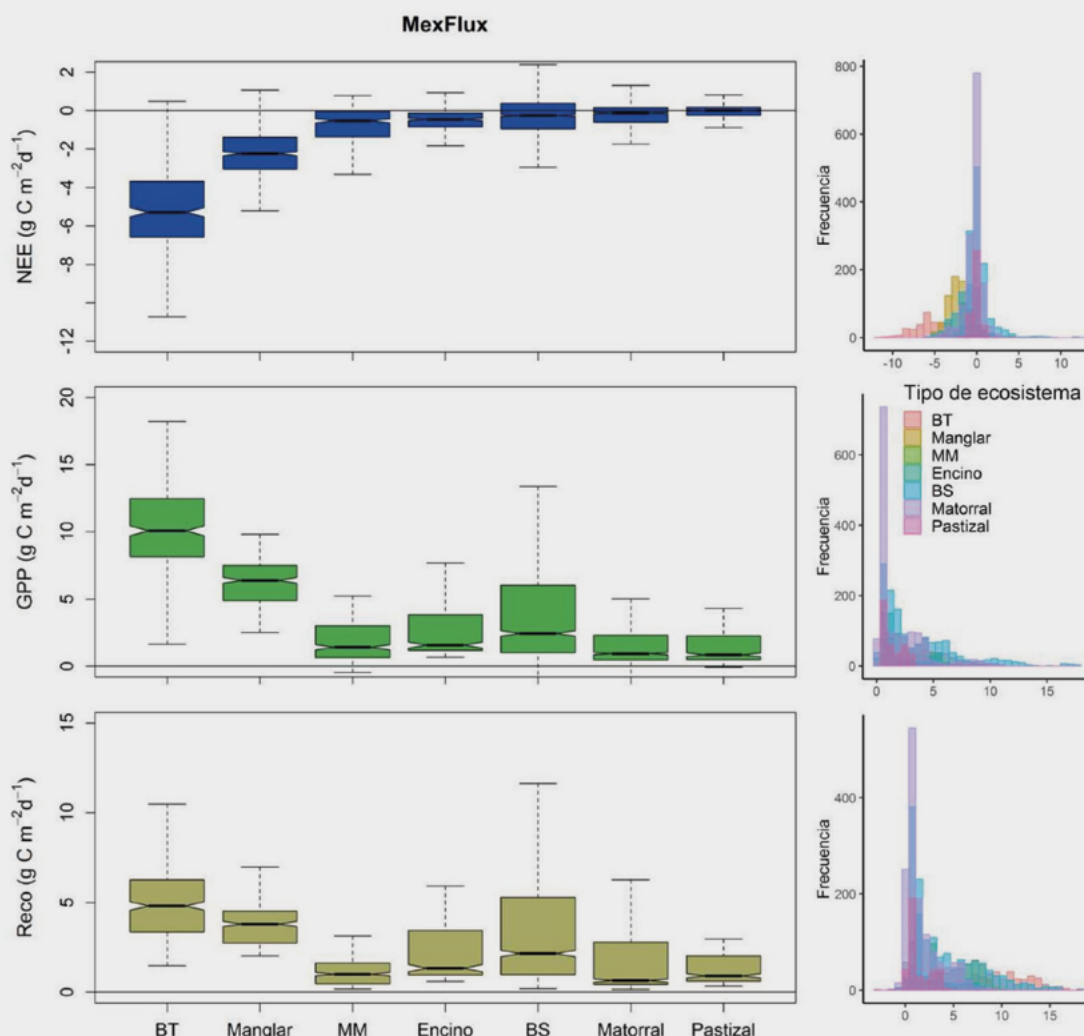


Figura C3.1. Flujos de carbono a nivel ecosistema en los sitios MexFlux por tipo de ecosistema.

A la izquierda se muestran en diagramas de cajas el intercambio neto de carbono (NEE, panel superior), en donde números negativos indican captura neta de C por parte del ecosistema. En el panel central se muestra la productividad primaria bruta (GPP) y en el panel inferior la respiración del ecosistema (Reco).

Los histogramas a la derecha de la figura muestran la distribución de frecuencias del intercambio neto de carbono (NEE, arriba), la productividad primaria bruta (GPP; centro) y la respiración del ecosistema (Reco; abajo) agrupado por tipo de ecosistema (BT= Bosque Templado, BS = Bosque Seco, MM = Matorral Mediterráneo).

Patrones de flujos de C anuales

Con excepción de la plantación forestal que representa al bosque templado de México y en menor grado el sitio de manglar de El Sargento, todos los sitios analizados presentaron características estacionales en su ciclo anual (Figuras 2 - 6). De acuerdo con el régimen de precipitación en cada sitio, se observa

un cambio abrupto en el intercambio de carbono. Durante los meses secos, de noviembre a mayo, hay un intercambio neto de carbono cercano cero y este cambia a negativo (captura neta de C) entre el mes de junio y julio, inmediatamente después del inicio de las lluvias. Otra de las características observadas en casi todos los sitios es un evento de emisión de C al inicio de la estación de crecimiento (NEE positivo entre

mayo y junio), lo cual es una característica común en ecosistemas estacionales secos (Verduzco *et al.*, 2015). Otra excepción a este patrón se observa en el sitio de El Mogor, el cual presenta un clima Mediterráneo (Figura 4), y en el cual la temporada de NEE negativo sucede en los meses de enero a septiembre (Cueva-Rodríguez, 2017). Notablemente, en los sitios de manglar se observa una disminución en la tasa de captura de C durante los meses lluviosos (Figura 5).

Este efecto de fuerte liberación de CO₂ al inicio de la estación de crecimiento se ha observado en múltiples ecosistemas. El efecto *Birch* (Jarvis *et al.*, 2007) es una consecuencia del incremento súbito de las tasas de mineralización de carbono y nitrógeno que resultan de la activación de los microorganismos con el aumento del contenido de agua en el suelo (Turner y Haygarth, 2001). Este C liberado proviene principalmente de fuentes heterótrofas que son estimuladas por varios procesos: 1) deterioro de los agregados del suelo causados por los ciclos de secado y rehumedecimiento que exponen sustratos orgánicos que no estaban disponibles anteriormente para la actividad biogeoquímica (Huxman *et al.*, 2004), 2) descomposición y liberación de nutrientes de los microorganismos del suelo que murieron debido a los efectos de la sequía (Jarvis *et al.*, 2007) y, 3) liberación de osmolitos intracelulares que fueron acumulados por los microorganismos del suelo en condiciones de aridez para protección osmótica (Killham y Firestone, 1984), pero que son liberados después de que el suelo se humedece para evitar la lisis celular (Halverson *et al.*, 2000). Todos estos procesos ponen a disposición una gran cantidad de C lábil y nutrientes que estimulan el crecimiento de la biomasa microbiana y fúngica del

suelo. Además, el desplazamiento de aire enriquecido de CO₂ dentro de los poros del suelo por el agua que se infiltra, es una causa no biológica que puede sumarse a ese pulso de CO₂ (Huxman *et al.*, 2004).

La capacidad de captura promedio de la plantación de pino (bosque templado) de -5.14 g C m⁻² d⁻¹ es muy superior al de plantaciones de pino en el sureste de Canadá (-0.54 g C m⁻² d⁻¹; Arain and Restrepo-Coupe, 2005), de píceas en el noroeste de Europa (-2.48 g C m⁻² d⁻¹; Abdalla *et al.*, 2013), así como de los principales bosques de coníferas del norte de Estados Unidos de América, los cuales capturan entre 0.1 y 1.9 g C m⁻² d⁻¹ (Tang *et al.*, 2012; Novick *et al.*, 2015; Baldocchi *et al.*, 2017). Así mismo, la productividad primaria bruta (GPP) es aún superior a la de los bosques tropicales húmedos (*i.e.* 3040 g C m⁻² a⁻¹ en un bosque tropical lluvioso del Amazonas central; Malhi *et al.*, 1998). Condiciones de temperaturas > 10°C, mayor precipitación y el tipo de manejo (Soriano-Luna *et al.*, 2018) en esta plantación forestal templada de México podrían ser algunas de las causas del mayor potencial de captura respecto a las plantaciones y bosque templados de EUA, Canadá y Europa. Claramente el sitio de Atopixco mantiene altas tasas de captura de C durante todo el año (NEE < -100 g C m⁻² mes⁻¹; Figura 2), en contraste con los bosques templados de pino de EUA y plantaciones de Canadá y Europa que disminuyen sus tasas de captura prácticamente a cero durante el invierno (Stoy *et al.*, 2006; Noormets *et al.*, 2010). Es necesario recalcar que hasta el momento solo se cuenta con datos de un año para este sitio; por lo cual será necesario continuar con las mediciones para determinar el potencial de captura de C a largo plazo, ya que el año analizado podría ser un año productivamente atípico.

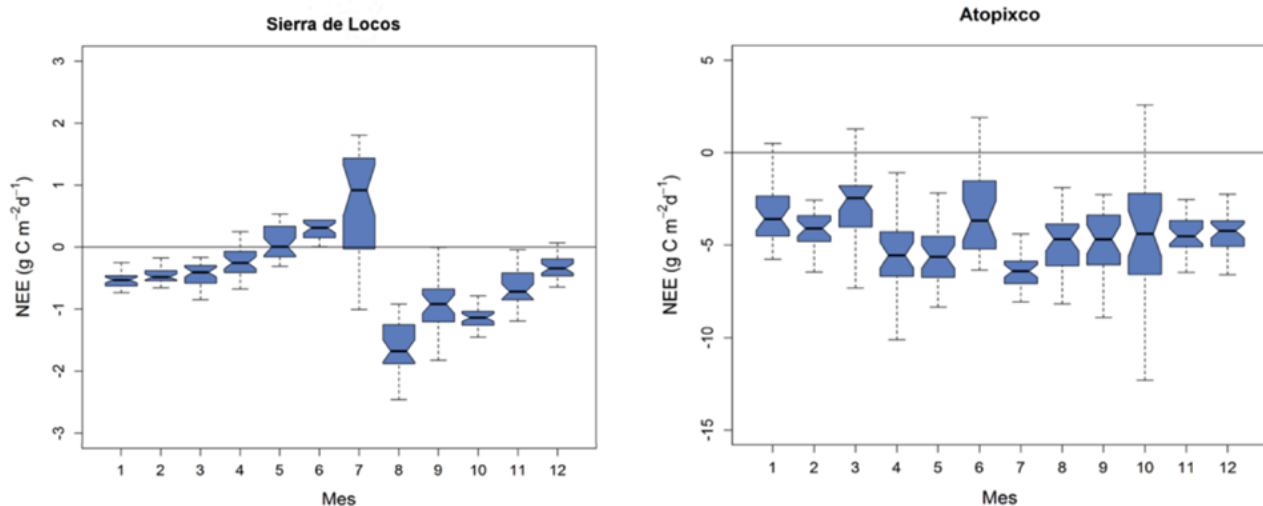


Figura 2. Promedios mensuales del intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE) para el sitio de bosque templado (Atopixco) y bosque de encino (Sierra de Locos). Números negativos indican captura neta de C por parte del ecosistema.

Por otra parte, aunque los bosques tropicales secos se mantienen cercanos a la neutralidad, presentan una alta variabilidad en sus tasas de captura (GPP) y emisión (Reco) de C (Figura 3). Esto nos muestra el fuerte componente estacional de estos ecosistemas, así como de la alta variabilidad interanual en los flujos de C, los cuales están determinados principalmente por

la variabilidad en la precipitación (Verduzco *et al.*, 2015; González-del Castillo *et al.*, 2018b). Así mismo, los ecosistemas de matorral y pastizal también tienen un componente estacional muy marcado y comparten la sensibilidad a las variaciones climáticas (Verduzco *et al.*, 2018; Hinojo-Hinojo *et al.*, 2019; Delgado-Balbuena *et al.*, 2019).

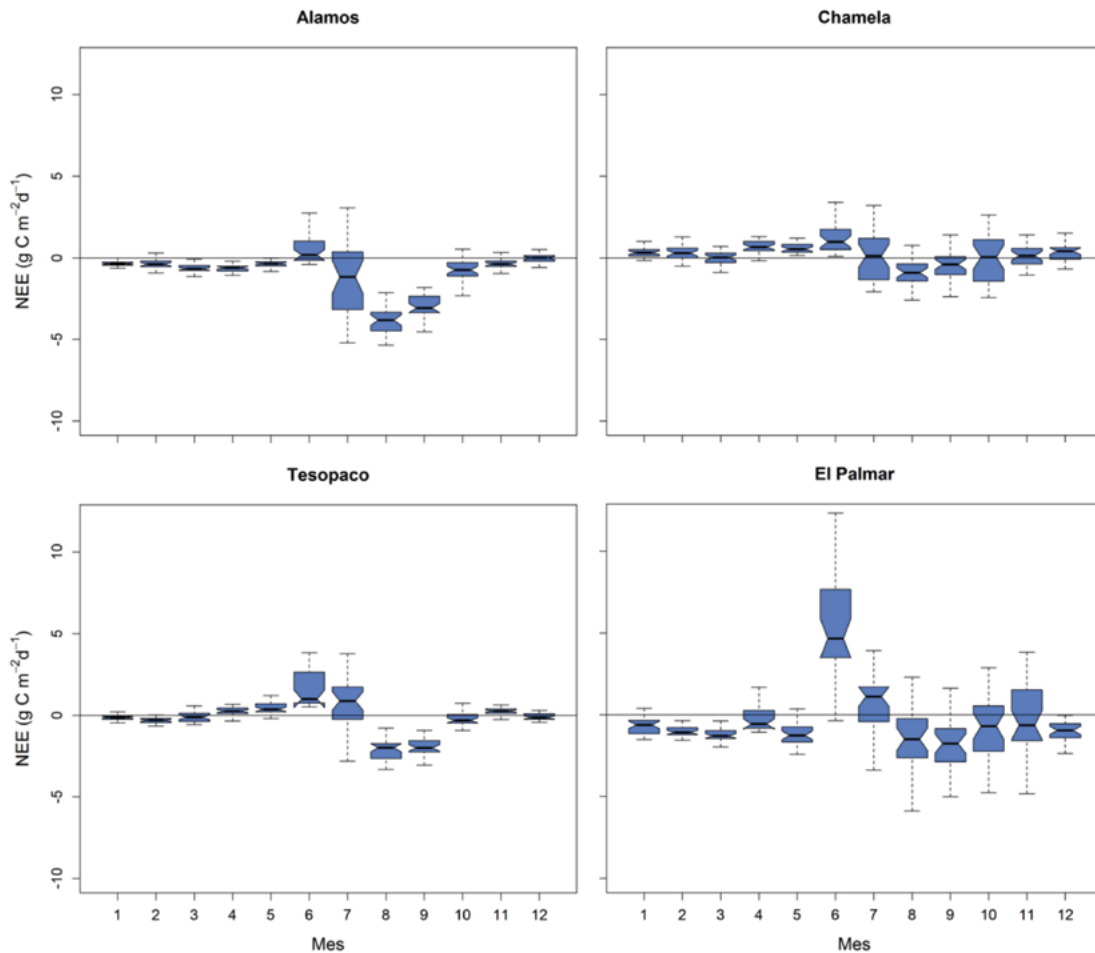


Figura 3. Promedios mensuales del intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE) para cada sitio MexFlux agrupado en el tipo de ecosistema Bosque Tropical Seco.

Números negativos indican captura neta de C por parte del ecosistema.

Entre los bosques tropicales secos del mundo, los sitios de MexFlux son los únicos hasta el momento donde se realizan mediciones del intercambio neto de carbono a nivel ecosistemas con la técnica de covarianza de vórtices. En los sitios registrados en FluxNet, los bosques caducifolios difieren tanto en composición de especies vegetales (principalmente son bosques de álamos y encinos) como en el intervalo de precipitación y temperatura, los cuales distribuyen en regiones más templadas (TMA < 10°C) y húmedas (PMA > 700 mm) como los bosques del Noreste de EUA, o cálidas con precipitación muy

superior a los sitios MexFlux (PMA > 2000 mm; un bosque caducifolio de Centroamérica). Estimaciones hechas con diferentes métodos indican que estos ecosistemas tropicales secos tienen una productividad primaria neta de entre 500 y 2500 g C m⁻² a⁻¹, y una capacidad de captura de alrededor de 500 g C m⁻² a⁻¹ (Tiessen *et al.*, 1998). El intervalo reportado para los sitios MexFlux se encuentra entre 102 g C m⁻² a⁻¹ de emisión neta, hasta una captura neta de 248 g C m⁻² a⁻¹ (Verduzco *et al.*, 2015; Uuh-Sonda *et al.*, 2018) cuya variabilidad se debe principalmente a las grandes diferencias interanuales y estacionales de la

precipitación (Verduzco *et al.*, 2015; González-del Castillo *et al.*, 2018b).

En una revisión general de humedales costeros en los que se incluyen ecosistemas de Manglares subtropicales en el sureste de EUA, estos ecosistemas han mostrado ser sumideros de carbono de entre 540 y 1176 g C m⁻² a⁻¹ (Luyssaert *et al.*, 2007; Barr *et al.*, 2012), mientras que un manglar con clima semiárido (< 800 mm de PMA) tuvo una captura neta de C de tan solo 73.8 g C m⁻² a⁻¹ (Leopold *et al.*, 2016). El ecosistema de manglar en el sitio de El Sargento estuvo en el límite inferior de los manglares del sureste de EUA, mientras que el sitio de Puerto Morelos estuvo por debajo de estos sitios, pero muy por encima del sitio de manglar semiárido. Un flujo importante en los manglares es el transporte horizontal de carbono orgánico en forma de mantillo, el cual se ha determinado ocurre en un intervalo de 0.1 y 27.7 g C m⁻² a⁻¹ (Alongi, 2009) que equivale a hasta un 5% del flujo de C del manglar de Puerto Morelos. Aunque

hay una aparente relación entre la captura de C (NEE) y la precipitación en los manglares (Leopold *et al.*, 2016), esta relación pudiera estar más influenciada por la talla de los manglares y, por consiguiente, por la cantidad de biomasa de cada ecosistema.

El patrón de flujo de carbono que se observó en los manglares donde hubo reducción en la tasa de captura de C durante la época de lluvias (Figura 4), coincide con un sitio de manglar semiárido del suroeste del Océano Pacífico, en donde la captura neta de C durante la estación lluviosa fue menor. Leopold *et al.* (2016) sugieren que este efecto se debe a un incremento en la respiración del ecosistema, con modificaciones en la tasa de respiración de los manglares y/o del sedimento relacionada con la entrada de agua dulce. Así mismo, es probable que la mayor respiración de la vegetación sea debida a una etapa de mayor crecimiento (incremento de la respiración de crecimiento) en las condiciones de menor salinidad.

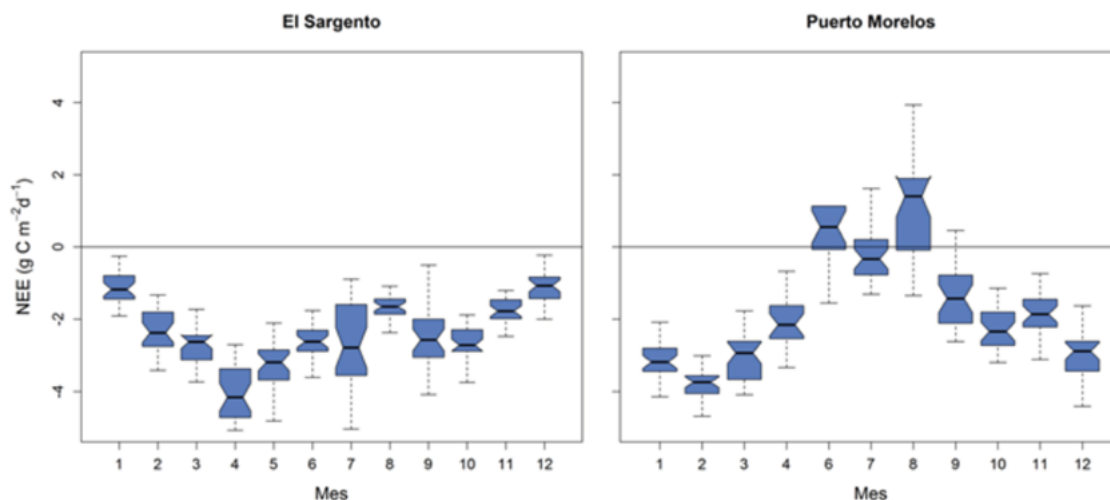


Figura 4. Promedios mensuales del intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE) para los sitios de Manglar. Números negativos indican captura neta de C por parte del ecosistema.

En lo que respecta a los pastizales, las estimaciones del flujo de C en estos ecosistemas varían desde aproximadamente 800 g C m⁻² a⁻¹ de captura, hasta 521 g C m⁻² a⁻¹ de emisión, con la mayoría de ellos en el intervalo de 0 ± 200 g C m⁻² a⁻¹ (Jaksic *et al.*, 2006). Así, los pastizales se comportan como sumideros y fuentes de carbono, dependiendo de las condiciones climáticas. La variabilidad estacional también está bien marcada (Figura 5) al igual que en los ecosistemas de matorral y bosque seco, mostrando captura de C durante la temporada de lluvias (junio a septiembre) y flujos netos casi nulos durante el invierno y primavera. También se observa el

pulso de respiración al inicio del verano. En promedio, el ecosistema de pastizal fue un ligero sumidero de carbono de 24 g C m⁻² a⁻¹, pero similar al resto de los sitios, fue altamente variable. Uno de los patrones más importantes en este sitio observados por Delgado-Balbuena *et al.* (2019) fue que la precipitación durante la estación seca es un factor determinante para la productividad (captura de C) del pastizal.

El matorral mediterráneo fue en promedio un sumidero de carbono con un balance anual de 257 g C m⁻² a⁻¹, mientras que el promedio de GPP fue de 657 g C m⁻² a⁻¹ (Figura 5). Esta última estuvo fuertemente correlacionada

con la precipitación anual del sitio (Aguirre-Gutiérrez, 2014). Por otra parte, sistemas radicales profundos permiten a la vegetación acceder a agua subterránea y mantenerse con tasas de GPP superiores a $0.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ aún durante la estación seca (Aguirre-Gutiérrez, 2014). La magnitud de los flujos de carbono observados en el sitio de El Mogor es equiparable con ecosistemas similares. Otro sitio de matorral esclerófilo mediterráneo

localizado en el sur de California capturó en promedio durante siete años $52 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, pero pasó de ser una fuente de C de 207 g C m^{-2} durante una sequía severa a un sumidero de C de 155 g C m^{-2} en un año promedio (Luo *et al.*, 2007). La mayor capacidad de captura de C de El Mogor puede explicarse por tener menos edad post-incendio (20+ *versus* 100+ años), como también a la tendencia de disminuir la productividad con mayor elevación (msnm, Ibarra-Montes, 2018).

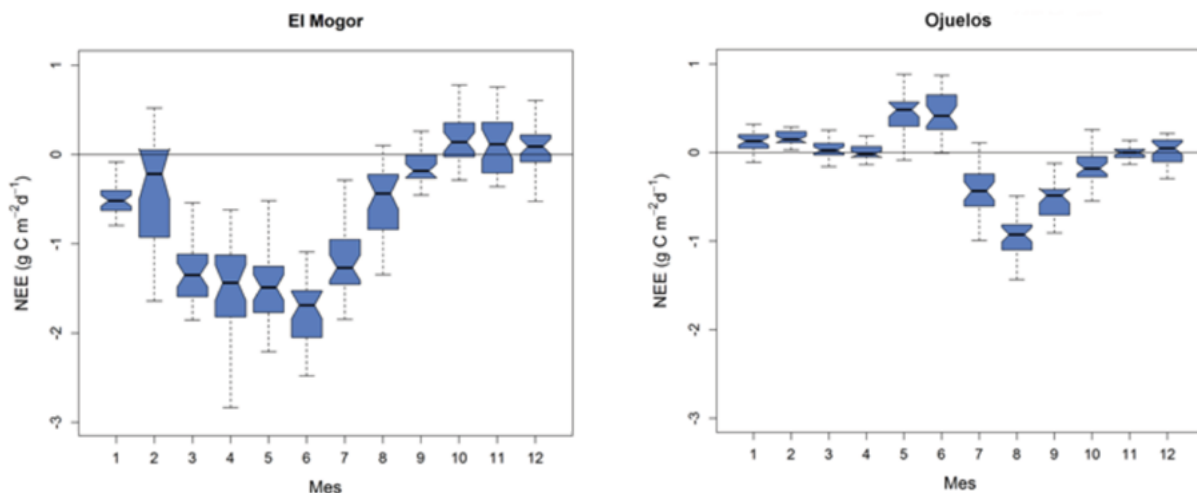


Figura 5. Promedios mensuales del intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE) para el sitio de Pastizal semiárido (Ojuelos) y el sitio de Matorral Mediterráneo (El Mogor).

Números negativos indican captura neta de C por parte del ecosistema.

Los matorrales semiáridos tuvieron un balance de C muy similar al de los bosques secos, con un promedio de $106 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Ecosistemas de chaparral del norte de Sonora y Sur de EUA (dentro de los cuales están incluidos algunos sitios MexFlux) son, en conjunto, ligeras fuentes de $24 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. En lo que respecta al bosque de encino, la tasa de captura neta de $161 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ observada en el sitio de encino es similar al que

presenta un bosque de encino/sabana, aunque de clima mediterráneo, localizado en Portugal (entre 28 y $140 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ de captura; Pereira *et al.*, 2007). En contraste, la tasa de captura de C del sitio de encino de MexFlux (Figura 6) fue inferior al de bosques de encino en Florida, EUA, los cuales son capaces de capturar entre 107 y $467 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Powell *et al.*, 2006).

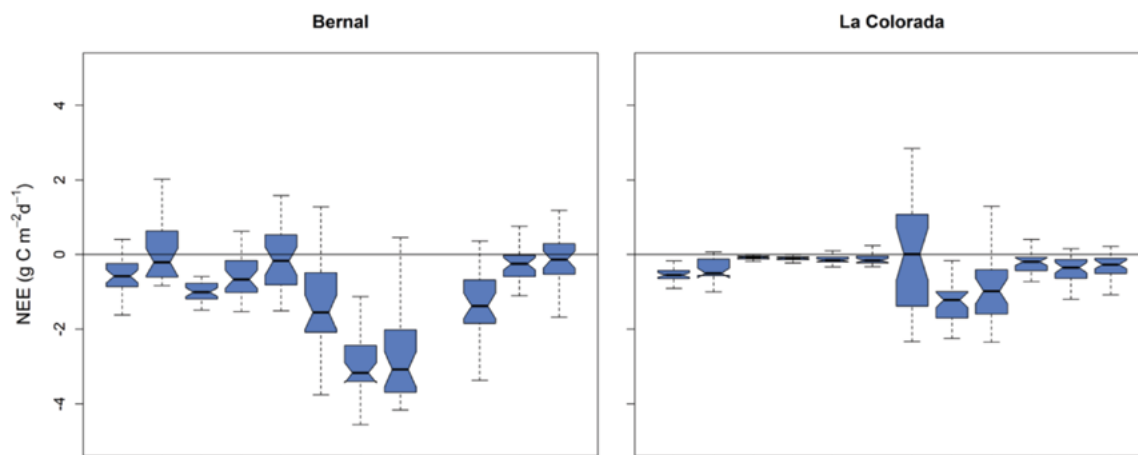


Figura 6. Promedios mensuales del intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE) para cada uno de los sitios MexFlux que fueron agrupados en el tipo de ecosistema Matorral.

Números negativos indican captura neta de C por parte del ecosistema.

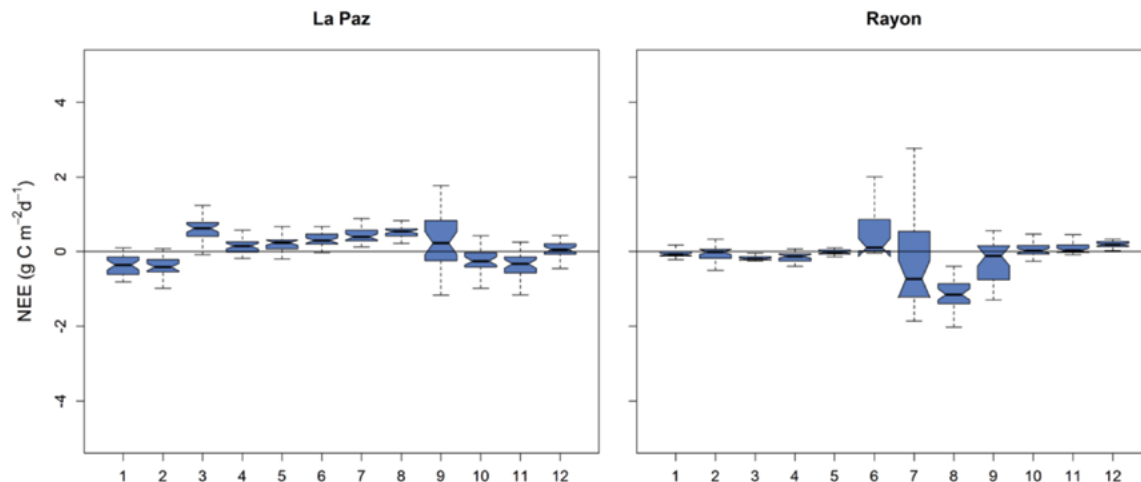


Figura 6. Promedios mensuales del intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE) para cada uno de los sitios MexFlux que fueron agrupados en el tipo de ecosistema Matorral. (Continuación)

Números negativos indican captura neta de C por parte del ecosistema.

Resumen de los flujos anuales en los sitios de MexFlux

En el Cuadro 2 se observa que todos los sitios MexFlux, con excepción de dos de ellos, fueron en promedio sumideros de carbono (Caja 4). Considerando a todos los ecosistemas, estos capturan 324 ± 514 g

$C m^{-2} a^{-1}$ y, aún si solo se consideran los ecosistemas áridos y semiáridos terrestres, se tiene una capacidad promedio de capturar 114 ± 137 $g C m^{-2} a^{-1}$, una tercera parte respecto al promedio, lo cual es significativo si se considera la cobertura espacial de este tipo de ecosistemas en el país (Challenger y Soberón, 2008).

Cuadro 2. Resumen del intercambio neto de carbono anual del ecosistema (NEE), así como de sus componentes: productividad primaria bruta (GPP) y respiración del ecosistema (Reco), en promedios anuales por tipo de ecosistema y por sitio.

Tipo de ecosistema	Sitio	NEE ($g C m^{-2} d^{-1}$)	NEE ($g C m^{-2} a^{-1}$)	GPP ($g C m^{-2} a^{-1}$)	Reco ($g C m^{-2} a^{-1}$)
BS	Álamos	-0.91	-333.01	1017.05	684.04
BS	Chamela	0.25	91.62	1146.54	1069.90
BS	El Palmar	-0.27	-98.57	2483.74	2390.41
BS	Tesopaco	-0.16	-57.70	911.29	853.59
BT	Atopixco	-5.15	-1878.25	3714.96	1836.65
Encino	Sierra de Locos	-0.44	-161.35	973.15	811.80
Manglar	Puerto Morelos	-1.66	-519.98	--	--
Manglar	El Sargento	-2.40	-878.26	2273.34	1395.07
Matorral	Bernal	-0.89	-293.28	1073.11	1391.43
Matorral	La Colorada	-0.36	-132.36	663.14	523.61
Matorral	La Paz	0.11	40.33	169.99	210.31
Matorral	Rayon	-0.10	-35.33	517.45	482.11
MM	El Mogor	-0.70	-257.19	656.89	400.60
Pastizal	Ojuelos	-0.07	-24.50	511.40	486.75

El signo negativo en el intercambio neto de carbono a nivel ecosistema (NEE) indica captura por parte del ecosistema. El NEE se presenta como el promedio por día ($g C m^{-2} d^{-1}$) y como el balance anual ($g C m^{-2} a^{-1}$); GPP = productividad primaria bruta del ecosistema (captura de C por fotosíntesis); Reco = respiración del ecosistema. BS = bosque tropical seco; BT = bosque templado; Encino = bosque de encino; MM = matorral mediterráneo.

Caja 4. Resumen de flujos de carbono anuales por tipo de ecosistema y sitio

En la Figura C5.1 se presenta el resumen de los flujos de carbono por ecosistema, de los sitios MexFlux.

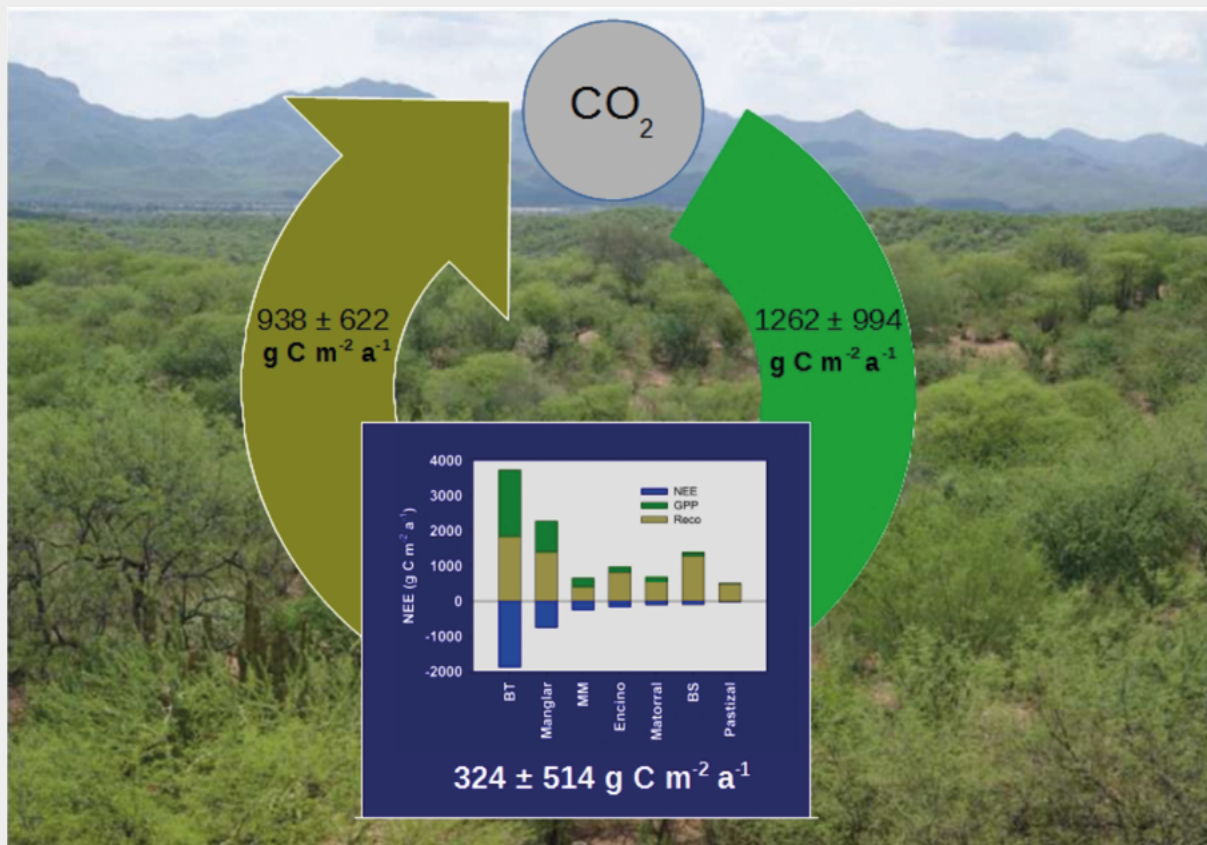


Figura C5.1. Resumen del intercambio neto de carbono ecosistema anual (NEE), en promedios anuales por tipo de ecosistema y por sitio. GPP = productividad primaria bruta del ecosistema (captura de C por fotosíntesis); Reco = respiración del ecosistema (liberación de C del ecosistema por el proceso de respiración). BS = bosque tropical seco; BT = bosque templado; Encino = bosque de encino; MM = matorral mediterráneo.

SIGUIENTES PASOS

Este capítulo es la primera aproximación que se ha hecho sobre los flujos de carbono en la que se ha incluido un intervalo de tiempo amplio y varios de ecosistemas de México. Revisiones como la de Biederman *et al.* (2016 y 2017) y Montañaño *et al.* (2016) han enfocado sus análisis a los ecosistemas de matorral y bosque seco del Noroeste de México. Sin embargo, a pesar de que la presente síntesis incluye una revisión más amplia de ecosistemas, aún existen vacíos importantes en la información respecto al número de sitios y a los ecosistemas representados. Por ejemplo, hasta la fecha no se tienen ningún sitio de medición en las selvas húmedas del sureste de México, ni en la zona

de matorrales semiáridos del Altiplano Mexicano, mientras que nuevos sitios que empiezan a funcionar están ubicados en la zona de manglares del Pacífico (*i.e.* Granados-Martínez *et al.*, 2018).

La alta heterogeneidad de los ecosistemas respecto al estado de sucesión en el que se encuentran y al tipo de manejo al cual están sometidos, hace necesario realizar una evaluación de estos factores para tener un mejor entendimiento de la capacidad de captura de los diferentes ecosistemas de México. Por ejemplo, estudios como el Delgado-Balbuena *et al.* (2013) e Hinojo-Hinojo *et al.* 2019 muestran cómo las tasas de intercambio de C en un pastizal semiárido dependen del tipo de uso y cobertura de suelo. Es así que en pastizales en condiciones de sobrepastoreo aún muestran una

ligera capacidad como sumideros de carbono y los sitios que han sido convertidos a agricultura de temporal son los que muestran las mayores tasas de captura de C; mientras que sitios no pastoreados por un largo tiempo tienden a ser fuentes de carbono (Delgado-Balbuena *et al.* 2013). Sin embargo, los flujos laterales de C que tienden a ser muy grandes en estos sitios, no son contabilizados.

El siguiente paso será reunir toda la información disponible sobre flujos de C en ecosistemas de México y en sistemas agrícolas, cuya temporalidad se restringa sólo a ciclos agrícolas o no se trate de mediciones continuas, en el caso de ecosistemas naturales; esto con el objetivo de integrar mejores estimaciones con la mayor cantidad de información disponible. Por otra parte, el posterior análisis de las series de tiempo terrestres de los flujos de carbono relacionándolos con productos de sensores remotos (*i.e.* MODIS) permitiría hacer estimaciones de promedios de los flujos de C y sus errores a escalas espaciales grandes y para un periodo de tiempo más largo.

Es importante señalar que existen limitaciones en los algoritmos más ampliamente usados por la comunidad científica para el rellenado de datos y particularmente para la partición de flujos (GPP *versus* RECO) en estudios que utilizan la covarianza de vórtices como herramienta primaria cuando son aplicados en los ecosistemas de México (*i.e.* Reichstein *et al.*, 2005). Estos algoritmos tienen como base que la respiración del ecosistema es controlada principalmente por la temperatura, ya sea del aire o del suelo; sin embargo, con la particularidad de la mayoría de los sitios MexFlux de ser secos y muy estacionales, la actividad tanto de plantas como de microorganismos está determinada principalmente por la disponibilidad de humedad, mas no por la temperatura. La generación de algoritmos particulares para estos sitios (*i.e.* González-del Castillo *et al.*, 2018a), como un siguiente paso, permitirá obtener mayor confiabilidad en la estimación de productividad y respiración en los diferentes ecosistemas de México.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los ecosistemas de matorral, selva baja caducifolia (bosque seco), bosque de encino, matorral mediterráneo, pastizal semiárido, manglares y bosque templado, en conjunto, son sumideros de carbono. No obstante, son muy variables, principalmente los ecosistemas áridos y semiáridos, ya que el bosque templado y los manglares presentaron tasas altas de captura de C prácticamente durante todo el año.

Los matorrales xerófilos, dentro de los cuales se encuentran los matorrales analizados en este capítulo, es el tipo de vegetación más ampliamente distribuido en el territorio nacional (~26%), mientras que las selvas caducifolias o bosque tropicales secos ocupan un 11% y el bosque templado ocupa alrededor del 16% de la superficie del país (Challenger y Soberón, 2008). En conjunto, estos ecosistemas representan el 53% de la vegetación, por lo que se podría adelantar que, al menos la mitad del territorio funciona como un ligero sumidero de carbono. Sin embargo, debido a que gran parte de estos ecosistemas se encuentran bajo algún tipo de manejo o en un estadio sucesional diferente al de un bosque maduro, primero será necesario implementar estudios más detallados sobre los efectos del manejo y cambios de uso de suelo sobre los flujos de carbono en ecosistemas, para tener mejores estimaciones de la contribución de cada tipo de ecosistema a la captura de carbono según sus condicionantes.

Finalmente, uno de los principales retos a afrontar es continuar ininterrumpidamente con las mediciones, lo cual implica un costo económico alto por el mantenimiento y reemplazo de equipos, así como para el pago del personal capacitado para mantenerlos. Por ejemplo, actualmente seis de los sitios usados en este capítulo ya no están en funcionamiento, por lo que es necesario conseguir medios de financiamiento y estrategias de monitoreo a largo plazo que permitan continuar con las mediciones sistematizadas de flujos ecosistémicos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el financiamiento del Programa Mexicano del Carbono para la realización de este capítulo, así como al Instituto Tecnológico de Sonora por su apoyo en esta tarea a través de programa PROFAPI. En especial, se agradece a los investigadores principales y sus grupos de investigación su disposición a compartir sus datos y promover estudios de síntesis.

LITERATURA CITADA

- Abdalla, M., M. Saunders, A. Hastings, M. Williams, P. Smith, B. Osborne, G. Lanigan and M. B. Jones 2013. Simulating the impacts of land use in Northwest Europe on Net Ecosystem Exchange (NEE): The role of arable ecosystems, grasslands and forest plantations in climate change mitigation. *Science of The Total Environment* 465:325–336.



- Aguado-Santacruz, G. A. 1993. Efecto de factores ambientales sobre la dinámica vegetacional en pastizales de los Llanos de Ojuelos, Jalisco: un enfoque multivariable. Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.
- Aguirre-Gutiérrez, C.A. 2014. Variabilidad estacional e interanual en la producción primaria bruta y evapotranspiración en un ecosistema de clima mediterráneo en Baja California. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 56 p.
- Aguirre-Salado, C. A., J. R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles-Pérez, H. M. de los Santos-Posadas, R. Haapanen, A. I. Aguirre-Salado. 2009. Mapping aboveground tree carbon in managed patula pine forests in Hidalgo, México. *Agrociencia* 43:209–220.
- Ahlström, A., M. R. Raupach, G. Schurgers, *et al.* 2015. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO₂ sink. *Science* 348(6237), 895–899.
- Alongi, D. M., 2009. *The Energetics of Mangrove Forests*. Springer. Dordrecht Netherlands.
- Álvarez-Yépiz, J. C., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez and C. Lindquist. 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:355–366.
- Arain, M. A. and N. Restrepo-Coupe. 2005. Net ecosystem production in a temperate pine plantation in southeastern Canada. *Agricultural and Forest Meteorology* 128:223–241.
- Arevalo, C. B. M., J. S. Bhatti, S. X. Chang, R. S. Jassal and D. Sidders. 2010. Soil respiration in four different land use systems in north central Alberta, Canada. *Journal of Geophysical Research* doi:10.1029/2009JG001006
- Aubinet, M., T. Vesala and D. Papale. 2012. *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis*. Springer.
- Baldocchi, D. D. and T. P. Meyers. 1988. Turbulence structure in a deciduous forest. *Boundary-Layer Meteorology* 43:345–364.
- Baldocchi, D., H. Chu and M. Reichstein. 2017. Inter-annual variability of net and gross ecosystem carbon fluxes: A review. *Agricultural and Forest Meteorology* doi: 10.1016/j.agrformet.2017.05.015
- Barr, J. G., V. Engel, T. J. Smith and J. D. Fuentes. 2012. Hurricane disturbance and recovery of energy balance, CO₂ fluxes and canopy structure in a mangrove forest of the Florida Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology* 153:54–66.
- Bell, T. W., O. Menzer, E. Troyo-Díquez and W. C. Oechel. 2012. Carbon dioxide exchange over multiple temporal scales in an arid shrub ecosystem near La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Global Change Biology*. 18:2570–2582
- Belsky, A. J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in Grassland communities. *Journal of Vegetation Science* 3:187–200.
- Biederman, J. A., R. L. Scott, M. L. Goulden, R. Vargas, M. E. Litvak, T. E. Kolb, E. A. Yezpe, W. C. Oechel, P. D. Blanken, T. W. Bell, J. Garatuza-Payan, G. E. Maurer, S. Dore and S. P. Burns. 2016. Terrestrial carbon balance in a drier world: The effects of water availability in southwestern North America. *Global Change Biology* 22:1867–1879.
- Biederman, J. A., R. L. Scott, T. W. Bell, D. R. Bowling, S. Dore, J. Garatuza-Payan, T. E. Kolb, P. Krishnan, D. J. Krofcheck, M. E. Litvak, G. E. Maurer, T. P. Meyers, W. C. Oechel, S. A. Papuga, G. E. Ponce-Campos, J. C. Rodriguez, W. K. Smith, R. Vargas, C. J. Watts, E. A. Yezpe and M. L. Goulden. 2017. CO₂ exchange and evapotranspiration across dryland ecosystems of southwestern North America. *Global Change Biology* 23:4204–4221.
- Bullock, S.H., and J.A. Solís-Magallanes. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22:22-35.
- Burba, G. and D. Anderson. 2007. *A Brief Practical Guide to Eddy Covariance Flux Measurements: Principles and Workflow Examples for Scientific and Industrial Applications*. LI-COR Biosciences, Lincoln, Nebraska, USA. 212 p.
- Carrillo-Bastos, A., E. M. Elizalde-Rendón, N. Torrescano y G. Flores. 2008. Adaptación ante disturbios naturales, manglar de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Floresta Veracruzana* 10:31–38.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. *En: Capital Natural de México, Vol. I: Conocimiento Actual de la Biodiversidad*. CONABIO. D.F., México pp. 87-108.
- Chapin, F. S., P. A. Matson and P. M. Vitousek. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. First edition. Springer Verlag, New York.
- CONABIO. 1999. *Uso de Suelo y Vegetación modificado por CONABIO. Escala 1: 1 000 000*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. D.F., México.
- COTECOCA. 1989. *Coefficientes de agostadero de la República Mexicana*. Comisión Técnico Consultiva para la Determinación Regional de los Coeficientes de Agostadero. D.F., México.
- Cueva-Rodríguez, A.H. 2017. *Biophysical controls of ecosystem fluxes os carbon in a semiarid Mediterranean shrubland*. Tesis de Doctorado en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California.
- Delgado-Balbuena, J. 2016. *Variability of carbon fluxes at different timescales and its biotic and environmental controls on a short-grass steppe in Central México*. IPICYT, CONACYT.
- Delgado-Balbuena, J., J. T. Arredondo, H. W. Loesch, E. Huber-Sannwald, G. Chavez-Aguilar, M. Luna-Luna and R. Barretero-Hernandez. 2013. Differences in plant cover and species composition of semiarid grassland communities of central Mexico and its effects on net ecosystem exchange. *Biogeosciences* 10:4673–4690.

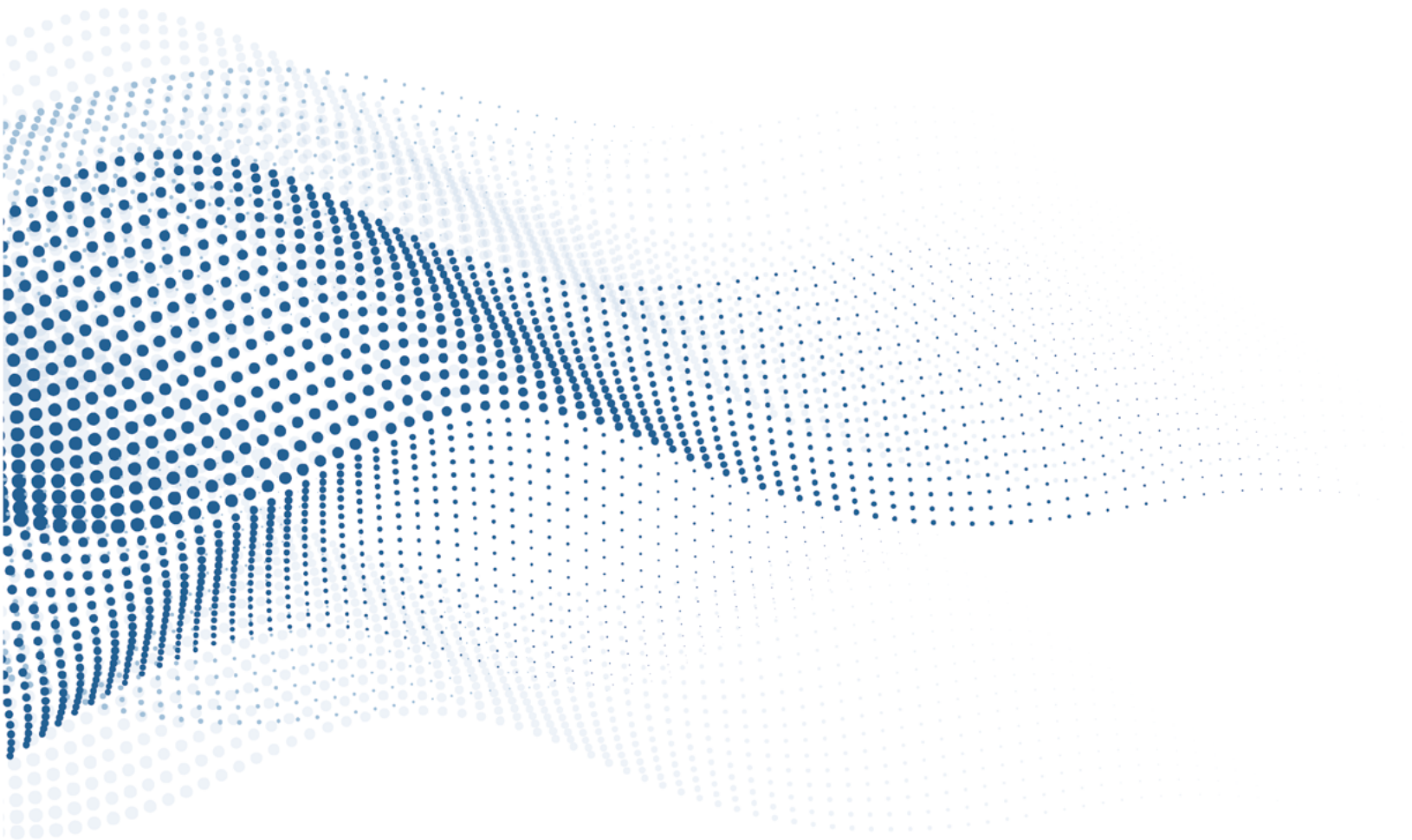
- Delgado-Balbuena, J., J. T. Arredondo, H. W. Loescher, L.F., Pineda-Martinez, J.N., Carbajal, R. Vargas 2019. Seasonal Precipitation Legacy Effects Determine the Carbon Balance of a Semiarid Grassland Journal of Geophysical Research Biogeosciences doi:10.1029/2018JG004799
- Delgado-Balbuena, J. D., Yépez, E. A., Pellat, F. P., Pérez, G. Á., Gutiérrez, C. A., Barrientos, M. S. A., Arredondo T., Ayala-Niño F., Bullock S.H., Castellanos A.E., Cueva A., Figueroa-Espinoza B., Garatuzo-Payán J., González-del Castillo E., González-Sosa E., Guevara-Escobar A., Hinojo-Hinojo C., Paw U., K.T., Lizárraga-Celaya, C., Maya-Delgado Y., Oechel, W., Pérez-Ruiz, E.R., Quesada-Avedaño M., Robles-Zazueta C.A., Rodríguez J.C., Rojas-Robles N.E., Tarin-Terrazas T., Troyo-Diéguéz, E., Uuh-Sonda J., Vargas-Terminel M.L., Vargas R., Vega-Puga M.G., Verduzco V.S., Vivoni, E.R., Watts C.J. 2018a. Base de datos de flujos verticales de dióxido de carbono en ecosistemas terrestres y costeros en México. Elementos para Políticas Públicas 2:93-108.
- Delgado-Balbuena, J., E.A. Yépez, G. Ángeles-Pérez, T. Arredondo, F. Ayala-Niño, S.H. Bullock, A.E. Castellanos, A. Cueva, B. Figueroa-Espinoza, J. Garatuzo-Payán, C. Hinojo-Hinojo, Y. Maya-Delgado, L. Méndez-Barroso, W. Oechel, F. Paz-Pellat, E.R. Pérez-Ruiz, J.C. Rodríguez, N.E. Rojas-Robles, Z.M. Sánchez-Mejía, J.Uuh-Sonda, R. Vargas, E.R. Vivoni y C. Watts. 2018b. Intercambio neto de carbono en ecosistemas semiáridos de México. In: F. Paz, A. Velázquez y M. Rojo (eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 24-29.
- Figueroa-Navarro, C. M., G. Ángeles-Pérez, A. Velázquez-Martínez y H. M. de los Santos-Posadas. 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 1: 95-105
- Foken, T., B. Wichura. 1996. Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. Agricultural and Forest Meteorology 78: 83-105.
- Friedlingstein, P., R. A. Houghton, G. Marland, J. Hackler, T. A. Boden, T. J. Conway, J. G. Canadell, M. R. Raupach, P. Ciais and C. Le Quééré. 2010. Update on CO₂ emissions. Nature Geoscience 3:811-812.
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. 5ª ed. Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 217 p.
- González del Castillo, E. G., K. T. Paw U and A. Sánchez-Azofeifa. 2018a. Turbulence scales for eddy covariance quality control over a tropical dry forest in complex terrain. Agricultural and Forest Meteorology 249:390-406.
- González del Castillo, E. G., A. Sánchez-Azofeifa, K. T. Paw U., Gamon J.A., Quesada M. 2018b. Integrating proximal broadband vegetation indices and carbon fluxes to model gross primary productivity in a tropical dry forest. Environmental Research Letters doi:10.1088/1748-9326/aac3f0
- Grace, J. 2004. Understanding and managing the global carbon cycle. Journal of Ecology 92:189-202.
- Granados-Martínez, K. P., L. A. Méndez-Barroso, E. A. Yépez y Z. Sánchez-Mejía. 2018. Variación temporal de flujos de carbono, agua y energía en un manglar semiárido del sur de Sonora. In: F. Paz, A. Velázquez y M. Rojo (eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 266-2972.
- Halverson, L. J., T. M. Jones and M. K. Firestone. 2000. Release of intracellular solutes by four soil bacteria exposed to dilution stress. Soil Science Society of America Journal 64:1630-1637
- Hinojo-Hinojo, C., Castellanos, A. E., Huxman, T., Rodriguez, J. C., Vargas, R., Romo-León, J. R., Biederman, J. A. 2019. Native shrubland and managed buffelgrass savanna in drylands: Implications for ecosystem carbon and water fluxes. Agricultural and Forest Meteorology 268:269-278.
- Hinojo-Hinojo, C., A. E. Castellanos, J. C. Rodriguez, J. Delgado-Balbuena, J. R. Romo-León, H. Celaya-Michel and T. E. Huxman. 2016. Carbon and water fluxes in an exotic buffelgrass savanna. Rangeland Ecology and Management 69:334-341
- Huxman, T. E., K. A. Snyder, D. Tissue, A. J. Leffler, K. Ogle, W. T. Pockman, D. R. Sandquist, D. L. Potts and S. Schwinning. 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. Oecologia 141:254-268.
- Ibarra-Montes, T.M. 2018. Contraste de perspectivas remotas y cercanas de la productividad primaria de matorral cerrado. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 64 p.
- INEGI, 1988. Carta de Uso del Suelo. En: Atlas Geográfico. Instituto Nacional de Geografía e Informática. D.F., México.
- Jaksic, V., G. Kiely, J. Albertson, R. Oren, G. Katul, P. Leahy and K. A. Byrne. 2006. Net ecosystem exchange of grassland in contrasting wet and dry years. Agricultural and Forest Meteorology 139:323-334.
- Jarvis, P., A. Rey, C. Petsikos, L. Wingate, M. Rayment, J. Pereira, J. Banza, J. David, F. Miglietta, M. Borghetti, G. Manca and R. Valentini. 2007. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the "Birch effect." Tree Physiology 27:929-940.
- Killham, K. and M. K. Firestone. 1984. Proline transport increases growth efficiency in salt-stressed *Streptomyces griseus*. Applied and Environmental Microbiology 48:239-241.
- Knapp, A. K., P. Ciais and M. D. Smith. 2016. Reconciling inconsistencies in precipitation-productivity relationships: implica-



- tions for climate change. *New Phytologist* 214:41–47
- Kutsch, W. L., C. Liu, G. Hörmann and M. Herbst. 2005. Spatial heterogeneity of ecosystem carbon fluxes in a broadleaved forest in Northern Germany. *Global Change Biology* 11:70–88.
- Lal, R. 2004. Carbon Sequestration in Dryland Ecosystems. *Environmental Management* 33:528–544.
- Lasslop, G., M. Reichstein, D. Papale, A. D. Richardson, A. Arneeth, A. Barr, P. Stoy and G. Wohlfahrt. 2010. Separation of net ecosystem exchange into assimilation and respiration using a light response curve approach: critical issues and global evaluation. *Global Change Biology* 16:187–208.
- Leon, E., R. Vargas, S. Bullock, E. Lopez, A. R. Panosso and N. La Scala. 2014. Hot spots, hot moments, and spatio-temporal controls on soil CO₂ efflux in a water-limited ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 77:12–21.
- Leopold, A., C. Marchand, A. Renchon, J. Deborde, T. Quiniou, and M. Allenbach. 2016. Net ecosystem CO₂ exchange in the “Coeur de Voh” mangrove, New Caledonia: Effects of water stress on mangrove productivity in a semi-arid climate. *Agricultural and Forest Meteorology* 223:217–232.
- Lindroth, A., F. Lagergren, M. Aurela, B. Bjarnadottir, T. Christensen, E. Dellwik, A. Grelle, A. Ibrom, T. Johansson, H. Lankreijer, S. Launiainen, T. Laurila, M. Mölder, E. Nikinmaa, K. Pilegaard, B. D. Sigurdsson and T. Vesala. 2008. Leaf area index is the principal scaling parameter for both gross photosynthesis and ecosystem respiration of Northern deciduous and coniferous forests. *Tellus B* 60:129–142.
- Longdoz, B., M. Yernaux, and M. Aubinet. 2000. Soil CO₂ efflux measurements in a mixed forest: impact of chamber disturbances, spatial variability and seasonal evolution. *Global Change Biology* 6:907–917.
- Luo, H., W. C. Oechel, S. J. Hastings, R. Zulueta, Y. Qian and H. Kwon. 2007. Mature semiarid chaparral ecosystems can be a significant sink for atmospheric carbon dioxide. *Global Change Biology* 13:386–396.
- Luyssaert, S., I. Inglisma, M. Jung, A. D. Richardson, M. Reichstein, D. Papale, S. L. Piao, E.-D. Schulze, L. Wingate, G. Matteucci, L. Aragao, M. Aubinet, C. Beer, C. Bernhofer, K. G. Black, D. Bonal, J.-M. Bonnefond, J. Chambers, P. Ciais, B. Cook, K. J. Davis, A. J. Dolman, B. Gielen, M. Goulden, J. Grace, A. Granier, A. Grelle, T. Griffiths, T. Grünwald, G. Guidolotti, P. J. Hanson, R. Harding, D. Y. Hollinger, L. R. Hutyrá, P. Kolarri, B. Kruijt, W. Kutsch, F. Lagergren, T. Laurila, B. E. Law, G. Le Maire, A. Lindroth, D. Loustau, Y. Malhi, J. Mateus, M. Migliavacca, L. Misson, L. Montagnani, J. Moncrieff, E. Moors, J. W. Munger, E. Nikinmaa, S. V. Ollinger, G. Pita, C. Rebmann, O. Roupsard, N. Saigusa, M. J. Sanz, G. Seufert, C. Sierra, M.-L. Smith, J. Tang, R. Valentini, T. Vesala and I. A. Janssens. 2007. CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. *Global Change Biology* 13:2509–2537.
- Malhi, Y., A. D. Nobre, J. Grace, B. Kruijt, M. G. P. Pereira, A. Culf and S. Scott. 1998. Carbon dioxide transfer over a Central Amazonian rain forest. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 103:31593–31612.
- Massman, W. J. 2000. A simple method for estimating frequency response corrections for eddy covariance systems. *Agricultural and Forest Meteorology* 104:185–198.
- Méndez-Barroso, L. A., E. R. Vivoni, A. Robles-Morua, G. Mascaró, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, J. Garatuzá-Payán y J. A. Saiz-Hernández. 2014. A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in Northwest Mexico. *Water Resources Research* 50:3229–3252.
- Moncrieff, J., R. Clement, J. Finnigan and T. Meyers. 2004. Averaging, detrending, and filtering of eddy covariance time series. pp 7–31 *In*: X. Lee, W. Massman and B. Law (eds). *Handbook of Micrometeorology*. Springer, Netherlands.
- Montaño, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García-Oliva, R. García-Sánchez, Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia-Torres, E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39–59.
- Nieder, R. and D. K. Benbi. 2008. *Carbon and Nitrogen in the Terrestrial Environment*. Springer, Netherlands.
- Noormets, A., M. J. Gavazzi, S. G. McNulty, J. C. Domec, G. Sun, J. S. King and J. Chen. 2010. Response of carbon fluxes to drought in a coastal plain loblolly pine forest. *Global Change Biology* 16:272–287.
- Novick, K. A., A. C. Oishi, E. J. Ward, M. B. S. Siqueira, J. Y. Juang and P. C. Stoy. 2015. On the difference in the net ecosystem exchange of CO₂ between deciduous and evergreen forests in the southeastern United States. *Global Change Biology* 21:827–842.
- Noy-Meir, I. 1995. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science* 6:701–710.
- Pereira, J. S., J. A. Mateus, L. M. Aires, G. Pita, C. Pio, J. S. David, V. Andrade, J. Banza, T. S. David, T. A. Paço and A. Rodrigues. 2007. Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems - The effect of drought. *Biogeosciences* 4:791–802.
- Perez-Ruiz, E. R., J. Garatuzá-Payan, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, E. A. Yépez and R. L. Scott. 2010. Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments* 74:556–563.
- Powell, T. L., R. Bracho, J. Li, S. Dore, C. R. Hinkle and B. G. Drake. 2006. Environmental controls over net ecosystem carbon exchange of scrub oak in central Florida. *Agricultural and Forest Meteorology* 141:19–34.

- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grünwald, K. Havránková, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J. M. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir and R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: Review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11:1424-1439
- Sánchez-Mejía, Z. M., L. Serrano-Grijalva, O. Peñuelas-Rubio, E. R. Pérez-Ruiz, E. Sequeiros-Ruvalcaba y M. T. García-Calleja. 2007. Composición florística y estructura de la comunidad vegetal del límite del desierto de Sonora y la selva baja caducifolia (Noroeste de México). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 3:74-83
- Scott, R. L., G. D. Jenerette, D. L. Potts and T. E. Huxman. 2009. Effects of seasonal drought on net carbon dioxide exchange from a woody-plant-encroached semiarid grassland. *J. Geophys. Res.* doi: 10.1029/2008JG000900.
- Soriano-Luna, M., G. Ángeles-Pérez, M. Guevara, R. Birdsey, Y. Pan, H. Vaquera-Huerta, J. Valdez-Lazalde, K. Johnson and R. Vargas. 2018. Determinants of above-ground biomass and its spatial variability in a temperate forest managed for timber production. *Forests* doi:10.3390/f9080490
- Stoy, P. C., G. G. Katul, M. B. S. Siqueira, J.-Y. Juang, K. A. Novick, J. M. Uebelherr and R. Oren. 2006. An evaluation of models for partitioning eddy covariance-measured net ecosystem exchange into photosynthesis and respiration. *Agricultural and Forest Meteorology* 141:2-18.
- Tang, X., Z. Wang, D. Liu, K. Song, M. Jia, Z. Dong, J. W. Munger, D. Y. Hollinger, P. V. Bolstad, A. H. Goldstein, A. R. Desai, D. Dragoni and X. Liu. 2012. Estimating the net ecosystem exchange for the major forests in the northern United States by integrating MODIS and AmeriFlux data. *Agricultural and Forest Meteorology* 156:75-84.
- Thomas, C. K., B. E. Law, J. Irvine, J. G. Martin, J. C. Pettijohn and K. J. Davis. 2009. Seasonal hydrology explains interannual and seasonal variation in carbon and water exchange in a semiarid mature ponderosa pine forest in central Oregon. *Agricultural and Forest Meteorology* doi: 10.1029/2009JG001010
- Thornton, P.E., M.M. Thornton, B.W. Mayer, N. Wilhelm, Y. Wei, R. Devarakonda and R.B. Cook. 2014. Daymet: Monthly climate summaries on a 1-km Grid for North America, Version 2. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1281> (Consulta: Junio 21, 2018)
- Tiessen, H., C. Feller, E. V. S. B. Sampaio and P. Garin. 1998. Carbon Sequestration and turnover in semiarid savannas and dry forest. *Climatic Change* 40: 105-117.
- Troyo-Diéguéz, E., F. de Lachica-Bonilla and J. L. Fernán-
dez-Zayas. 1990. A simple aridity equation for agricultural purposes in marginal zones. *Journal of Arid Environments* 19:353-362.
- Turner, B. and P. M. Haygarth. 2001. Phosphorus solubilization in rewetted soils. *Nature* doi: 10.1038/35077146
- Uuh-Sonda, J. M., H. A. Gutiérrez-Jurado, B. Figueroa-Espinoza and L. A. Méndez-Barroso. 2018. On the ecohydrology of the Yucatan Peninsula: Evapotranspiration and carbon intake dynamics across an eco-climatic gradient. *Hydrological Processes* 32:2806-2828.
- Vargas, R., E. Yépez, J. L. Andrade, G. Ángeles, T. Arredondo, A. Castellanos, J. Delgado, J. Garatuza-Payan, E. González del Castillo, W. Oechel, A. Sánchez-Azofeifa, E. Velasco, E. Vivoni and C. Watts. 2013. Progress and opportunities for monitoring greenhouse gases fluxes in mexican ecosystems: The MEXFLUX network. *Atmósfera* 26:325-336
- Verduzco, V. S., J. Garatuza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico: Carbon exchange at a tropical dry forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:2081-2094.
- Verduzco, V., E.R. Vivoni, E.A. Yépez, J.C. Rodríguez, C. Watts, T. Tarin, J. Garatuza-Payán, A. Robles-Morua and V.Y. Ivanov. 2018. Climate change impacts on net ecosystem production in a subtropical shrubland of northwestern Mexico. *Journal of Geophysical Research – Biogeosciences* 123:688-711
- Vickers, D. and L. Mahrt. 1997. Quality control and flux sampling problems for tower and aircraft data. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 14:512-526.
- Vivoni, E. R., H. A. Gutiérrez-Jurado, C. A. Aragón, L. A. Méndez-Barroso, A. J. Rinehart, R. L. Wyckoff, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, J. D. Bolten, V. Lakshmi, T. J. Jackson, E. R. Vivoni, H. A. Gutiérrez-Jurado, C. A. Aragón, L. A. Méndez-Barroso, A. J. Rinehart, R. L. Wyckoff, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, J. D. Bolten, V. Lakshmi and T. J. Jackson. 2007. Variation of Hydrometeorological Conditions along a Topographic Transect in Northwestern Mexico during the North American Monsoon. *Journal of Climate* 20:1792-1809.
- Vivoni, E. R., J. C. Rodríguez and C. J. Watts. 2010. On the spatio-temporal variability of soil moisture and evapotranspiration in a mountainous basin within the North American monsoon region. *Water Resources Research* doi:10.1029/2009WR008240
- Webb, E. K., G. I. Pearman and R. Leuning. 1980, January. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 106:85-100
- Zhang, L., Y. Chen, W. Li and R. Zhao. 2007. Seasonal variation of soil respiration under different land use/land cover in arid region. *Science in China Series D: Earth Sciences* 50:76-85.

BIOENERGÍA



Capítulo 26

BIOENERGÍA

Coordinadores

René David Martínez-Bravo¹ y Omar Masera-Cerutti¹

Colaboradores

Alfredo Fuentes¹, Daniel Cohen-Salgado^{2,3}, Emilio Arenas³,
Montserrat Serrano-Medrano⁴, Raúl Tauro⁴ y Víctor Berrueta⁵¹ Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, *campus* Morelia, UNAM, Morelia, Michoacán, México.² Clúster de Biocombustibles Sólidos, CEMIE-Bio. Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, *campus* Morelia, UNAM, Morelia, Michoacán, México.³ Laboratorio de Biodiesel y Agua, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, *campus* Morelia, UNAM, Morelia, Michoacán, México.⁴ Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, *campus* Morelia, UNAM, Morelia, Michoacán, México.⁵ Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada, A.C. Pátzcuaro, Michoacán, México.

INTRODUCCIÓN

La bioenergía es una fuente renovable que deriva de diferentes tipos de biomasa. La biomasa hace referencia a la materia que constituye a todos los seres vivos y sus excreciones. Esta materia puede utilizarse directamente como biocombustible o procesarse. Las fuentes de biomasa más comunes de las cuales se producen los biocombustibles son la madera de los bosques, los residuos agrícolas y los restos animales (Figura 1).

A diferencia de otras fuentes de energía, la bioenergía tiene una relación estrecha con el ciclo del carbono (C) y es la única fuente que además de *mitigar* las emisiones de los combustibles fósiles puede *capturar* el C atmosférico en la biósfera, actuando como

sumidero o reservorio de C (Chum *et al.*, 2011). La producción de bioenergía puede tener efectos directos/indirectos o positivos/negativos, sobre los reservorios de carbono de la biósfera, lo que depende del tipo de aprovechamiento bioenergético; por ejemplo, la diferencia es clara si se utilizan cultivos dedicados específicamente a la producción de bioenergía o si se aprovechan los residuos de otras actividades, de su escala e intensidad (Schlamadinger *et al.*, 2001). Bajo un esquema de manejo sustentable, la producción de bioenergía se constituye como una opción de mitigación del cambio climático global. Asimismo, la bioenergía incide en dos grandes sectores emisores de gases de efecto invernadero (GEI), uno es el sector AFOLU (Agriculture, Forestry and Other Land Use, por sus siglas en inglés) y, el otro, el de generación de energía.

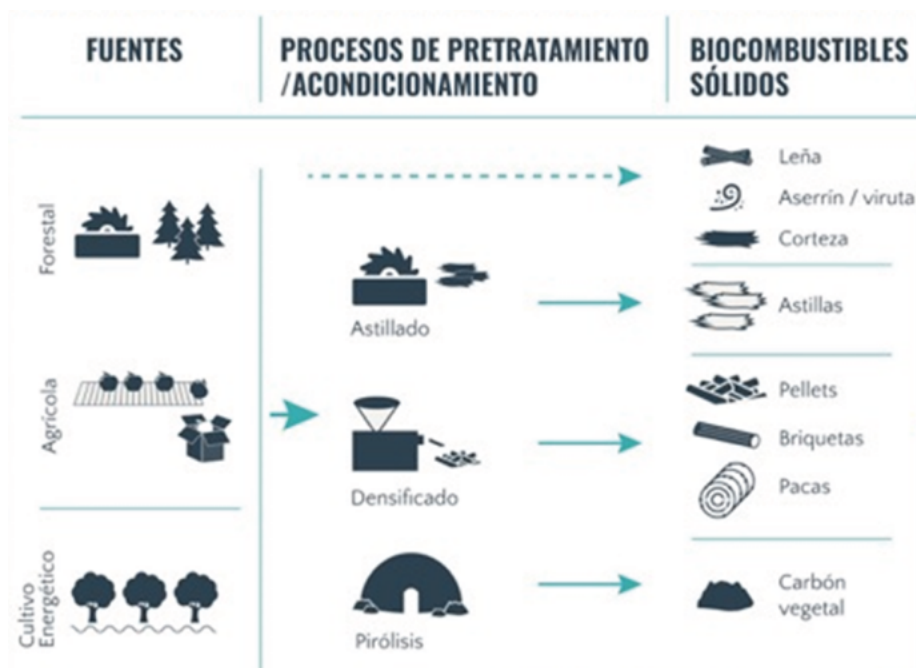


Figura 1. Fuentes de biomasa para la producción de biocombustibles sólidos.

Fuente: Clúster de Biocombustibles Sólidos, CEMIE-Bio.

De acuerdo con el IPCC (2012), la bioenergía que proviene de fuentes forestales puede tener emisiones de CO₂ neutras (Figura 2) o mitigar su emisión, a través de tres rutas probables: 1) al sustituir el carbono proveniente del petróleo y el carbón mineral por carbono de bioenergía sustentable, 2) a través de la biomasa, que puede capturar carbono y actuar como un sumidero biogénico, cuando existe un manejo sustentable de los recursos y, 3) al conservar el carbono en los diferentes almacenes del bosque, mediante las emisiones evitadas (Masera *et al.*, 2001; de Jong *et al.*, 2007).

De acuerdo con Arvizu *et al.* (2011), la energía proveniente de la biomasa se puede clasificar con base en su eficiencia. La bioenergía de baja eficiencia se refiere al uso tradicional de los biocombustibles, principalmente para fines térmicos, a partir de la quema y la facilidad de obtención de la biomasa. La bioenergía de alta eficiencia, por otra parte, es aquella que se obtiene por procesos avanzados, como la pirólisis controlada o la gasificación, que generan diferentes tipos de biocombustibles y pueden contener mayor contenido energético.

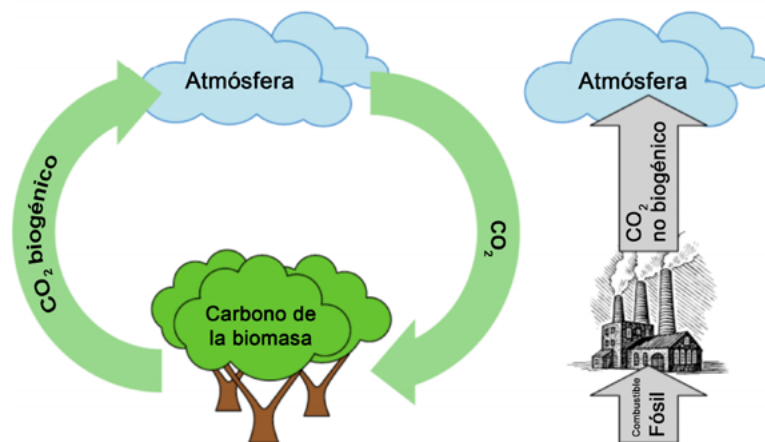


Figura 2. Ciclo del carbono proveniente de la bioenergía y emisiones de carbono derivadas del combustible fósil.

Fuente: NCASI, 2010.

Los biocombustibles están estrechamente vinculados con los bosques, los cuales proporcionan servicios ecosistémicos de regulación del carbono (Assessment, 2005). De acuerdo con Masera *et al.* (1997) el sector forestal es clave para la mitigación de las emisiones de CO₂. En el último reporte de la FAO (2018) se confirma que los bosques del mundo actúan como sumideros de carbono, al almacenar en diversos almacenes del ecosistema cerca de 2000 Gt C por año, ya sea en forma de biomasa o como constituyentes del carbono del suelo. Debido a lo anterior, el manejo forestal sustentable es una alternativa que promueve las emisiones evitadas, al reducir la deforestación y la degradación forestal, mientras dirige al ecosistema hacia la iniciativa REDD (Møller *et al.*, 2010). Bajo el contexto anterior, la producción bioenergía, al ser resultado de la transformación de la biomasa, tiene un gran potencial de reducción de emisiones de CO₂, así como de otros GEI (Johnson *et al.*, 2010; Masera, 2006).

Los últimos inventarios nacionales de GEI ubican al sector forestal como un sumidero de carbono, debido a que presenta emisiones negativas, por ejemplo, se reportaron -148346.07 Gg CO₂ e para el año 2015 (SEMARNAT e INECC, 2018). Sin embargo, en el contexto internacional, el IPCC establece que el sector AFOLU, el cual incluye al forestal, representa la cuarta parte de las emisiones antropogénicas globales, principalmente por la deforestación y las emisiones provenientes de las prácticas agrosilvopastoriles

(IPCC, 2014). Esta situación coloca a la bioenergía como un elemento clave dentro del sector AFOLU para la sustitución de las emisiones de CO₂ derivadas del uso de hidrocarburos y reemplazarlas por emisiones de carbono biogénico.

De acuerdo con el Renewables Global Status Report (REN21, 2018) la biomasa contribuye de manera significativa con la demanda de energía final. Provee cerca del 13% del consumo mundial de energía, del cual, el 8% se ubica en el sector residencial para usos térmicos tradicionales y el otro 5% se consume en las nuevas aplicaciones de la bioenergía. Los biocombustibles tienen una menor participación en la demanda final de la energía en las áreas urbanas, donde proporcionan el 4% de la demanda de calor en la industria, el 2% de la producción de electricidad y el 3% de la energía en el transporte.

TIPOS DE COMBUSTIBLES

Las fuentes de combustibles biomásicos son principalmente, los bosques, los residuos agropecuarios y los residuos domiciliarios. Se pueden producir biocombustibles sólidos, líquidos y gaseosos, dependiendo de la tecnología de transformación y del procesamiento (Figura 3). El abanico de opciones de biomasa es amplio, aunque predominan los residuos, mismos que al transformarse en biocombustibles dejan de ser emisores directos de CH₄, NO_x y CO₂, con lo que se evita algún efecto negativo en el ambiente.

Tipo de biocombustibles

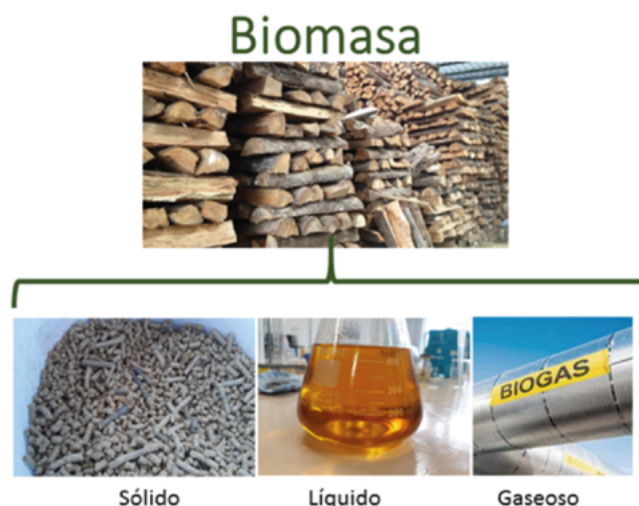


Figura 3. Tipos de biocombustibles que se pueden generar a partir de biomasa.



Los biocombustibles sólidos (BS) son diversos, por un lado, se encuentran la leña de monte y la leña industrial conocidos como tradicionales, que pueden usarse sin necesidad de procesamientos complejos; por otro, están los pellets y briquetas, que son resultado del procesamiento mecánico de residuos agrícolas, del manejo forestal, de la industria de aserrío y de algunos residuos urbanos y, finalmente, está el carbón vegetal el cual es producto de la pirólisis de la madera. Los BS procesados constituyen transportadores energéticos de alto valor calórico que se utilizan, principalmente, en la pequeña y mediana industria (García-Bustamante y Masera, 2016), de ellos también se puede obtener electricidad como otra forma de energía.

Los biocombustibles líquidos se producen por medio de procesos bioquímicos y transformaciones catalíticas de residuos agrícolas, cultivos de oleaginosas,

grasas animales, residuos celulósicos, entre otros, para producir etanol, biodiesel y bioturbosina. Debido al grado de procesamiento que requiere su producción, se clasifican como biocombustibles avanzados.

El tercer grupo de bioenergéticos lo conforman los biocombustibles gaseosos, cuya síntesis involucra complejos procesos bioquímicos o termoquímicos, que dan como resultado la producción biogás y biometano, principalmente; se incluye también la obtención de gas de síntesis. Las fuentes de biomasa para producir estos energéticos son básicamente, los residuos urbanos y el estiércol, aun cuando, en teoría, cualquier tipo de biomasa técnicamente pueden producir este tipo de biocombustibles, si se cuenta con la tecnología adecuada para su fabricación. Con base en el proceso de transformación, se pueden obtener biocombustibles de primera, segunda y tercera generación (Cuadro 1).

Cuadro 1. Clasificación de los biocombustibles de síntesis térmica y bioquímica.

Biocombustible	Sólido	Líquido	Gaseoso
1ª. Generación	Leñas, carbón vegetal, densificados (pellet y briqueta)	Bioetanol, biodiesel, licor negro	Biogás, gas de síntesis
2ª. Generación	Biochar, torrefactos, torpellets	Bioetanol celulósico, syndiesel, aceite de pirólisis	Biometano
3ª. Generación		Biodiésel y bioetanol de algas	Biohidrógeno

Fuente: García-Bustamante y Masera (2016).

Los biocombustibles incorporan una serie de atributos que les brindan ventajas sobre otro tipo de combustibles. De acuerdo con la Red Mexicana de Bioenergía (REMBIO, 2011), la bioenergía tiene las siguientes prerrogativas: a) es almacenable en la biomasa, con lo que supera la barrera de la intermitencia de otras fuentes renovables de energía, b) satisface la mayor parte de los usos finales, como renovable puede sustituir a la mayoría de los combustibles fósiles en casi todas las aplicaciones y finalidades; c) es escalable, debido a la diversidad de fuentes y equipos puede satisfacer bajas y altas potencias, acorde con la escala de necesidad; e) la tecnología que se requiere para su uso es comercialmente madura y está desarrollada a nivel comercial.

En México, la participación de los biocombustibles en la matriz energética tiene un gran potencial. Actualmente, el aprovechamiento de la bioenergía tiene

poca penetración debido a barreras de tipo tecnológico, a impactos negativos a la salud, impactos al ambiente y a los precios. A pesar de ello, de acuerdo a la SENER (2014), en 2013 la participación de la biomasa en la oferta de energía primaria nacional fue del 4.22%; de esta cifra, la leña para usos tradicionales representó el 2.83% y el bagazo de caña para la cogeneración el 1.37%.

Con base en el nivel de aprovechamiento, la fuente con mayor potencial a nivel nacional son los biocombustibles sólidos (BCS) derivados de los aprovechamientos forestales y de la industria de la madera. El nivel de información disponible y la participación de los BCS como energéticos a nivel nacional, hacen que este capítulo se centre principalmente sobre este tipo de bioenergéticos, sin dejar de mencionar el panorama general de los biocombustibles líquidos y gaseosos.

Los BCS al ser un producto secundario, en la industria se clasifican como subproductos, por lo tanto, existe el potencial de vincular la producción de energía con las fuentes primarias de biomasa en bosques, selvas y plantaciones o cultivos para energía. Además, es posible sumar los residuos agroindustriales y de cultivos, para la producción de BCS, una vez que se superen algunas barreras sociales y de política pública (Maser, 2006; REMBIO, 2011).

En la Caja 1 se muestran mayores de talles respecto al potencial de los recursos biomásicos para la producción de biocombustibles; destaca que, en el mediano plazo, estos recursos podrían reemplazar aproximadamente 340 PJ año⁻¹ de energía térmica producida con energéticos fósiles y sustituir sus emisiones de CO₂ por emisiones biogénicas, para contribuir a la mitigación del cambio climático y el manejo sustentable de los recursos naturales.

Caja 1. Recursos Forestales

En la actualidad, la humanidad continúa haciendo uso de la biomasa sólida como fuente de energía, tanto de fuentes primarias como secundarias. La Agencia Internacional de Energía estima que para el año 2050, el potencial técnico de la bioenergía podría alcanzar los 500 PJ año⁻¹ (IEA, 2012).

En México, la principal fuente de biocombustibles sólidos es el sector forestal, los transportadores energéticos son leña y carbón. Se genera calor, principalmente, para uso doméstico y de la pequeña industria. Serrano-Medrano *et al.* (2014) estiman que aproximadamente 22.5 millones de personas localizadas en zonas rurales y periurbanas utilizan la leña como fuente de energía para cocinar, lo que representa una demanda anual de 72 Kt año⁻¹ de biomasa.

La superficie forestal de México se estima en 64 millones de hectáreas, lo que equivale al 32% del territorio nacional (Figura C1.1), de ella se extraen anualmente 56 millones de m³ de madera para uso comercial y rural (Torres-Rojo, 2004). La cifra del potencial productivo forestal varía dependiendo del autor; Chapela (2012) y Johnson *et al.* (2009) la estiman entre 56 y 212 millones de m³ año⁻¹. Por su parte, Navár (2011) señala que el almacén de biomasa aérea en los bosques tropicales de México es cercano a 3.0 Pg.

El potencial de generación de energía a partir de la biomasa forestal, en México, se estima entre 1135 y 1923 PJ año⁻¹, provenientes del manejo de bosques y de la industria forestal (García *et al.*, 2016; REMBIO, 2011). De acuerdo con Johnson *et al.* (2009), la producción de calor y electricidad a partir de biocombustibles sólidos podría alcanzar una mitigación de 25 MtCO₂año⁻¹. Los valores dejan ver el alto potencial de mitigación por sustitución de combustibles fósiles que puede lograrse mediante el manejo sustentable del almacén de carbono forestal.

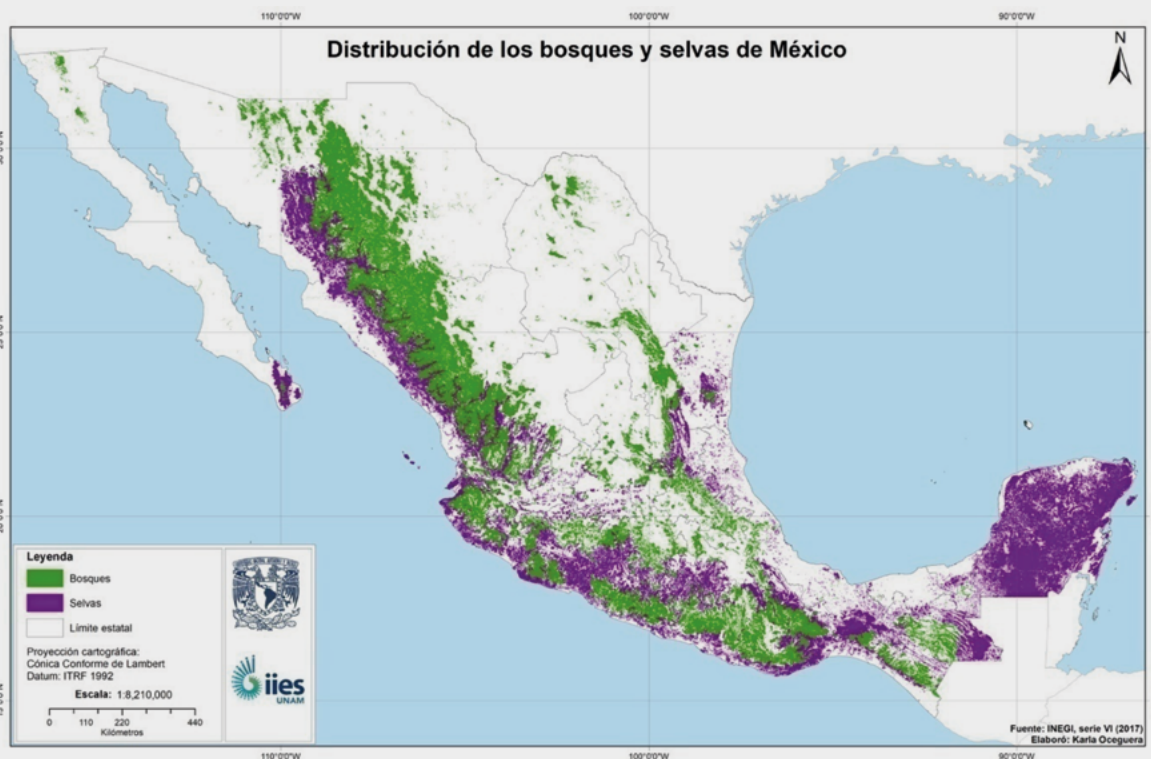


Figura C1.1. Distribución de bosques y selvas en el territorio nacional.



Se han documentado diversas formas de aprovechamiento de la biomasa forestal para su uso como biocombustibles (Ayala-Mendivil y Sandoval, 2018). Las opciones de aprovechamiento sustentable son: a) manejo de bosques nativos, b) uso de residuos del aprovechamiento silvícola y de la industria forestal o aserrío y, c) plantaciones dedicadas. Los productos como la leña, el carbón vegetal, las briquetas y los pellets, se consideran biocombustibles de primera generación; sin embargo, con estos productos también se pueden producir biocombustibles sólidos de segunda generación como los torpellets, torrefactos y biochar (REMBIO, 2011), al aumentar su energía interna y ser productos más densificados.

A pesar de las ventajas que ofrecen los BCS provenientes de los recursos forestales en ámbitos que van más allá de la mitigación, en la actualidad existen desafíos y retos en materia de investigación, desarrollo y transferencia de tecnología (I+D+T), como los que destaca Riegelhaupt (2016): a) validar y transferir tecnologías de BCS comprobadas en otros contextos socioambientales, para verificar su aplicabilidad en México, b) desarrollar o adaptar métodos de cosecha sostenible, logística eficiente y técnicas de procesamiento adecuadas para reducir los costos de producción y transformación de la biomasa sólida, c) definir estándares, criterios e indicadores de sostenibilidad *ad hoc* para la producción de biomasa forestal-energética y adoptar especificaciones técnicas y patrones de referencia para los BCS que se ajusten al contexto mexicano, d) entender y mejorar las percepciones negativas de los potenciales usuarios de los BCS y estructuras sociales resistentes al cambio, vinculadas a formas de propiedad social de los recursos forestales y a la cultura tradicional de las zonas rurales. Finalmente, también hay prioridades de investigación, de las que destaca la necesidad de analizar, en forma integral y comparada, los potenciales de producción sostenible, de mitigación de emisiones de GEI, de generación de empleos y del valor económico de los BCS, incluyendo los impactos ambientales de las diferentes formas de producción y de uso final.

De la discusión anterior se desprende que son los residuos de la industria forestal los que tienen el mayor potencial de aplicación como biocombustibles, en el corto y mediano plazo, para sustituir las tareas térmicas que realizan los derivados del petróleo. Se definen como BCS procesados las astillas, los pellets, las briquetas y el carbón vegetal; a todos ellos también se les incluye como transportadores energéticos forestales (TEF). La aplicación potencial de los TEF es en el sector industrial (pequeño y mediano) y en el sector doméstico (rural y periurbano).

Para evaluar la disponibilidad de residuos de la industria forestal y establecer la posibilidad de fabricar TEF, así como su potencial de desarrollo, se estableció el proyecto ENEFOR, que se enfocó en el análisis de 10 casos de unidades de manejo forestal, propiedad de una empresa o un conjunto de empresas forestales vinculadas, con la finalidad de identificar opciones de producción de biocombustibles forestales a nivel local o micro regional, técnica y económicamente viables y, caracterizar las barreras existentes para el desarrollo de dichas opciones. ENERFOR evaluó la viabilidad técnica y económica de producir diferentes TEF (carbón, astilla, corteza, pellet, aserrín y leña) en dichas empresas, así como los impactos ambientales y sociales del proceso.

El ENEFOR fue el primer estudio que colectó datos a nivel empresarial, tanto en el sector social, como en el privado y aportó información sobre las barreras o factores limitantes para el desarrollo y comercialización de bioenergéticos forestales, cubriendo diferentes tipos de bosque (tropical, de coníferas, de encino). Los resultados más sobresalientes fueron mostrar la existencia de biomasa forestal suficiente para la producción de TEF, dentro de las autorizaciones de aprovechamiento existentes (Figura 4). En términos de la factibilidad de producir y comercializar TEF en México, se encontró que es altamente variable y sitio-específica.

De los TEF evaluados, el pellet, el carbón vegetal y la leña de monte, fueron los que mostraron generar más empleo y utilidad, debido a su producción comercial en el corto plazo y a que pueden ser una alternativa sustentable.

Uso y disponibilidad de biomasa en las 58 empresa forestales

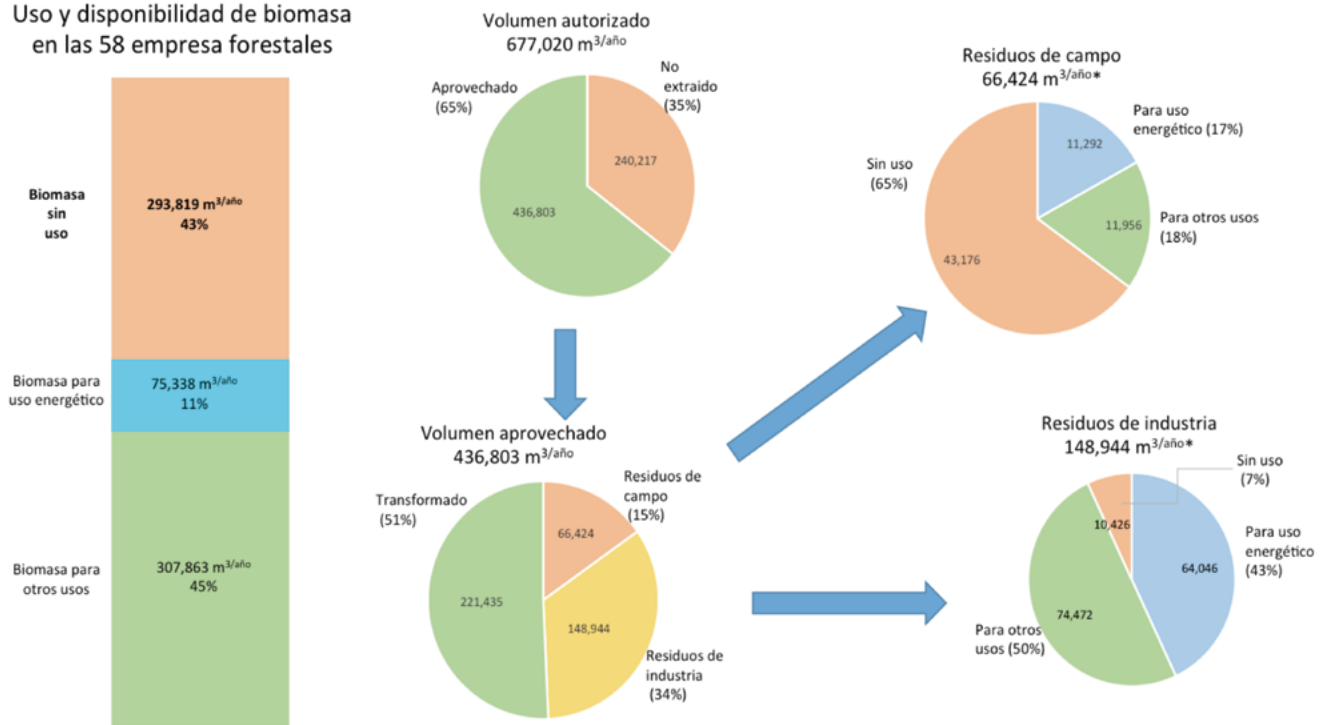


Figura 4. Distribución del volumen disponible para la producción de TEF en la muestra ampliada de empresas forestales. Fuente: Elaboración con datos propios.

Transportadores energéticos forestales

Sobre los impactos ambientales, energéticos y sociales de los TEF, para México se encontró que los valores del índice de retorno energético (IRE) son bastante altos en todos los casos. Este resultado

resalta la alta capacidad de los biocombustibles para producir energía renovable con pocos insumos fósiles. También, los bajos valores de emisiones de GEI en el ciclo de vida de los TEF confirman su habilidad para reemplazar a los combustibles fósiles (Figura 5).

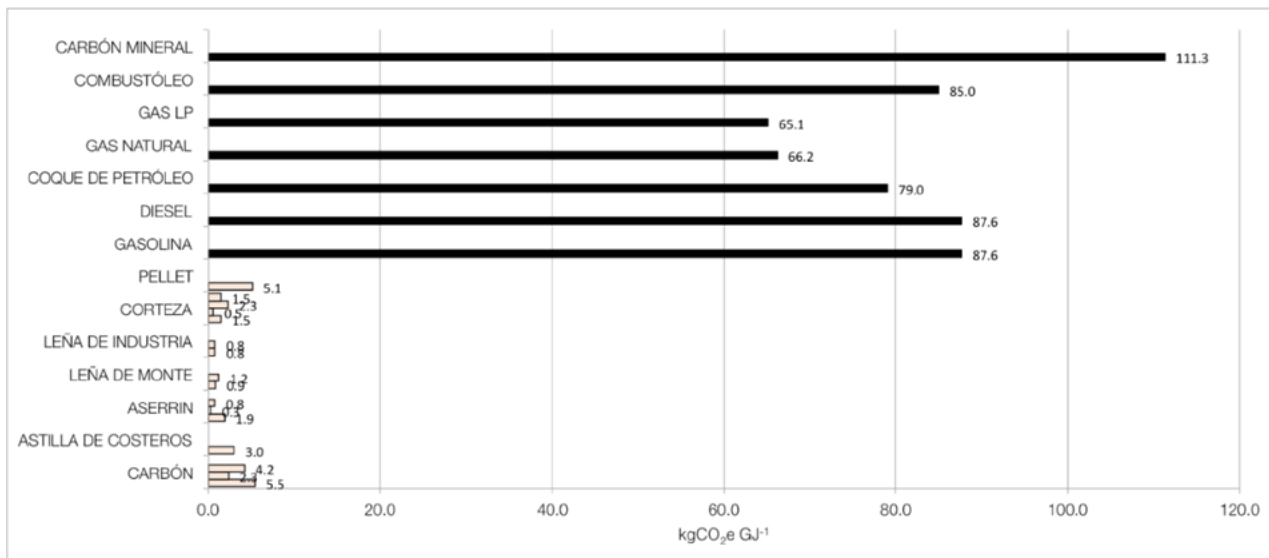


Figura 5. Emisiones de gases de efecto invernadero de los TEF y de combustibles fósiles (en kgCO₂e GJ⁻¹). Fuente: para los TEF, datos propios y, para los combustibles fósiles de la Comisión Europea (2015) y el INECC (2014).

Biocombustible sólido leña y estufas de leña

Dentro del grupo de los biocombustibles o TEF, la leña es la mayor fuente de energía en el ámbito rural y periurbano en México. Representa más del 50% de la biomasa utilizada como bioenergía y las cifras de consumo superan tres veces el volumen autorizado en los aprovechamientos forestales (Masera *et al.*, 2015). Se calcula que aproximadamente 22.5 millones de personas usan leña para cocinar, lo que equivale al 90% de la población rural o el equivalente de 20% de la población nacional estimada para el año 2010; es decir,

el sector residencial es el consumidor más importante de este biocombustible (Serrano-Medrano *et al.*, 2018).

En términos energéticos, el volumen de leña estimado para el año 2010 asciende a 310 PJ año⁻¹, lo que equivale al 40% del total de la energía requerida por el sector residencial (SENER, 2010). En un escenario de saturación de su consumo, se predice una posible disminución, debida a que el número de usuarios exclusivos de leña baja en el tiempo, mientras que aumentan los usuarios mixtos de leña y gas LP (Serrano-Medrano *et al.*, 2014); sin embargo, el consumo de leña se mantiene vigente durante la proyección (Cuadro 2).

Cuadro 2. Evolución en el consumo de leña por usuarios mixtos y exclusivos de leña.

Año	Uso (Mt M.S. año ⁻¹)		Total
	Exclusivos	Mixtos	
2010	16.6	2.8	19.4
2020	15.8	3.1	18.9
2030	15.1	3.3	18.4

Fuente: Tomado de Serrano-Medrano *et al.* (2014).

En México persiste una preferencia de especies y tipos de leña que se sostiene por razones socioculturales. Se sabe que el consumo promedio es de 1.7 kg M.S. *per cápita* por día; sin embargo, este valor puede

variar de acuerdo con las condiciones climáticas de la región, la disponibilidad, la forma de uso, dispositivo de combustión y el contenido de humedad, entre otros factores (Figura 6).

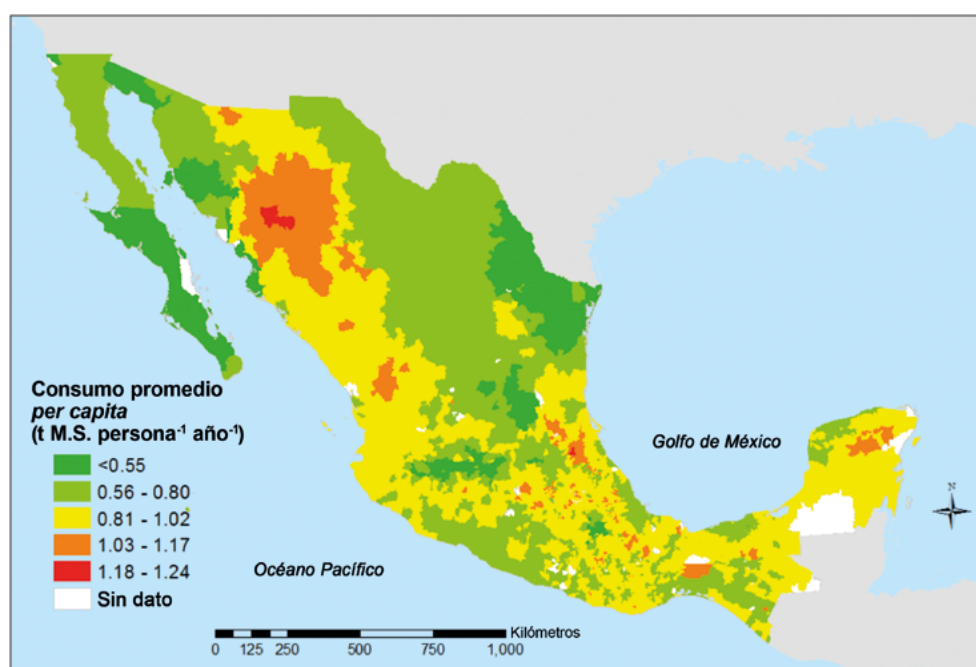


Figura 6. Distribución del consumo de leña *per cápita* a nivel nacional.

Fuente: Serrano-Medrano *et al.* (2014).

En una vivienda promedio, la mayor parte de la leña se quema en un fogón abierto o de tres piedras FTP (IEA 2017), lo que resulta en emisiones de diversos contaminantes asociados a la combustión incompleta, particularmente carbono negro (CN), metano (CH₄), monóxido de carbono (CO), entre otros. Esta forma tradicional de uso de los fogones causa importantes problemas ambientales, de salud y, socio-económicos (Masera *et al.*, 2015). Una medida de mitigación que engloba alternativas a los problemas citados, es la adopción de estufas de leña con cámara de combustión cerrada y chimenea (Berrueta *et al.*, 2008; Díaz *et al.*, 2011).

Para estimar las emisiones netas de CO₂ provenientes de la leña, se multiplica el factor de emisión de CO₂ por la fracción de no renovabilidad de la biomasa (fNRB, factor del incremento anual de biomasa igual o mayor a su demanda anual). Las emisiones de CO_{2e} provenientes de CH₄, CO y carbono negro se obtienen de multiplicar el factor de emisión de cada compuesto químico por un Kg de leña quemado en los dispositivos de combustión, lo que se conoce como potencial de calentamiento global (Serrano-Medrano *et al.*, 2018).

Algunos autores señalan que las emisiones de CO₂ provenientes del uso de la leña se consideran neutras cuando el volumen que se quema es menor al fNRB, o bien, cuando el proceso de extracción se hizo de manera sustentable, por lo que un escenario BUA (Business As Usual) de leña solo describe la cantidad de carbono emitida a la atmósfera y que puede ser retomado por las plantas para cerrar el ciclo

(Masera *et al.*, 2006; Jonhson *et al.*, 2009), de tal manera que un BUA no es suficiente para describir la mitigación de CO₂ por el uso de leña. De lo anterior se desprende que la mitigación de CO₂ requiere de escenarios en los cuales la tecnología o el reemplazo de combustible fósiles por leña, demuestre un impacto positivo en la mitigación de emisiones de origen fósil.

En la Figura 7, Serrano-Medrano *et al.* (2018) muestran los resultados de un escenario de mitigación de GEI entre los años 2014-2030. El BAU es de 364.3 MtCO_{2e} acumuladas, que produce el consumo de 309 Mt M.S. de leña en el periodo. Los escenarios alternativos muestran que la combinación de las estufas de leña, el fNRB y el uso de gas LP, permite alcanzar un ahorro entre 60 y 111.6 Mt M.S. de leña, lo que equivale a una mitigación acumulada de 50.4 a 126.3 MtCO_{2e}, dependiendo de la combinación de las tecnologías.

El impacto de estas intervenciones está geográficamente localizado dentro del país, particularmente por la interacción de las diferentes variables que determinan el consumo de leña. La mitigación en el escenario al 2030 es heterogénea desde una perspectiva geográfica (Figura 7), pero se puede apreciar que en la zona del Golfo de México se presenta la mayor mitigación acumulada (entre 90 a 126.3 MtCO_{2e}). Específicamente, los estados en donde ocurre la mitigación son Veracruz, Tabasco y Chiapas, así como en algunas partes de Sinaloa, Chihuahua, el norte del Estado de México y la región purépecha de Michoacán, es en donde el potencial de mitigación es significativo.

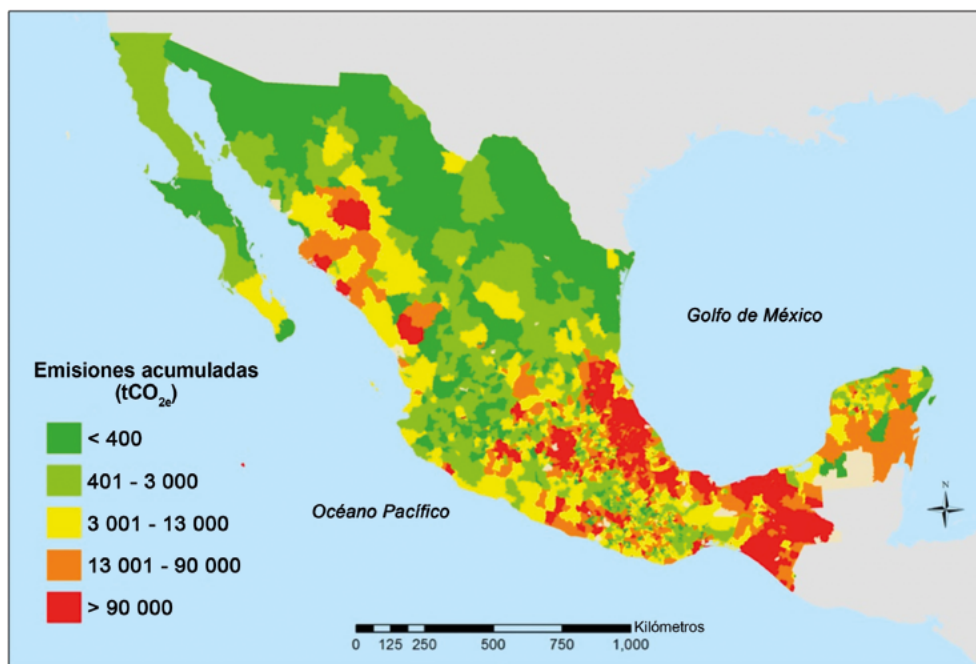


Figura 7. Distribución espacial de la mitigación de GEI acumulados por el uso de leña en el sector residencial; escenario al 2030.

Fuente: Serrano-Medrano *et al.* (2018).



Del resultado total de mitigación, destaca que el CO₂ representa entre el 49% y el 57% del total, mientras que el restante es aporte de otros gases (CO, CH₄ y CN). El porcentaje muestra que la tecnología que se utiliza como reemplazo del FTP mejora la combustión de la leña. Se constata que, las ganancias en la mitigación de GEI, se dan una vez que el biocombustible se une a la estrategia de adopción de estufas de leña. Sin embargo, el escenario puede disminuir hasta 60% en el mejor de los casos, debido a la penetración del gas LP en los hogares a nivel nacional y como un sustituto de FTP (Serrano-Medrano *et al.*, 2018). En la Caja 2 se muestra un ejemplo del binomio leña-estufa de leña en la mitigación de CO₂.

Se concluye que las cifras de mitigación de GEI por el uso de leña, acoplado con tecnologías modernas, son atractivas; sin embargo, no es recomendable extrapolar esta idea a un programa agresivo de implementación de estufas de leña a nivel nacional, esperando catalizar su efecto junto con el manejo sustentable de la biomasa

(fNRB), ya que la experiencia de Serrano-Medrano *et al.* (2018) señala que la mejor vía para alcanzar la meta, es garantizar su implementación y uso sustentable, a partir de la creación de redes de difusión sobre las ventajas de adoptar una estufa limpia. El éxito sería mayor si se compara con los resultados de la campaña implementada 20 años atrás, mismo que en la actualidad ha tenido baja penetración (Arias, 2018).

Los pasos a seguir para el caso de la leña se centran en la mejora tecnológica de los dispositivos de uso final para la cocción de alimentos y la calefacción a base de leña. Respecto a la importancia de la gestión de la leña, los escenarios estiman que la demanda tendrá poca variación al menos hasta el 2030. Por lo tanto, las necesidades de I+D deben enfocarse en: a) mejorar el diseño de los dispositivos por parte de los institutos de investigación y universidades, b) certificación de fogones bajo la norma mexicana NMX-Q-001-NORMEX 2017 y, c) mejoramiento de las estufas de leña con esquemas múltiples.

Caja 2: Efecto del binomio leña-estufas de leña

Un ejemplo que demuestra el efecto del binomio leña-estufas de leña en la estrategia para la mitigación de CO_{2e} es el programa *UtsilNaj - Casa saludable para todos*. Este es un programa de certificación de proyectos de estufas de leña impulsado por la empresa franco-peruana Microsol, con registro en el Gold Standard (GS Ref. Number 1377) bajo la metodología de monitoreo denominada: *Technologies and Practices to Displace Decentralized Thermal Energy Consumption – V.01*. *Utsil Naj* está diseñado para apoyar a implementadores de tecnologías para asegurar un impacto socioambiental de largo plazo para los destinatarios finales, ya que al sustituir los fogones tradicionales por estufas de leña no sólo se logran reducciones de GEI, sino también se logran impactos positivos en la calidad de vida de la población rural, resultado de la disminución de riesgos a la salud al eliminar la inhalación humo de leña, además de ahorros en tiempo y combustible, por la eficiencia de éstas tecnologías.

En el Cuadro C2.1 se muestran diversos proyectos incluidos en el VPA 4 (Voluntary Project Activity) de *Utsil Naj*, en el que participan 5 organizaciones de la sociedad civil (LPP; Local Project Participant) mismas que, para la 1er verificación realizada en 2015, demostraron haber implementado y monitoreado 17 146 estufas de leña (principalmente del modelo *Patsari®* y *Onil®*) en el periodo comprendido de 2007 a 2014 en estados como Michoacán, Estado de México, San Luis Potosí, Sonora, Sinaloa, Oaxaca y Veracruz. Dichas organizaciones, después de un riguroso proceso de certificación basado en los requerimientos del Gold Standard, demostraron ser responsables de la reducción de 83 411 tCO_{2e} entre el 27 de diciembre de 2011 y el 31 de diciembre de 2014.

Para un segundo periodo de verificación, del 01 de enero de 2015 al 31 de agosto de 2018, el VPA 4 de *Utsil Naj*, demostró, a través de estrategias de monitoreo, la existencia y el uso de 9613 estufas de leña, con lo que se logró la reducción de 98 842 tCO_{2e}, para dar un acumulado de 182 253 tCO_{2e}.

Cuadro C2.1. Mitigación de emisiones de GEI verificadas por el uso de estufas de leña.

LPP-VPA4*	Cantidad de estufas eficientes de leña	Emisiones de línea base (tCO _{2e})	Emisiones del proyecto (tCO _{2e})	Pérdidas (tCO _{2e})	Emisiones netas reducidas de GEI (tCO _{2e})
1 ^{ra} Verificación (2011-2014) (Verification & Certification Report GS.15.VER.005MP01, KBS Certification Services Pvt. Ltd.)					
AURA	9933	152 837	107 730		45 107
FPCV	1354	25 214	15 434	73	9707
FPP	2752	58 207	40 613		17 594
GIRA/VAD	3107	38 279	27 276		11 003
	171 46	274 537	191 053	73	83 411

Caja 2: Efecto del binomio leña-estufas de leña. (Continuación).

Cuadro C2.1. Mitigación de emisiones de GEI verificadas por el uso de estufas de leña. (Continuación).

LPP-VPA4*	Cantidad de estufas eficientes de leña	Emisiones de línea base (tCO _{2e})	Emisiones del proyecto (tCO _{2e})	Pérdidas (tCO _{2e})	Emisiones netas reducidas de GEI (tCO _{2e})
2 ^{da} Verificación (2015-2018) (Verification & Certification Report, Heartwood Services Private Ltd. UNFCCC Ref. Number: E-0066)					
AURA	5289				27 510
FPCV	1080				28 287
FPP	1947				24 780
GIRA	1297				18 265
	9613	294 298	195 456	0	98 842
Total	26 759	568 835	386 509	73	182 253

* Organizaciones participantes (LPP): AURA: Asesoría en Arquitectura y Urbanismo Social; FPCV: Fondo Pro Cuenca Valle de Bravo; FPP: Fondo para la Paz; GIRA: Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropriada; VAD: Vamos a Dar.

Pellets

El uso de los residuos biomásicos para producir biocombustibles procesados puede sustentarse con una estrategia de ganar-ganar, al otorgar una utilidad energética y volver a incorporarlos a la cadena productiva. Con ello se gana al aprovechar un desecho y, se reemplaza el consumo de combustibles fósiles, cuyos beneficios son energéticos, económicos y de sustitución de emisiones de CO₂ por el uso de bioenergía. En este caso, la producción de pellets es una alternativa con alto potencial en México por la cantidad de residuos forestales y agrícolas que se producen anualmente.

Las emisiones biogénicas de la biomasa en general y, del pellet en particular, es un tema muy debatido en los últimos años. Algunos autores afirman que las emisiones de GEI por la combustión de pellets son mayores por unidad energética que las correspondientes a la combustión de derivados fósiles, incluido el carbón mineral. Sin embargo, la mayoría de los investigadores a nivel internacional, unidos a los conceptos de la Agencia Internacional de Energía (IEA, por sus siglas en inglés), consideran que la quema de combustibles fósiles libera CO₂ que ha estado encerrado durante millones de años, mientras que la combustión de biomasa simplemente devuelve a la atmósfera el CO₂ que se absorbió durante el crecimiento de las plantas y no hay liberación neta de CO₂ si el ciclo de crecimiento y cosecha continúa en el futuro (Figura 2).

Los sistemas bioenergéticos pueden tener efectos positivos, neutros o negativos en las reservas de carbono biogénico, dependiendo de las características del sistema, principalmente del cambio de uso del suelo. Si la biomasa proviene de residuos de la gestión sostenible de la tierra y, además, el incremento anual de biomasa es igual o mayor a su demanda anual, se podrían considerar neutras las emisiones biogénicas de carbono.

Actualmente, los trabajos enfocados a evaluar las emisiones contaminantes del ciclo de vida de pellets provienen principalmente de Europa y Norteamérica (Canadá), en donde se analizan las emisiones de la combustión del pellet de madera a gran escala, principalmente para producción de electricidad. Aunque generalmente estos estudios no consideran el cambio de uso de suelo, si contemplan las emisiones de combustión, en donde se entiende como neutro al balance de CO₂. En esta etapa dichos estudios miden las emisiones de CH₄, NO_x, SO_x y material particulado (carbono negro), que dependen de las tecnologías y condiciones de combustión.

La estimación de emisiones de GEI a lo largo del ciclo de vida de los pellets, es un tema relevante a nivel global, ya que el uso del pellet, a gran escala, está impulsado internacionalmente por esquemas de apoyos económicos y políticas públicas de los gobiernos. A nivel nacional, la estimación de emisiones es fundamental para evaluar las posibilidades concretas que tiene el mercado nacional del pellet como mecanismo de mitigación de



emisiones de GEI y así, cumplir con los compromisos internacionales de México para disminuir las emisiones contaminantes. Por otro lado, el uso de pellets a nivel regional genera beneficios ambientales relacionados a su combustión eficiente y disminución de emisiones contaminantes en calefactores residenciales o calderas industriales.

Los resultados demuestran que la producción de 1 MJ de energía térmica por medio de pellets de madera implica la emisión de $13.1 \text{ gCO}_2\text{e MJ}^{-1}$, incluyendo en los cálculos su transporte en barco (que genera más del 40% de las emisiones) (Sjølie y Solberg, 2011). La emisión puede rebasar los $20 \text{ gCO}_2\text{e MJ}^{-1}$, dependiendo del tipo de materia prima utilizada y de las condiciones de humedad y tamaño de partícula.

En el ciclo de vida del pellet, las mayores emisiones suceden durante el aprovechamiento de recursos en el sector agrícola o forestal. Sin embargo, la mayoría de los estudios evalúan las emisiones aguas arriba de este sector, considerando a los residuos como materia prima para su producción. Dejando a un lado la etapa de producción de la materia prima, las etapas que mayor impacto tienen en la emisión de GEI son la producción y el transporte (largas distancias). Mientras que las emisiones correspondientes a la etapa de combustión se limitan a emisiones de CH_4 y N_2O . Por ejemplo, el reporte del Swedish Environmental Research Institute (Hagberg *et al.*, 2009), que analiza las emisiones de GEI en el ciclo de vida del pellet para diferentes usos en

Suecia, confirmó la poca disponibilidad de datos reales sobre los factores de emisión aplicables a la combustión del pellet para usos en pequeña escala. En este caso, el reporte toma como referencia los siguientes factores de emisión: 0.76 y $14 \text{ mg CH}_4 \text{ MJ}^{-1}$ y $5 \text{ mg N}_2\text{O MJ}^{-1}$. Estos valores originan emisiones de 1.5 y $1.8 \text{ gCO}_2\text{e MJ}^{-1}$, respectivamente, si se consideran los respectivos potenciales de calentamiento.

Las emisiones de GEI de los pellets a lo largo de su ciclo de vida son casi despreciables, si se comparan con las emisiones de los combustibles fósiles, que son entre 6 (gas natural) y 20 (carbón mineral) veces mayores. En el sector eléctrico mexicano, el uso de pellets de aserrín podría reducir las emisiones de GEI casi 10 veces, reemplazando al carbón mineral en plantas de co-combustión.

En la Caja 3 se detalla la demanda de combustibles fósiles (CF) por sector energético y el potencial de mitigación de GEI por sustitución de CF. Se supone que, para cada CF de cada sector, el nivel mínimo de sustitución estaría determinado por la comparación entre el costo actual de compra del pellet y el costo de cada CF, mientras que el máximo potencial de sustitución se relaciona con el potencial máximo de producción de pellets en el país (233 PJ año^{-1}), sin considerar los costos de los mismos. La misma regla se aplica para el cálculo del potencial de mitigación de GEI. En la Caja 3 se discute el potencial de mitigación de los pellets.

Caja 3. Potencial de mitigación de los pellets

En el sector industrial, el carbón, el coque y el gas natural, tienen precios muy bajos y no son económicamente competitivos con ningún tipo de pellet, por lo tanto, el porcentaje de sustitución es nulo. Los pellets de aserrín son competitivos con los precios actuales del combustóleo y su potencial de mercado, calculado en 10 PJ año^{-1} , podría cubrir el 64% de la demanda actual. En el sector eléctrico, los pellets de aserrín podrían cubrir el 2% del consumo actual de combustóleo. Dado el elevado precio actual del gas LP, éste podría suplirse por cualquier tipo de pellet, sustituyendo el 73% de todo el LP utilizado en los sectores comercial y residencial (Cuadro C3.1 y Figura C3.1). Bajo estas premisas, la mitigación de GEI tiene un gran potencial en estos sectores; el uso de pellets podría mitigar $17.3 \text{ MtCO}_2\text{e año}^{-1}$.

A pesar de que actualmente no es económico reemplazar algunos CF por pellets, es importante incluir el potencial de mitigación en el análisis. Si se aplican incentivos, tales como impuestos sobre el carbono, los pellets podrían sustituir a todos los combustibles fósiles que se utilizan en el sector industrial, siempre y cuando se alcance la máxima producción de pellets calculada (233 PJ año^{-1}). Dentro del sector eléctrico, los pellets tienen el mayor potencial de mitigación, con un máximo del 18% de los $127 \text{ MtCO}_2\text{e}$ emitidos por este sector (Molina Center for Strategy Studies in Energy and Environment, 2013).

Caja 3. Potencial de mitigación de los pellets. (Continuación).

Cuadro C3.1. Potencial de sustitución de CF por pellets y potencial de mitigación por sector económico en México.

Sector	Combustible	Demanda de CF (PJ/año ⁻¹)	Potencial de sustitución por pellets (%)	Potencial de mitigación de GEI (MtCO _{2e} /año ⁻¹)
Industrial	Combustóleo	15.7	64 – 100	0.8 - 1.2
	Carbón	5.9	0 – 100	0 - 0.6
	Coque de petróleo	88.1	0 – 100	0 - 8.6
	Gas Natural	107.6	0 – 100	0 - 6.0
	GLP	2.7	100	0.2
Eléctrico	Combustóleo	415.0	2 – 56	0.8 - 18.2
	Carbón	340.0	0 – 69	0 - 22.3
	Coque de petróleo	36.1	0 – 100	0 - 22.9
	Gas Natural	1355.5	0 – 17	0 - 13.1
Residencial/ Comercial	GLP	322.0	73	14.8
	Gas Natural	44.9	100	2.5

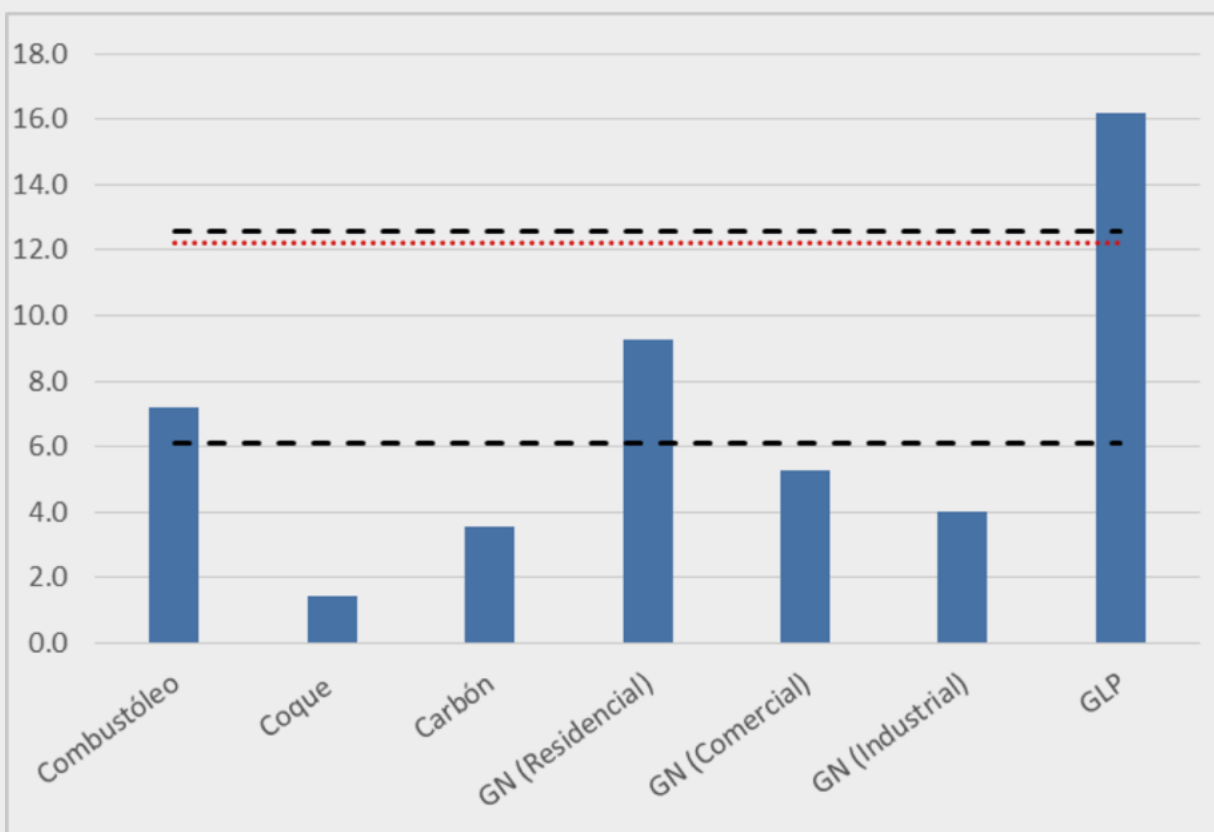


Figura C3.1. Comparación económica (USD GJ⁻¹) entre los pellets y los combustibles fósiles.



De acuerdo con Arias (2018), el pellet presenta algunas barreras de índole diversa, que debe superar por el hecho de ser un producto de reciente ingreso al mercado nacional:

- Comerciales: carece de una demanda residencial e industrial; depende de equipos novedosos para su producción y uso; hay pocas empresas centradas en su producción; el precio, que oscila entre \$5 y \$6.5 por kg, podría competir con el gas LP si se mantiene dentro de ese intervalo, pero está fuertemente influenciado por la demanda.
- Aplicaciones: la necesidad de pellets aún está en desarrollo, pero su potencial de aplicación en el ámbito industrial es claro, por ejemplo, en la agroindustria podría usarse para invernaderos, tostado de café y secado de granos y, en la industria hotelera, podría aplicarse en los sistemas de calefacción. Además, aún existe cierta resistencia a su uso, ya que se trata de un producto nuevo que carece de experiencias exitosas en el país.
- Respecto al aspecto de I+D+T: aún se requiere de investigación para innovar en el diseño y fabricación de los dispositivos, existen vacíos normativos, fiscales y de certificación de calidad, tanto del producto, como de los dispositivos de uso.

De acuerdo con lo señalado en párrafos anteriores, es necesario superar muchas barreras para que la demanda de pellets en México tenga escenarios favorables en el mediano plazo, lo cual podría logarse, para empezar, mediante la creación de programas de apoyo sectoriales para la sustitución de combustibles altamente contaminantes. Con ello, tanto la demanda como la mitigación de GEI, tendrán un nicho de oportunidad y crecimiento favorable para sustituir a los CF.

Astillas y aserrín

Actualmente, la producción de astillas y aserrín como parte de los TEF, se lleva a cabo en los aserraderos y durante los aprovechamientos forestales. Se disponen como co-productos de la industria forestal y se comercializan por empresas especializadas. La demanda industrial de astilla para usos diferentes a los energéticos puede alcanzar las 760 mil toneladas anuales, principalmente para el secado de madera. Sin embargo, la demanda como TEF puede aumentar como política corporativa *verde* en la industria tequilera, de destilados, azucarera y tabacalera, para sustituir el diésel, gas LP y al combustóleo, entre otras (Arias, 2018).

Residuos agrícolas

En México existe un potencial de uso de residuos agrícolas como biocombustible procesado, especialmente en las regiones con esquilmos de cosecha con bajas características de uso alimenticio, en los que la forma más fácil de desecho es la quema. En la actualidad, los usos más comunes de los residuos agrícolas son forrajeros, además en establos y granjas se pueden destinar de forma variada, sin embargo el empleo energético comienza a diversificar su uso final al reconocer el potencial de uso como fuente de materia prima para producir biocombustibles sólidos densificados y gaseosos.

El reuso de los residuos como bienergéticos cumple un doble propósito, 1) al encaminarse hacia la mitigación de las emisiones de GEI por combustión a cielo abierto y 2) se aprovechan como transportadores de energía térmica o gaseosa en la industria. En la Caja 4 se discute sobre el potencial de uso y energético de los residuos agrícolas en el país.

En México se practican dos formas de agricultura que se diferencian básicamente por la disponibilidad de agua para el cultivo durante el año. La superficie para cultivos es de 21.9 Mha y se distribuyen en todo el territorio nacional (Figura 8) predominando el área de cultivos de temporal, principalmente de gramíneas y leguminosas.



Figura 8. Distribución de las áreas agrícolas por tipo en el territorio mexicano.

Caja 4: Potencial de uso y energético de los residuos agrícolas

En la actualidad existen diversos valores sobre el potencial de uso de los residuos agrícolas para el aprovechamiento energético. Los estudios de Valdez-Vazquez *et al.* (2010) señalan que en 2006 se produjeron 76 Mt M.S. (mega toneladas de materia seca) de residuos provenientes de 20 cultivos en México. Este estudio considera que el 50% de ellos podría utilizarse con propósitos energéticos, para producir entre 100 y 127 PJ año⁻¹ (Cuadro C4.1).

Otros estudios, como el de Rios y Kaltschmitt (2013), señalan que los residuos de maíz, caña de azúcar, sorgo y trigo tienen un potencial energético de 472 PJ año⁻¹, si se considera solamente el 40% de la producción para uso energético. El resto de los residuos debería continuar su uso actual como forraje para ganado y para la protección del suelo (Hiloidhari *et al.*, 2014).

Además de los residuos de cultivos, existe en México una disponibilidad amplia de residuos agroindustriales como el bagazo de caña y agave, olotes, cascarilla de arroz y trigo, cáscaras de café, cacahuete y de cítricos, entre otros. La producción es geográficamente localizada, por ejemplo, en Veracruz los residuos de caña de azúcar, cítricos y café, mientras que los residuos del maíz se localizan en Jalisco, Sinaloa, Chihuahua, Tamaulipas y Campeche. Por su parte, la mayor producción de paja de sorgo se localiza en Guanajuato, Sinaloa y Tamaulipas (Valdez-Vazquez *et al.*, 2010; Reyes-Muro *et al.*, 2013).

Caja 4: Potencial de uso y energético de los residuos agrícolas. (Continuación).
Cuadro C4.1. Potencial energético de los residuos agrícolas y agroindustriales.

Cultivo	Tipo de Residuo	Generación de Residuos (Mt M.S. año ⁻¹)	Potencial mínimo (PJ año ⁻¹)	Potencial máximo (PJ año ⁻¹)
Caña de azúcar	Hojas y punta	2.5 - 7.6	38	77
Maíz	Rastrojo	14 - 33	210	248
Sorgo	Rastrojo	4.2 - 8.3	63	62
Trigo	Rastrojo	1.9 - 5.1	29	38
otros*	Rastrojo	2.2 - 6	32	45
Total de Residuos Agrícolas (BCS)		24.8 - 60.1	372	470
Caña de azúcar	Bagazo	3 - 7.6	45	57
Maíz	Olote	2.8 - 6.6	42	50
Magüey	Bagazo	0.6 - 1.5	8	11
Café	Pulpa	0.1 - 0.4	2	3
Arroz	Cascarilla	0.03 - 0.1	0.5	1
Cítricos	Cáscara	0.11	1	2
otros*	Cascarilla-bagazo	0.2 - 0.3	2	3
Total de Residuos agroindustriales (BCS)		6.8 - 16.6	100.5	127
Cultivo		Tierras marginales disponibles (Mha)		
Caña de azúcar	Jugo	2.9	226	338
Sorgo	Grano	2.9	2.6	84
Total (BCL-etanol)		5.8	228.6	422
Jatrofa	Grano	3.2	66	36
Palma de aceite	Fruto	1.8		120
Total (BCL-biodiesel)		5	66	156
Recurso				
Residuos municipales			35	305
Residuos ganaderos			148	190
Total (BCG-biogás)			183	495

 Fuente: Tauro *et al.* (2016).

El potencial energético de los residuos agrícolas y agroindustriales ofrece un escenario atractivo para el reemplazo de combustibles fósiles por biocombustibles y con ello, una sustitución de CO₂ fósil por carbono, cuya emisión puede ser cero si se aplican criterios de sustentabilidad para el aprovechamiento de la biomasa. Tomando como referencia la generación de residuos agrícolas y agroindustriales de la Caja 4, se podrían sustituir de 57.82 a 140.36 Mt CO_{2e} año⁻¹, si el carbono contenido en la biomasa se convirtiera totalmente a bióxido de carbono. Sin embargo, la cantidad final de CO₂ depende, en gran medida, de las características

intrínsecas de la biomasa y de la tecnología de uso final, por lo que el carbono al trazar diferentes rutas de salida genera CO₂, CO, CH₄ y carbono negro.

Pese a la incertidumbre respecto a la mitigación de CO₂ por el uso de la bioenergía proveniente de los residuos agrícolas, hay escenarios que muestran una mayor participación de los biocombustibles en México. El estudio realizado por IRENA (2015) estima una demanda de biocombustibles para el 2030 de 810 PJ para sustituir combustibles en el sector transporte (32%), en el comercial (28%), en la generación de energía eléctrica (15%) y en la industria (25%). La penetración en estos

sectores por parte de la bioenergía indiscutiblemente tendría un potencial de mitigación de CO₂.

Hasta el día de hoy, el aprovechamiento de los rastrojos y otros residuos de biomasa enfrentan algunos desafíos para colocarse como una fuente de bioenergía atractiva en sectores que muestran cierta inseguridad respecto a su adopción o al cambio tecnológico. La disponibilidad de la materia prima es una de las principales barreras a superar, derivado de ello, la productividad es una pieza clave para generar confianza. Los costos de adquisición, las reglas de mercado, gestión y la logística de transporte y accesibilidad son otro aspecto importante por resolver. En lo que respecta al aprovechamiento de los residuos municipales y ganaderos, la principal barrera es de índole sociopolítica, por lo que a pesar de que el potencial energético es de los más altos y la mitigación de GEI debería ser una medida necesaria, en primera instancia no se pueden plantear alternativas sin que se resuelva esta barrera.

Respecto a las prioridades I+D+T para la producción de bioenergía a partir de los residuos agrícolas, se requiere: a) la generación de análisis espaciales del potencial técnico de producción de biocombustibles y la proyección de escenarios de disponibilidad la materia prima; b) la elaboración estrategias donde los biocombustibles puedan ser competitivos respecto de los combustibles de petróleo, así como marcos de apoyo y subsidio para el cambio tecnológico y, c) mayor investigación en la innovación tecnológica para mejorar la eficiencia de transformación y aprovechamiento de la energía en los dispositivos de uso final que usan biocombustibles.

Biocombustibles líquidos

El conjunto de los biocombustibles líquidos y gaseosos (avanzados) han tenido poca penetración en el país. El estado de la producción de este tipo de biocombustibles ha sufrido tropiezos, por lo que aún se encuentran en

fase I+D en los institutos y centros de investigación nacionales.

Actualmente y, pese a sus impactos negativos, a nivel mundial existe una dependencia energética muy marcada hacia los hidrocarburos. En México, por ejemplo, cerca del 90% de la energía total consumida y casi el 100% de la energía para el sector transporte proviene de los hidrocarburos (2485 PJ) (SENER, 2017).

Una alternativa para disminuir gradualmente la dependencia tanto económica como energética del petróleo son los biocombustibles líquidos, los cuales se clasifican como de primera, segunda y tercera generación, dependiendo de la materia y la tecnología con que se produzcan.

En México, en 2018, se inició la promoción del uso masivo de biocombustibles líquidos, que incluye al biodiesel, a través de la Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos (LPDB) y del Programa de Introducción de Bioenergéticos, el cual se estableció en el marco de la Estrategia Intersecretarial de los Bioenergéticos y considerando el balance de emisiones de GEI y el balance energético como criterios de sustentabilidad trascendentes en la producción de biocombustibles (SENER, 2008). En 2009 se publicó en el Diario Oficial de la Federación (DOF) el Reglamento de la LPDB en el que se destacan aspectos de uso del suelo como: a) que las actividades de producción de insumos respetarán el uso de suelo, conservando la calidad de la tierra; b) los cultivos relacionados con la producción de insumos deberán desarrollarse en zonas con uso agrícola o pecuario; c) al establecer cultivos para la producción de Insumos para bioenergéticos se deberán considerar las condiciones climáticas y biofísicas para su desarrollo, protegiendo el hábitat y ecosistemas y haciendo un uso sustentable de recursos naturales.

Algunas experiencias acerca de la producción de biodiesel se pueden revisar en la Caja 6 de producción de biodiesel.

Caja 6: Producción de biodiesel

En cuanto a la producción de biodiesel en México, se cuentan tres casos de plantas con fines comerciales. La primera se ubicó en Cadereyta, Nuevo León y la estableció el Grupo Energéticos en 2005, con la participación del ITESM *campus* Monterrey (Figura C6.1). El biodiesel era elaborado con grasas animales (cebo de res y grasa de pollo) y/o aceites vegetales de desecho, además de metanol y sosa cáustica. Tenía una capacidad instalada de 1.5 millones de litros por mes, pero dejó de operar en 2011. La segunda planta comercial se ubicó en la costa de Michoacán, con una capacidad instalada de 9 millones de litros anuales, se inauguró en 2007, debería haber utilizado *Jatropha curcas* e higuera como materia prima, pero debido a la falta de producción de dichos cultivos, la planta se cerró en 2008. La tercera inició labores en Chiapas en 2010, con una capacidad de producción de 10 millones de litros anuales su materia prima sería *Jatropha curcas*, cerró operaciones en 2011. El Cuadro C6.1 muestra un resumen del estado de las plantas de producción de biodiesel en México.

Caja 6: Producción de biodiesel. (Continuación).



Figura C6.1. Plantas de producción de biodiesel en México.

Cuadro C6.1. Relación de plantas de biodiesel en México.

Ubicación	Capacidad de producción (millones de litro año ⁻¹)	Inicio de labores	Año de término de labores de producción
Cadereyta, Nuevo León	18	2005	2011
Lázaro Cárdenas, Michoacán	9	2007	2008
Puerto Chiapas, Chiapas	10	2010	2011

Por otro lado, se tienen datos de 4 empresas dedicadas a la recolección de aceite de cocina reciclado para la producción de biodiesel:

- Reoil México se dedica exclusivamente al manejo y recolección del RUAC (residuo aceite usado de cocina) con el cual producen Pre TPO (pre aceite técnico de planta), que es exportado a la Unión Europea donde se procesa para producir biodiesel. Cuenta con dos plantas en Europa. Producción: información declarada confidencial.
- MORECO se dedica a la recolección de aceite usado de cocina y a su transformación a biodiesel. Trabaja en los estados de Michoacán, Guanajuato y Querétaro. Cuenta con una planta instalada en cada estado. Procesa de 10 000 a 20 000 litros de aceite anualmente.
- Biofuels de México se dedica a la recolección del aceite usado de cocina y su conversión a biodiesel. Labora en las ciudades de Puebla, Toluca, Cuernavaca, Tlaquepaque, Zapopán, Tonalá, Veracruz, Córdoba, Xalapa, Boca del Río, Querétaro, Cancún, Playa del Carmen, Chetumal. Produce 288 000 litros de biodiesel anualmente, con una producción diaria máxima de 3000 litros.
- SOLBEN se dedica a la recolección de aceite usado de cocina, su conversión a biodiesel, venta de plantas de biodiesel y servicios como caracterización de las semillas y aceites, soporte técnico, automatización y análisis de calidad del biodiesel. Producción: capacidad de producir 80 000 litros por mes.

Algunos requisitos que deben cumplir los biocombustibles son, que tengan una mitigación real de GEI y, una relación energética positiva respecto a los combustibles fósiles. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología ampliamente usada a nivel internacional para determinar dichos aspectos, aunque en México es aún incipiente su aplicación y, aunque actualmente no existe producción industrial de biodiesel, se han llevado a cabo algunos estudios (Fuentes *et al.*, 2018) que indican que ninguna

experiencia de producción de biodiesel donde involucre cambio de uso suelo, mitiga las emisiones de CO_{2e}.

En otra experiencia (Fuentes y Martínez-Bravo, 2018), mediante un ACV se realizaron balances de emisiones de CO_{2e} para dos casos hipotéticos de producción de biodiesel en los que se incorporó el Cambio de Uso de Suelo (CUS) como variable principal en la producción con jatrofa (*Jatropha curcas*) y con palma de aceite (*Elaeis guineensis*). Se modeló el efecto del CUS en diferentes tipos de cobertura vegetal

(matorral, selvas caducifolias, pastizales inducidos) tanto en condición primaria (P), como en secundaria (S). Se constató que la condición inicial del tipo de

cobertura vegetal, ya sea primaria o secundaria, no es determinante para la emisión total de CO_{2e} en ambos tipos (Figura 9a y 9b).

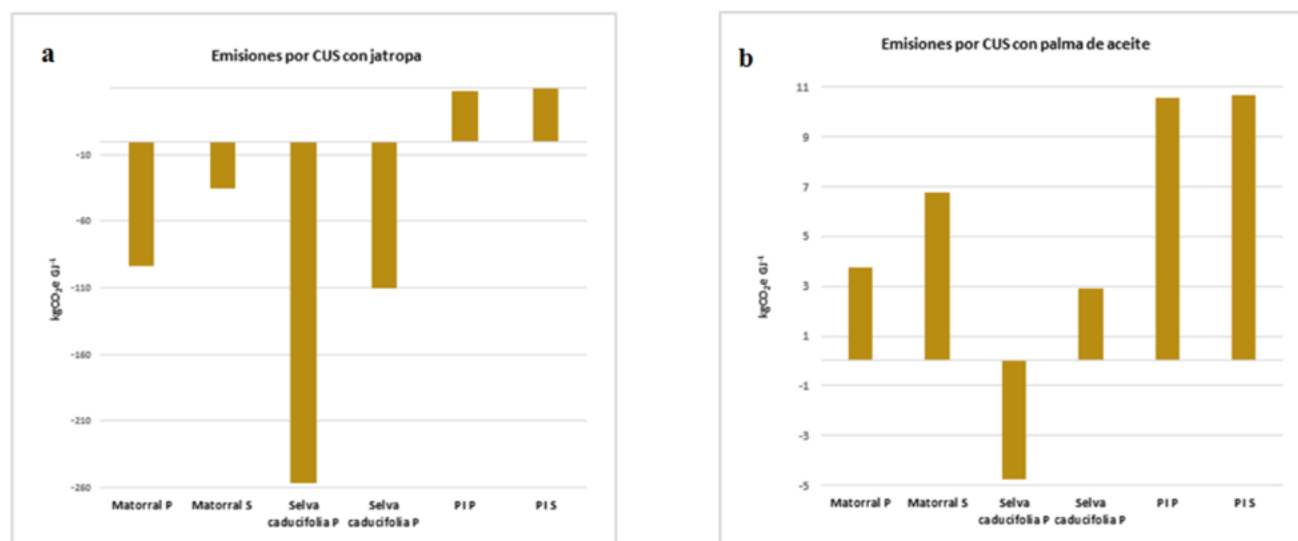


Figura 9. Balance de emisiones por cambio de uso de suelo: (a) *Jatropha curcas* (jatropa), (b) *Elaeis guineensis* (palma de aceite).

En cuanto a los cultivos oleaginosos, es necesario contar con los paquetes tecno-agrícolas para conseguir rendimientos altos que permitan producir biodiesel por debajo del costo del diésel de petróleo. Para el caso del biodiesel hecho con aceite usado, es fundamental establecer un sistema de recolección eficiente, de modo que no se incremente el costo de la materia prima.

En ECOFYS (2016) se hizo un análisis de

escenarios futuros de introducción de biodiesel en el mercado nacional. El escenario moderado consideró un objetivo a largo plazo, del 3% de cuota del mercado, con precios del petróleo moderados en torno a 70 dólares el barril. El escenario optimista consideró un objetivo a largo plazo del 6% de cuota en el mercado, con precios del petróleo alto en torno a 100 dólares el barril. En el Cuadro 3 se muestran los resultados obtenidos.

Cuadro 3. Escenarios de introducción de biodiesel proyecto ECOFYS.

Escenario	Mitigación anual MtCO _{2e} año ⁻¹	Mitigación acumulada al 2036
Moderado	1.7 – 2.4	17 -24*
Optimista	3.3 – 4.8	35 – 50**

*Periodo 2018-2036, ** Periodo 2017-2036.

En México existen estudios sobre el potencial de biodiesel y se desarrollan trabajos a partir de análisis teóricos sobre la generación de bioenergía por procesos térmicos, pirólisis, gasificación y procesos bioquímicos de la biomasa; este último con una fase de pretratamiento que involucra procesos enzimáticos (Ayala-Mendivil y Sandoval, 2018).

En muchos países de Europa, así como en Brasil y EUA, los biocombustibles líquidos avanzados son una fuente de energía desde hace más de 30 años. Estos países han superado la controversia de la competencia con la producción de alimentos y de los criterios de sustentabilidad de la producción de carburantes como el etanol (Sandoval, 2010). En México, hasta el año

2012, el consumo de bioetanol no superaba los 0.3 miles de barriles por día, mientras que para el biodiesel y la bioturbosina, no hay cifras oficiales. Por lo tanto, hasta el momento los estudios piloto continúan en la búsqueda superar las barreras de índole energética, de costos y viabilidad económica, por lo que se carece de estudios de caso para evaluar su potencial real de penetración y mitigación de GEI.

Microalgas

Como resultado de los últimos avances en las negociaciones internacionales sobre el clima, se ha puesto mayor atención en la producción de biocombustibles líquidos a partir de organismos acuáticos, tal es el caso de la producción de algas para propósitos energéticos (ver Caja 7). Con el diseño de bio-reactores para su producción masiva, se despertó el interés en la síntesis de *bio-petróleo*, bajo un esquema de bioenergía con captura y almacenamiento de carbono (BECCS, por sus siglas en inglés). Sin embargo, habrá que esperar a que los resultados de la I+D+T de este tipo de biocombustible brinden información, para poder diseñar estrategias sólidas de mitigación de GEI.

Las microalgas se consideran una de las formas de vida más antiguas sobre la tierra (Song *et al.*, 2008); tienen clorofila como pigmento primario para

realizar la fotosíntesis y, en comparación con las plantas vasculares, son más eficientes en el uso del agua, CO₂ y nutrientes, por lo que cuentan con una mejor conversión de energía solar a biomasa: fijan aproximadamente el 50% del carbono orgánico del planeta. El número de algas se estima entre 1 a 20 millones, mayormente microalgas. Se considera que existen alrededor de 200 000 a 800 000 microalgas, de las cuales, alrededor 35 000 especies están descritas en la literatura (Ratha y Prasanna, 2012). Su composición se caracteriza por una alta concentración de proteínas, carbohidratos y lípidos, tienen un rápido crecimiento, es decir, duplican sus células varias veces en un solo día y, en la fase exponencial de su crecimiento, se duplican hasta en 3.5 horas (Metting, 1996; Spolaore *et al.*, 2006). Pueden generar una mayor cantidad de biomasa por unidad de área que los cultivos terrestres.

Las aplicaciones de la biomasa microalgal se han encaminado rápidamente hacia el sector energético, debido a que se pueden obtener un gran número de bioenergéticos mediante una combinación de procesos físicos, químicos, térmicos y/o biológicos. Se prevé que las microalgas sean el biopetróleo del futuro, ya que los subproductos obtenidos podrían ser similares a los de una planta de refinación de crudo convencional (IEA, 2008), Figura 10. En la Caja 7 se discute el potencial de mitigación de GEI de las microalgas.

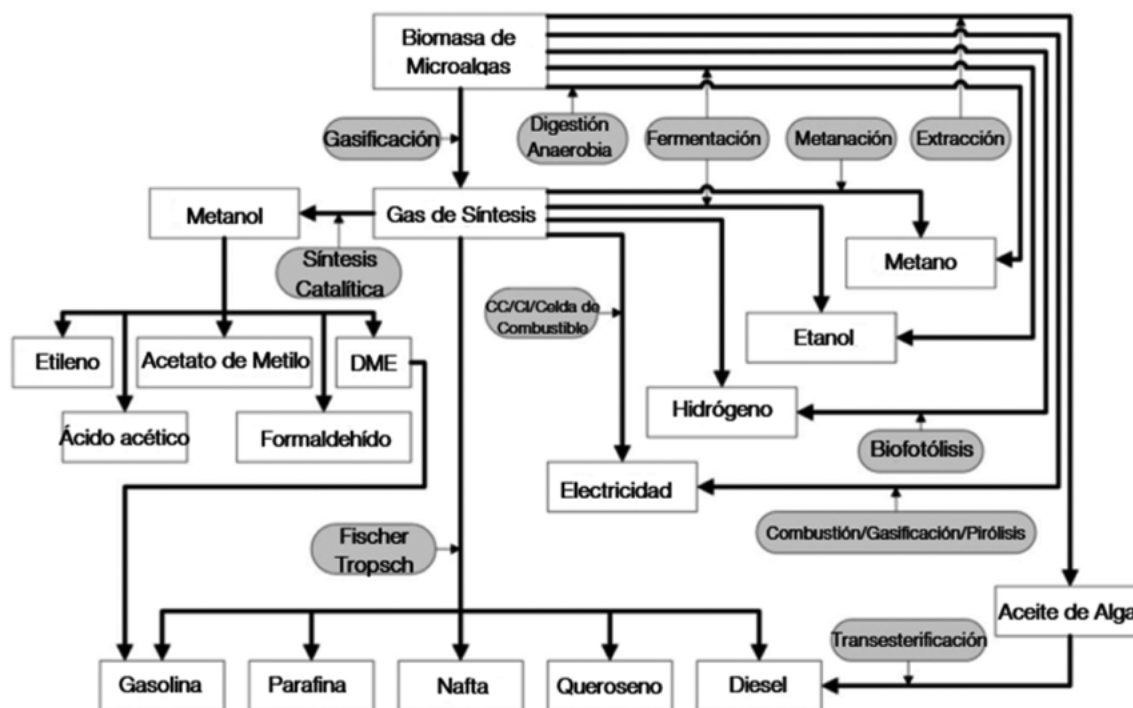


Figura 10. Productos derivados de la biomasa algal.

Fuente: adaptado de Oilgae (2010).

Caja 7: Microalgas como estrategia biológica de mitigación de GEI

Como estrategia biológica de mitigación de CO₂, el uso de microalgas puede ser una opción que contribuya con lo establecido por la ONU (Organización de las Naciones Unidas) en el protocolo de Kioto, de reducir en 5.2% las emisiones de GEI, con respecto a las de 1990, además de tener a su favor un incentivo económico por bonos de carbono. Si bien, las plantas terrestres contribuyen a la fijación de CO₂, tan sólo de un 3-6% de las emisiones globales de dicho gas son absorbidas por éstas (Skjånes *et al.*, 2007), mientras que las microalgas y cianobacterias, además de tener tasas de crecimiento mayores (Tredici, 2010), absorben entre 10 y 50 veces más carbono que las plantas terrestres (Costa *et al.*, 2000). Para dar una idea más clara sobre la fijación de CO₂, las microalgas contienen aproximadamente 50% de carbono y se requieren 1.8 kg de CO₂ para producir 1kg de biomasa (Chisti, 2007). El proceso de mitigación de CO₂ es sustentable si se combina, particularmente, con el tratamiento de agua residual y remoción de metales pesados. Es posible aprovechar los gases de escape de las industrias (Figura C7.1), en dosis inferiores al 20%, a través de algunas especies tolerantes, aun cuando pueden verse afectadas por la concentración de SO_x y NO_x (Lee *et al.*, 2002; Negro *et al.*, 1991).



Figura C7.1. Sistema de microalgas para la captura de emisiones de CO₂ provenientes de una planta carboeléctrica.
Fuente: Hautala (2013).

El rendimiento de absorción de CO₂ está delimitado por algunas condiciones de crecimiento de las algas, tales como concentración CO₂, naturaleza del medio de cultivo, temperatura e intensidad de luz, así como por el diseño del reactor (abierto o cerrado). En el Cuadro C7.1, se muestran algunas especies de microalgas, sus tasas de fijación CO₂ y los rendimientos en la producción de biomasa.

Cuadro C7.1. Comparación de la tasa de fijación de CO₂, concentración, rendimiento de biomasa y producción de lípidos para algunas especies de microalgas.

Microalga	Concentración de CO ₂ (%)	Tasa de Fijación de CO ₂ (g L ⁻¹ día ⁻¹)	Rendimiento de Biomasa (g L ⁻¹)	Contenido de Lípidos (%)
<i>Botryococcus brauni</i>	10	0.5	3.11	33
<i>Chlorella</i>	15	0.46	1.88	-
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	10	0.26	1.55	24.3
<i>Chlorella sp.</i>	5	0.7	2.02	-
<i>Chlorella vulgaris</i>	10	0.25	1.94	10
<i>Chlorella vulgaris</i>	2	0.43	2.03	45.6
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	10	0.27	2.15	11.4
<i>Scenedesmus</i>	15	0.61	2.73	-
<i>Scenedesmus obliquus</i>	10	0.29	1.84	19.3
<i>Scenedesmus obliquus</i>	10	0.55	3.51	12.3
<i>Scenedesmus obliquus</i>	20	0.39	2.63	11 a 25
<i>Spirulina platensis</i>	10	0.32	2.18	11
<i>Chlorella vulgaris</i>	5	0.8	3.55	18.7

Fuente: adaptada de Lam y Lee (2013).

Lozano-García *et al.* (2019) identificaron el potencial de producción de microalgas en México, a través de modelos con sistemas de información geográfica. Para la modelación tomaron en cuenta criterios fundamentales para el cultivo de sistemas microalgales, tales como el uso de suelo, topografía, temperatura, evaporación, radiación solar, vegetación, agua, fuentes de CO₂, plantas de tratamiento de agua, ríos y lagos, ciudades y caminos, áreas naturales protegidas, sitios históricos, sitios Ramsar, aeropuertos y fallas geológicas.

Los resultados fueron que, un poco más del 26% del territorio nacional es adecuado para la producción de

microalgas, lo que equivale a 526 672 km². En este rubro, los estados de Jalisco, Oaxaca y Veracruz, presentaron la mayor superficie con condiciones propicias para esta actividad, con un potencial de producción cercano a 9 millones de toneladas anuales de biomasa seca, hecho que, de acuerdo con Chisti (2007), representaría una mitigación de 16.2 MtCO₂ año⁻¹. De acuerdo con los resultados, si se considera toda el área potencialmente útil, la producción mínima y máxima se estima entre 24 506 830 y 3 844 703 410 toneladas anuales, respectivamente (Figura 11).

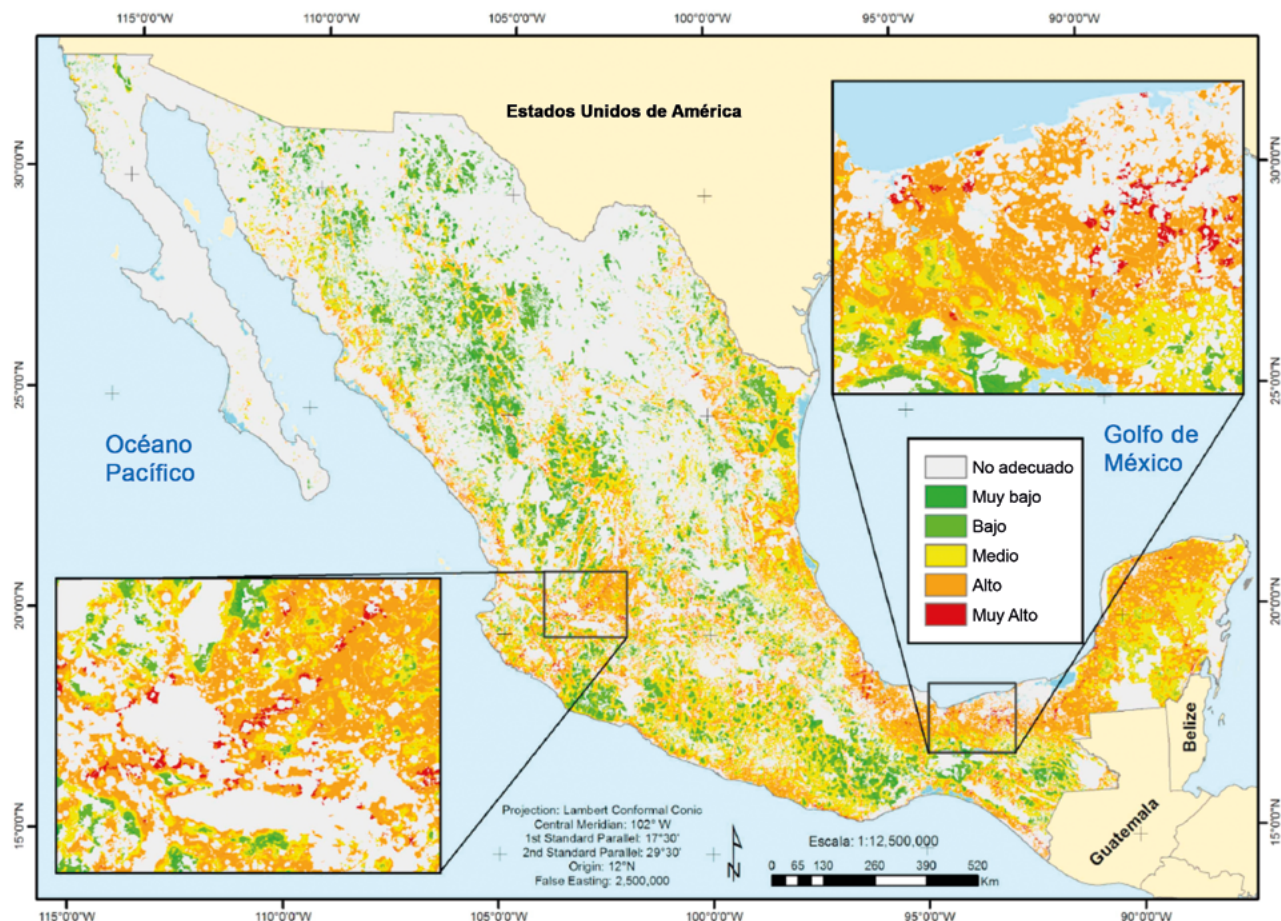


Figura 11. Zonas potenciales para el cultivo de microalgas en estanques abiertos, destinadas a biocombustibles en México.
Fuente: Lozano-García *et al.* (2019)

Algunas de las ventajas que presenta el cultivo de microalgas sobre los cultivos terrestres son: tasas de crecimiento significativamente mayores y mecanismo fotosintético de mayor eficiencia; reproducción continua a lo largo del año; riqueza de especies (Wu *et al.*, 2012); pueden cultivarse en agua dulce, salina

y residual (Wu *et al.*, 2012); restitución de la tierra destinada a la agricultura; deslinde de conflictos de seguridad alimentaria; remoción de grandes cantidades de CO₂; altas tasas de extracción de nitrógeno, fósforo y metales pesados de aguas residuales (Franchino *et al.*, 2016; Suresh-Kumar *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2013), entre otras.

A nivel mundial se han desarrollado proyectos demostrativos, tanto a escala piloto, como industrial, en donde se ponen en operación tecnologías gestadas en el laboratorio. Sin embargo, la comercialización de biocombustibles provenientes de microalgas aún no alcanza costos competitivos frente a los combustibles fósiles. A pesar de ello, existen iniciativas gubernamentales y privadas de financiamiento de proyectos enfocados a promover el desarrollo tecnológico y reducir los costos de producción.

La principal conclusión respecto a la producción de biocombustibles a partir de microalgas es la importancia del establecimiento de biorefinerías que, a través del aprovechamiento de residuos industriales, aporten un valor agregado a los productos (alimentarios, cosméticos, etc.) y logren reducir los costos del proceso. Otro aspecto importante es que el desarrollo tecnológico sigue en crecimiento (selección de especies, cultivo en reactores, cosecha, secado, extracción y uso final), por lo que no deben continuarse los sistemas piloto y a nivel industrial, para demostrar su factibilidad técnica y económica.

Aun cuando las universidades y algunos centros de investigación continúan en el nivel de investigación básica de las microalgas, es necesario enfatizar que estos organismos pueden constituir una solución al problema de captura de CO₂ atmosférico, al tratamiento de aguas residuales, la disposición final de residuos agroindustriales, la generación biocombustibles y que, en conjunto con su aplicación en las áreas de alimentos, nutrición, farmacéutica, cosmética, entre otras, pueden satisfacer en forma sustentable gran parte de las necesidades humanas actuales y futuras.

Biogás

El análisis sobre biogás se centra en el metano e hidrógeno biogénicos, como los gases principales. Su producción se realiza a partir de residuos sólidos, líquidos y gaseosos. De acuerdo con Buitrón *et al.* (2016), en el ámbito internacional la tecnología para la obtención de biogás es madura para el caso del biometano, mientras que la del biohidrógeno continúa en I+D+T.

Eaton (2010), describe a México como uno de los países líderes en la producción de biogás a partir de la digestión anaerobia durante el periodo de 2002 a 2005, pero cuyo crecimiento se detuvo y se frenó

la producción, a causa de problemas técnicos y de mercado. No obstante, se mantiene el potencial de producción de CH₄ biogénico proveniente, principalmente, de residuos agrícolas, el cual se estima entre 5 y 7 MtCO_{2e}.

A pesar de la posibilidad de utilizar residuos orgánicos para producción de biogás, es necesario comenzar por superar algunas de las barreras que limitan el desarrollo de esta iniciativa, como son: la inexistencia de un inventario, espacialmente explícito, sobre la producción de desechos; insuficiencia de estudios de factibilidad económica para la implementación de centrales productoras de biogás; reducida difusión social sobre las ventajas del uso de residuos orgánicos para la producción de biogás; ausencia de un portafolio y plan de incentivos económicos que fomenten la inversión en la producción de biogás; escasez de desarrollos y adaptación de metodologías de producción y almacenamiento del biogás; falta de redes de distribución y abasto a escala local y regional; desacoplamiento de tecnologías para el uso combinado de gas y, altos costos de producción.

Con respecto a las actividades prioritarias de I+D+T para la producción y uso del biogás destacan: a) investigación aplicada al pretratamiento de los residuos agroindustriales de origen lignocelulósico; b) innovación en el diseño de reactores para digestión y codigestión de residuos sólidos y semisólidos; c) desarrollo de sistemas para controlar los procesos de obtención; d) investigación para elevar la producción; e) investigación en cultivos hidrolíticos y fermentativos; f) desarrollo de políticas públicas de fomento al uso de biogás.

Escenarios de bajas emisiones de GEI

La situación actual de la mitigación de GEI con el uso de biocombustibles se sustenta fuertemente en los BCS. A partir de los estudios entorno a la leña se abrió el panorama de investigación sobre otros TEF. Sin lugar a dudas, el estudio base para estimar la mitigación de los GEI provenientes de los biocombustibles es el denominado “escenarios MEDEC” (Johnson *et al.*, 2010). Los resultados de este estudio permiten construir la línea base y los escenarios de mitigación nacionales a partir de datos locales, tal como se muestra en la Caja 8.



Caja 8: Escenario MEDEC de bajas emisiones de GEI

El escenario MEDEC (México: Estudio sobre la Disminución de Emisiones de Carbono) evalúa el potencial de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de México, de 2010 a 2030. Este escenario se concibió como una contribución a la ejecución del Programa Especial de Cambio Climático 2009, para el cumplimiento de metas de mitigación, a mediano plazo, en los sectores más importantes en materia de emisiones de GEI. Para cada sector se establecieron intervenciones que, potencialmente, debían reducir emisiones con criterios de viabilidad técnica y económica.

En materia de bioenergía, las intervenciones de bajas emisiones de GEI se enfocaron en los biocombustibles sólidos y líquidos, mismos que están incluidos en los sectores agrícola y forestal. El total de mitigación anual por el uso de biocombustibles en la reducción máxima se estimó en 84.4 Mt CO_{2e} (Cuadro C8.1).

Cuadro C8.1. Resumen de las intervenciones MEDEC en el sector agrícola y forestal de México.

Intervención			Superficie (Mha)	Reducción máxima de emisiones (MtCO _{2e} año ⁻¹)	Costo o beneficio neto (\$ tCO _{2e} ⁻¹)
Subsector agrícola	Biocombustibles	etanol de caña	1.5	16.8	11.3
		etanol de sorgo	3.2	5.1	5.3
		biodiesel de palma	0.2	2.4	6.4
Subsector forestal	REDD con uso productivo de la biomasa	generación con biomasa	11.4	35.1	2.4
		co-combustión con leña	0.6	2.4	7.3
		producción de carbón vegetal	9	22.6	19.6
		Total	25.9	84.4	52.3

Fuente: Johnson *et al.* (2010).

DISCUSIÓN GENERAL

La bioenergía representa una alternativa de mitigación de CO₂ que puede crecer siempre que logre una mayor penetración en la matriz energética mundial, lo que depende de los escenarios energéticos basados en bajas emisiones de carbono y de regulaciones económicas favorables. Por ejemplo, El Acuerdo de París establece la descarbonización de los procesos productivos para el 2050, lo que plantea un nicho de oportunidad para la participación de los biocombustibles (junto con las fuentes renovables de energía), ya que, con base en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), sus aplicaciones en la producción de electricidad pueden mitigar de 4.4 a 21 gCO_{2e}MJ⁻¹ (Chum *et al.*, 2011). Como este tipo de estrategias, el amalgamamiento de fuentes alternas de energía puede generar un desplazamiento de emisiones en el sistema energético, lo que, aunado a otras estrategias, permitiría alcanzar las metas de mitigación planteadas para el 2050.

En el contexto de no superar el incremento de 1.5°C de temperatura global para el 2040, la producción de

bioenergía es vital, dado que es la única capaz cubrir aspectos como la sustitución de emisiones de carbono, la captura de CO₂ y, en términos sencillos, el papel de transformar en biológico al CO₂, lo que se logrará solo a través del acompañamiento de tecnologías de transformación eficientes y de cambios de modelos de producción y distribución.

En el contexto mexicano existe una participación interesante por parte de la bioenergía en materia de mitigación del carbono. Los resultados de los estudios de cada uno de los biocombustibles muestran potenciales que pueden llegar a ser reales si superan las barreras que actualmente enfrentan (Cuadro 4). Las cifras del Cuadro 4 destacan la alta capacidad de los tres tipos de biocombustibles para mitigar CO_{2e}, aun cuando hay que recordar que la biomasa (fuente de materia prima) puede generar más de un tipo de biocombustible, lo que es significativo. Al agrupar los biocombustibles en sólidos, líquidos y gaseosos, se observa que el potencial anual de mitigación en Mt CO_{2e} es de 3.2 a 140 para los primeros y, de 16 y 7, respectivamente, para los dos restantes (Cuadro 4).

Cuadro 4. Resumen de la mitigación de CO_{2e} por cada opción de biocombustible en México.

Tipo	Descripción	MtCO _{2e}	Fuente
Sólidos	Biocombustibles sólidos	25	Johnson <i>et al.</i> (2009)
	Leña+Estufa+fNRB+GLP	3.2 a 7.9	Serrano-Medrano <i>et al.</i> (2018)
	Estufas de leña	26	Proyecto Utsil Naj (2019)
	Uso de pellets	17.3	Tauro <i>et al.</i> (2016)
	Residuos agrícolas	57.8 a 140.3	Tauro <i>et al.</i> (2016)
	Estudio MEDEC	84.4	Johnson <i>et al.</i> (2010).
Líquidos	Microalgas	16.2	Chisti (2007)
Gaseosos	Biometano	5 a 7	Eaton (2010)

Para ganar certidumbre a cerca de los biocombustibles, es necesario conocer el papel de la mitigación de CO₂, por medio de análisis tipo el ACV. Se requieren escenarios con mayor precisión sobre los usos combinados de la bioenergía y la tecnología. Además, es imprescindible contar con un inventario, en formato geoespacial, de las áreas de provisión de materia prima y de usuarios potenciales, ya que el uso de los combustibles es diferente en cada ámbito: rural, periurbano, urbano, etc., pero sin dejar de lado las dos líneas esenciales: energéticos limpios para la población rural y, sustitución de combustibles fósiles en la industria a través de energía verde.

Los resultados de los estudios muestran que los mayores avances están en los biocombustibles sólidos, el resto presenta adelantos importantes, pero todavía carecen de información de campo contextualizada para México. Para conocer el papel real de algunos biocombustibles, en materia de emisiones de carbono, hace falta superar las barreras y profundizar en el estudio de la demanda en el mercado energético.

En el sector del transporte, por ejemplo, el uso de biocombustibles líquidos aún se ve frenado por los debates sobre sostenibilidad, la incertidumbre política y las barreras de índole técnico-económicas para la producción de combustibles avanzados. En una condición semejante se encuentran la calefacción y la refrigeración a través de renovables, áreas que continúan rezagadas y no reciben la atención política necesaria, a pesar de las grandes emisiones de GEI que se les asocian. De acuerdo con el REN21 (2018), en términos de consumo la calefacción y la refrigeración representan del 30 al 48% del consumo final de energía, lo que resulta significativo comparado con el transporte

(32%) y la electricidad (20%), argumento suficiente para fomentar el uso de bioenergía y sustitución de emisiones de carbono en estos sectores.

Con respecto al consumo de leña, un catalizador importante para alcanzar las metas en este TEF es el acompañamiento tecnológico para impulsar el reemplazo de los dispositivos tradicionales de cocción tipo FTP y la adopción de estufas de leña. Las reducciones netas pueden alcanzar 22 Gg CO_{2e} durante un escenario de 22 años y una reducción del consumo nacional de leña de 18 a 12 Mt M.S. por año, en el mismo intervalo (Arias *et al.*, 2010; Masera *et al.*, 2012). Aunado a lo anterior, la adopción de estufas de leña, por sí sola, produce co-beneficios vinculados a la salud de los usuarios.

El tema del carbono negro actualmente está en discusión. La producción y uso de los biocombustibles pueden generar este tipo de carbono, con los efectos negativos que conlleva. Sin embargo, su producción se asocia a la ineficiencia de los dispositivos y existe una gran incertidumbre respecto a su estimación a partir de la bioenergía, de tal forma que, en los estudios realizados hasta el momento, se ha excluido. Sin embargo, se reconoce que la bioenergía acompañada de tecnología eficiente desempeña un papel importante en materia de mitigación de emisiones del carbono negro (Molina Center for Strategy Studies in Energy and Environment, 2013).

De acuerdo con Masera *et al.* (2012), intervenir para mejorar la eficiencia de combustión de biomasa en los dispositivos tradicionales, a nivel residencial y de pequeña industria (*i.e.* estufas y hornos de leña), cuenta con un potencial de reducción de carbono negro del 54%, proyectado al año 2030, respecto a los 7



Gg CO_{2e} calculados en la línea base. El escenario para que ocurra la mitigación contempla que una variación mínima en la tendencia del uso de leña y se mantiene constante en 22.5 millones de personas (Serrano-Medrano *et al.*, 2014).

Desde el terreno político, México podrá alcanzar las metas de mitigación para el 2030 y 2050 con la participación de los bioenergéticos en los escenarios donde hay mayor demanda de energía (Islas *et al.*, 2007). Para lograr una verdadera transición energética es necesario diseñar políticas públicas más agresivas y ambiciosas para lograr una mitigación significativa mediante el desarrollo de un marco regulatorio que fomente el uso sustentable de la bioenergía (García *et al.*, 2016).

En síntesis, los distintos estudios demuestran que los bioenergéticos son una opción de mitigación de GEI, pero para lograr grandes impactos se requiere de un escenario político favorable. Por ejemplo, las metas de mitigación nacional contempladas en la Ley General de Cambio Climático plantean una reducción del 30% de las emisiones para el año 2020, respecto a las de 1990 y, un 50%, respecto a las del año 2000 (DOF, 2013); de tal forma que si se incorporan los biocombustibles al sector forestal, se podría mitigar aproximadamente la tercera parte de las emisiones, pero es necesario contar con una política e instrumentos públicos que catalicen las acciones descritas, incluyendo al mecanismo REDD+. Además, es indispensable la alineación de los sectores energético, agropecuario, forestal y los de índole social, donde el uso de energía es un tema transversal, buscando la interacción y la construcción de objetivos comunes que permitan llegar a la meta de mitigación de CO₂.

SIGUIENTES PASOS

Las necesidades generales, respecto a los biocombustibles, que se deben solventar son:

Desarrollar información confiable para fortalecer los instrumentos de política pública que faciliten la incorporación de los biocombustibles a la matriz energética nacional.

Modificar la percepción del consumidor acerca de la oferta de combustibles fósiles abundantes, baratos y modernos, en contraposición con los BCS escasos, caros y atrasados.

Incluir una enmienda en la Ley de Energías Renovables para generar la obligación de la industria para el uso de biocombustibles, a la vez se favorezca

la generación y emisión de Certificados de Energía Térmica Limpia (CETEL).

Hacer la mención explícita de las fuentes de biocombustibles en la Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos.

Impulsar, desde un punto de vista fiscal, el consumo de biocombustibles, comenzando por BCS para usos térmicos.

Establecer criterios e indicadores de sustentabilidad específicos para la cadena logística de producción de biocombustibles.

Finalmente, se debe buscar la promoción de certificados azules de eficiencia que puedan combinarse con los certificados verdes y los bonos de carbono, para catalizar la penetración de la bioenergía engarzada con la tecnología. Este tipo de reforzamiento es determinante para fortalecer el papel de los biocombustibles en la matriz energética nacional y para cumplir con los compromisos de disminución de emisiones de GEI.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La producción de biocombustibles está estrechamente ligada al Sector de Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo y tiene conexiones directas con el sector energía, por lo que las rutas del carbono son multidimensionales para estos sectores. Por lo tanto, las opciones de mitigación de CO₂ deberían constituirse con fuertes componentes socioambientales.

La articulación de las opciones para reducir las emisiones de GEI mediante los bioenergéticos, debe contribuir al desarrollo sustentable, cualquiera que sea su definición a nivel local o regional. Debe incluir principios y criterios que no contravengan la seguridad alimentaria, la alteración de la cobertura del suelo, la conservación de la biodiversidad, etc. El manejo sustentable debe encontrar un balance entre la biomasa para la producción de bioenergía y la biomasa para el almacenamiento y captura de carbono, tanto para el sector agrícola, como para el forestal.

La producción de biocombustibles debe basarse en el análisis del ciclo de vida para garantizar que las emisiones de CO₂ en las diferentes etapas del proceso de producción sean menores, en el balance final, que las derivadas del procesamiento de los combustibles fósiles.

Los escenarios del uso de biocombustibles en el mediano plazo establecen que los BCS son los que tienen una mayor oportunidad de penetración en

el mercado nacional, sobre todo la leña y el carbón en el sector residencial; mientras que en la pequeña y mediana industria son los BCS procesados de segunda y tercera generación, los que tienen mayor oportunidad. En ambos casos, la tendencia indica que su uso será combinado con el gas LP y natural. En lo que respecta a los biocombustibles líquidos y gaseosos, aún se requiere de investigación, especialmente en los avanzados, en cuyo caso aún se trabaja para garantizar que los balances de carbono y energía sean positivos.

LITERATURA CITADA

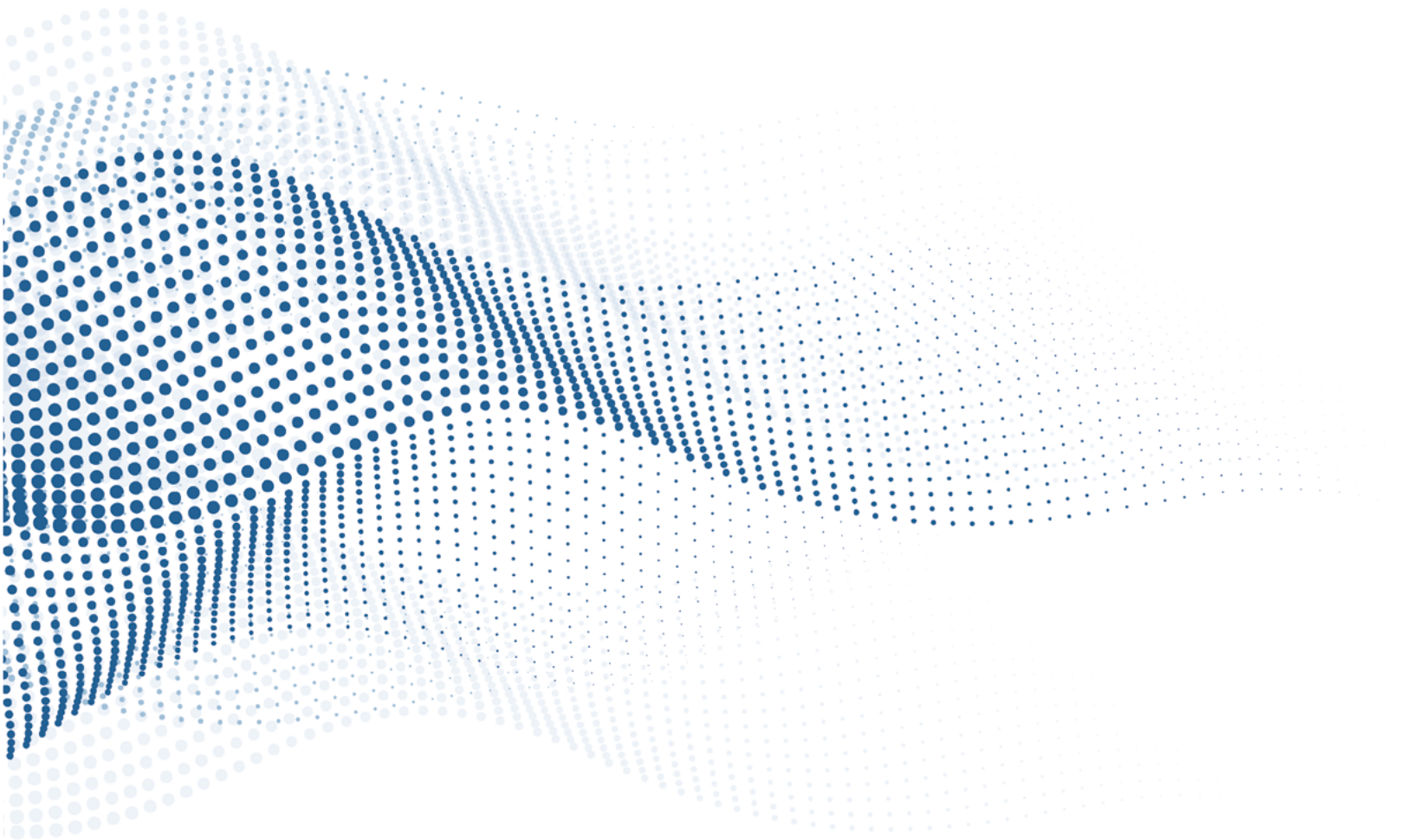
- Arias, C. T. 2018. Situación actual y escenarios para el desarrollo de biocombustibles sólidos en México hacia 2024 y 2030. REMBIO/RTB. México.
- Arias, T., E. Riegelhaupt, R. Martínez Bravo and O. Masera Cerutti. 2010. Wood fuel development and climate change mitigation in Mexico. *In*: FAO. Woodfuels and Climate Change Mitigation. Case Studies from Brazil, India and Mexico. Forests and Climate Change Working Paper 6. Rome, Italy.
- Arvizu, D., T. Bruckner, H. Chum, O. Edenhofer, S. Estefen, A. Faaij, M. Fishedick, G. Hansen, G. Hiriart, O. Hohmeyer, K. G. T. Hollands, J. Huckerby, S. Kadner, Å. Killingtveit, A. Kumar, A. Lewis, O. Lucon, P. Matschoss, L. Maurice, M. Mirza, C. Mitchell, W. Moomaw, J. Moreira, L. J. Nilsson, J. Nyboer, R. Pichs-Madruga, J. Sathaye, J. Sawin, R. Schaeffer, T. Schei, S. Schlömer, K. Seyboth, R. Sims, G. Sinden, Y. Sokona, C. von Stechow, J. Steckel, A. Verbruggen, R. Wiser, F. Yamba and T. Zwickel, 2011: Technical Summary. *In*: O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer and C. von Stechow (eds.). IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Assessment, M. E. 2005. Millennium Ecosystem Assessment (MA). Synthesis, Island Press, Washington DC.
- Ayala-Mendivil, N. y G. Sandoval. 2018. Bioenergía a partir de residuos forestales y de madera. Madera y Bosques doi:10.21829/myb.2018.2401877 24.
- Berrueta, V., R. Edwards and O. Masera. 2008. Energy performance of wood-burning cooks stoves in Michoacan, Mexico. *Renewable Energy* 33:859-870.
- Buitrón, G., J. Camarillo, F. Alatríste y E. Razo. 2016. Biocombustibles gaseosos. pp. 55-63. En: García-Bustamante, C. y O. Masera. Estado del arte de la Bioenergía en México. Red Temática de Bioenergía (RTB), CONACYT, Imagia comunicación. México.
- Chapela, F. 2012. Estado de los Bosques en México. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sustentable. México, DF.
- Chisti, Y. 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances* 25:294-306.
- Chum, H., A. Faaij, J. Moreira, G. Berndes, P. Dhamija, H. Dong, B. Gabrielle, A. Goss Eng, W. Lucht, M. Mapako, O. Masera Cerutti, T. McIntyre, T. Minowa and K. Pingoud. 2011: Bioenergy. *In*: O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer and C. von Stechow (eds). IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Comisión Europea. 2015. Harmonized greenhouse gas (GHG) emissions calculations for electricity, heat and cooling from biomass throughout the European Union (BioGraceII). <http://biograce.net/app/webroot/biograce2/>
- Costa, J. A. V., G.A. Linde, D. I. P. Atala, G.M. Mibielli and R. T. Krüger. 2000. Modelling of growth conditions for cyanobacterium *Spirulina platensis* in microcosms. *WorldJournal of Microbiology and Biotechnology* 16:15-18.
- de Jong, B., O. Masera, M. Olguín and R. Martínez. 2007. Greenhouse gas mitigation potential of combining forest management and bioenergy substitution: A case of study from central highlands of Michoacan Mexico. *Forest Ecology and Management* 242:398-411.
- Díaz, R., V. Berrueta y O. Masera. 2011. Estufas de leña. Cuadernos Temáticos sobre Bioenergía. REMBIO A.C. México.
- DOF. 2013. Diario Oficial de la Federación. 30 de mayo 2013. SEGOB. México, DF.
- Eaton, A. 2010. Mexico biodigester development program sustainable agriculture, renewable energy and emissions reduction in the Lerma-Chapala watershed. International Renewable Resources Institute.
- ECOFYS. 2016. Diagnóstico de la situación actual del biodiésel en México y escenarios para su aprovechamiento. ECOFYS, REMBIO / Banco Interamericano de Desarrollo / Secretaría de Energía.
- FAO. 2018. El estado de los Bosques del Mundo 2018. Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible. Roma. Licencia: CC BY-NC_SA 3.0 IGO.
- Franchino, M., V. Tigini, G.C. Varese, R. Mussat Sartor and F. Bona. 2016. Microalgae treatment removes nutrients and reduces ecotoxicity of diluted piggery digestate. *Science of The Total Environment* 569:40-45.
- Fuentes, A. y R. Martínez-Bravo. 2018. Análisis de ciclo de vida de la producción de biodiesel incorporando el cambio de uso de suelo. RTB/REMBIO. Morelos, México.
- Fuentes, A., C. García, A. Hennecke and O. Masera. 2018. Life cycle assessment of *Jatropha curcas* biodiesel production: a case study in Mexico. *Clean Technologies and Environmental Policy* 20:1721-1733.



- García, C., E. Riegelhaupt y O. Masera. 2016. Introducción. pp.9-14. En: C. García-Bustamante y O. Masera. Estado del Arte de la Bioenergía en México. Red Temática de Bioenergía (RTB) del Conacyt. Imagia comunicación. México.
- García-Bustamante, C y O. Masera. 2016. Estado del Arte de la Bioenergía en México. Red Temática de Bioenergía (RTB) del Conacyt. Imagia comunicación. México.
- Hagberg, L., E. Särholm, J. Gode, T. Ekvall, T. Rydberg. 2009. LCA calculations on Swedish wood pellet production chains. Swedish Environmental Research Institute. IVL Report B1873. Stockholm Sweden.
- Hautala, K. 2013. Using algae to lock away greenhouse gas. <http://phys.org/news/2013-10-algae-greenhouse-gas.html>.
- Hiloidhari, M., D. Das and D. C. Baruah. 2014. Bioenergy potential from crops residue biomass in India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 32:504-512.
- IEA. 2008. From 1st to 2nd Generation Bio Fuel Technologies: An overview of current industry and RD&D activities, (November) 124 p.
- IEA. 2017. Energy Access Outlook 2017: From poverty to prosperity. World Energy Outlook Special Report. International Energy Agency. www.iea.org/publications/freepublications/publication/WEO2017SpecialReport_EnergyAccessOutlook.pdf.
- IEA. 2012. Technology Roadmap. Bioenergy for heat and power. Paris: International Energy Agency.
- INECC. 2014. Factores de emisión para para los diferentes tipos de combustibles fósiles y alternativos que se consumen en México. Informe. INECC/IMP, México.
- IPCC. 2012. Renewable energy sources and climate change mitigation. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA 1075 p.
- IPCC. 2014. Resumen para responsables de políticas. En: O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel y J. C. Minx (eds.). Cambio climático 2014: Mitigación del cambio climático. Contribución del Grupo de trabajo III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América.
- IRENA. 2015. Renewable energy prospects: Mexico, REmap 2030 analysis Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency.
- Islas, J., F. Manzini and O. Masera. 2007. A prospective study of bioenergy use in Mexico. *Energy* 32:2306-2320.
- Johnson, T. M., C. Alatorre, Z. Romo and F. Liu. 2009. Mexico: Estudio sobre la disminución de emisiones de carbono. The World Bank.
- Lam, M. K. and K. T. Lee. 2013. Effect of carbon source towards the growth of *Chlorella vulgaris* for CO₂ bio-mitigation and biodiesel production. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 14:169-176.
- Lee, J. S., D. K. Kim, J. P. Lee, S. C. Park, J. H. Koh, H. S. Cho and S. W. Kim. 2002. Effects of SO₂ and NO on growth of *Chlorella sp.* KR-1. *Bioresource Technology* 82:1-4.
- Lozano-García, D. F., S. P. Cuellar-Bermúdez, E. del Rio-Hinojosa, F. Betancourt, G. S. Alemán-Nava and R. Parra-Saldívar. 2019. Potential land microalgae cultivation in Mexico: From food production to biofuels. *Algal Research* doi:10.1016/j.algal.2019.101459.
- Masera O., A. D. Cerón and B. Ordoñez. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6:291-312.
- Masera, O. (Coord.). 2006. La Bioenergía en México, un catalizador del desarrollo sustentable. REMBIO-Mundi prensa. México.
- Masera, O. R., M. J. Ordóñez and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35:265-295.
- Masera, O., R. Ballis, R. Drigo, A. Ghilardi and I. Ruiz-Mercado. 2015. Environmental burden of traditional bioenergy use. *Annual Review on Environmental Resources* 40:21-50.
- Masera, O., V. Berrueta, C. García B., M. Serrano M. y R. Martínez. 2012. Escenarios de Mitigación de gases efecto invernadero, carbono negro y otros forzadores climáticos de vida corta, mediante el uso de biocombustibles sólidos. GIRA/UNAM/INE.
- Metting, F. B. 1996. Biodiversity and application of microalgae. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 17:477-489.
- Molina Center for Strategy Studies in Energy and Environment. 2013. Apoyo a la iniciativa de planificación nacional sobre contaminantes climáticos de vida corta en México. Reporte Final. INECC. México.
- Møller, L. R., T. De López and M. Z. Romero. 2010. Pathways for implementing REDD+: Experiences from carbon markets and communities. In: Zhu, X. (ed.). United Nations Environment Programme (UNEP). Denmark.
- Navár, C. J. 2011. The spatial aboveground biomass in tropical forests of Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 13:149-158.
- NCASI. 2010. Biomass carbon neutrality in the context of forest-based fuels and products. National Council for Air and Stream Improvement. NC. USA.
- Negoro, M., N. Shioji, K. Miyamoto, K and Y. Micira. 1991. Growth of microalgae in high CO₂ gas and effects of SO_x and NO_x. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 28-29:877-886.
- Oilgae. 2010. Comprehensive oilgae report Energy from Algae: Products, market, processes & strategies. Oilgae. India, 667p.

- Ratha, S. K. and R. Prasanna. 2012. Bioprospecting microalgae as potential sources of “Green Energy”—challenges and perspectives (Review). *Applied Biochemistry and Microbiology* 48:109–125.
- REMBIO. 2011. La Bioenergía en México, Situación Actual y Perspectivas. Red Mexicana de Bioenergía, A.C. México.
- REN21. 2018. Renewables 2018 Global status Report (GSR). IRENA, IEA, PNUMA. París.
- Reyes-Muro, L., T. C. Camacho-Villa y F. Guevara-Hernández (Coord.). 2013. Rastrojos: Manejo, Uso y Mercado en el Centro y Sur de México. Cuaderno técnico. México.
- Riegelhaupt, E. 2016. Biocombustibles sólidos. En: García-Bustamante, C., O. Masera. Estado del Arte de la Bioenergía en México. Red Temática de Bioenergía (RTB) del Conacyt. Imagia comunicación. México. pp. 23-33.
- Rios, M. and M. Kaltschmitt. 2013. Bioenergy potential in Mexico – status and perspectives on a high spatial distribution. *Biomass Conversion and Refinery* 3:239-254.
- Sandoval, G. 2010. Biocombustibles avanzados en México, Estado actual y perspectivas. Cuadernos Temáticos sobre Bioenergía. REMBIO, A.C., México.
- Schlamadinger, B., M. Grubb, C. Azar, A. Bauen and G. Berndes. 2001. Carbon sinks and the CDM: could a bioenergy linkage offer a constructive compromise? *Climate Policy* 1:411-417.
- SEMARNAT e INECC. 2018. México Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2015. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. México.
- SENER. 2008. Ley de Promoción y Desarrollo de los bioenergéticos. Secretaría de Energía. http://www.sener.gob.mx/webSener/res/Acerca_de/SENER01022008.pdf.
- SENER. 2010. Balance Nacional de Energía. Secretaría de Energía, México. D.F.
- SENER. 2014. Balance Nacional de Energía 2013. SENER. México.
- SENER. 2017. Balance Nacional de Energía 2016. SENER. México.
- Serrano-Medrano, M., C. García-Bustamante, V. M. Berrueta, R. Martínez-Bravo, V.M. Ruíz-García, A. Ghilardi and O. Masera. 2018. Promoting LPG, clean wood burning cook stoves or both? Climate change mitigation implications of integrated household energy transition scenarios in rural Mexico. *Environmental Research Letters* doi:10.1088/1748-9326/aad5b8.
- Serrano-Medrano, M., T. Arias-Chalico, A. Ghilardi and O. Masera. 2014. Spatial and temporal projection of fuelwood and charcoal consumption in Mexico. *Energy for Sustainable Development* 19:39-46.
- Sjölje, H. K. and B. Solberg. 2011. Greenhouse gas emission impacts of use of Norwegian wood pellets: a sensitivity analysis. *Environmental Science and Policy* 14:1028-1040.
- Skjånes, K., P. Lindblad and J. Muller. 2007. BioCO₂ - a multidisciplinary, biological approach using solar energy to capture CO₂ while producing H₂ and high value products. *Biomolecular Engineering* 24:405–13.
- Song, D., J. Fu and D. Shi. 2008. Exploitation of Oil-bearing Microalgae for Biodiesel. *Chinese Journal of Biotechnology* 24:341–348.
- Spolaore, P., C. Joannis-Cassan, E. Duran and A. Isambert. 2006. Commercial applications of microalgae. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 101:87–96.
- Suresh-Kumar, K., H. H. Dahms, E. J. Won, J. S. Lee and K. H. Shin. 2014. Microalgae - A promising tool for heavy metal remediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 113C:329–352.
- Tauro, R., A. Ghilardi, C. García y O. Masera. Recursos biomásicos. pp. 15-22. En: García-Bustamante, C. y O. Masera. 2016. Estado del Arte de la Bioenergía en México. Red Temática de Bioenergía (RTB) del Conacyt. Imagia comunicación. México.
- Torres-Rojo, J. M. 2004. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020: Informe Nacional México. FAO. Roma, Italia.
- Tredici, M. R. 2010. Photobiology of microalgae mass cultures: understanding the tools for the next green revolution. *Biofuels* 1:143–162.
- Valdez-Vazquez, I., J. A. Acevedo-Benítez and C. Hernández-Santiago. 2010. Distribution and potential of bioenergy resources from agricultural activities in Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14:2147-2153.
- Wang, C., X. Yu, H. Lv and J. Jang. 2013. Nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater by the green alga *Chlorella sp.* *Journal of Environmental Biology* 34:421-425.
- Wu, Z., Y. Zhu, W. Huang, C. Zhang, T. Li, Y. Zhang and A. Li. 2012. Evaluation of flocculation induced by pH increase for harvesting microalgae and reuse of flocculated medium. *Biore-source Technology* 110:496-502.

DIMENSIÓN SOCIAL



Capítulo 27

DIMENSIÓN SOCIAL EN ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

Coordinadora

María Esther Cruz-Colín¹

Colaboradores

**Víctor Arturo Ricárdez-García², Luis Malpica-Cruz³, Laura Rodríguez-Cardozo³,
Andrés Cisneros-Montemayor⁴, José Alberto Zepeda¹, Vanesa García-Searcy⁵**

¹ Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

² Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos, Puerto Peñasco, Sonora, México.

³ Cátedras Conacyt-Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

⁴ Fisheries Economics Research Unit, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada.

⁵ Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

INTRODUCCIÓN

El carbono sigue un ciclo natural entre la tierra, la atmósfera y el mar. Sin embargo, las actividades humanas, relacionadas en su mayoría con las formas de producción y estilos de vida capitalistas altamente dependientes de la quema de combustibles fósiles han producido tal cantidad de este elemento, que su ciclo se ha desequilibrado. Esto ha ocurrido a pesar de que los organismos (microalgas, bosques, pastizales, entre otros) por medio de la respiración y fotosíntesis, lo almacenan en enormes cantidades y liberan solo una parte en forma de dióxido de carbono (CO₂). En ecosistemas marinos y costeros, los pastos, las algas y las bacterias realizan esta misma función durante su desarrollo. En ese sentido se afirma que los océanos y los lagos actúan como sumideros naturales de carbono en escalas de tiempo medias y largas (Kempe, 1984; Stepanenko *et al.*, 2016).

Parte del CO₂ que se libera en estos ecosistemas se disuelve en el agua, por medio de la precipitación física y biológica del carbono; a través de la sedimentación, la respiración, la descomposición de organismos, la difusión hacia y desde los océanos; la fotosíntesis y el vulcanismo. Sin embargo, desde la revolución industrial (1760-1840), el aumento en el uso de combustibles fósiles (carbón, gas, petróleo) ha ocasionado una

acumulación excedente en la atmósfera, que los bosques y los océanos ya no pueden descomponer (Prentice *et al.*, 2001). En consecuencia, el efecto invernadero se ha intensificado (Lal *et al.*, 1998) y el pH de los mares ha disminuido (Orr *et al.*, 2005; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Doney *et al.*, 2009).

Al ser regulador del clima global, los cambios en el ciclo del carbono y el incremento en la temperatura superficial del océano, se refleja como cambio climático del planeta. Condición que preocupa a las naciones desde finales de la década de 1970. México es signatario de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático en 1991 (SEMARNAT, 1014) y de tal forma hoy en día es responsabilidad del gobierno federal encarar el cambio climático. Esta voluntad se expresa en marcos legales e institucionales robustos con la aptitud para regular las actividades de diferentes sectores (energía, transporte, manejo de residuos, entre otros) y sistemas productivos (recursos hídricos, ganadería, silvicultura, pesca) que generan grandes cantidades de Gases de Efecto Invernadero (GEI). En ese sentido, es notable el conocimiento de los aspectos naturales que propician el cambio climático y de su dimensión social, no obstante, aún es necesario ahondar en las implicaciones del cambio climático al desarrollo de los sistemas productivos y sectores socioeconómicos de México; así como identificar los actores sociales



clave y las acciones, que en el corto, mediano y largo plazo, deban implementarse para encarar el cambio climático.

El presente capítulo describe las implicaciones del cambio en el ciclo del carbono en el desarrollo de actividades humanas en zonas costeras y marinas de México y apunta a los actores sociales-clave que, en este contexto puedan contribuir con acciones de mitigación, adaptación y resiliencia al cambio climático. Esta revisión busca sentar las bases para definir las necesidades de investigación a corto, mediano y largo plazo ante la crisis socioambiental que inevitablemente atravesará México en los próximos años.

BASES PARA LOS ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

Contexto internacional

Alrededor de la década de 1970 las fuertes presiones sobre los recursos naturales y servicios ecosistémicos expusieron la necesidad de integrar políticas ambientales y económicas para el desarrollo sostenible con una perspectiva global, pero con base en el conocimiento de los ecosistemas y características culturales, más relevantes a nivel local. En este contexto, la gestión ambiental se ha descentralizado y transformado en un sistema integral y multisectorial, que reconoce cada vez más, la importancia de la participación de la sociedad civil (Sepúlveda-Marqués, 2014).

La transición, principalmente ideológica y política, entre un modelo de desarrollo económico con fundamentos en la explotación de recursos y fuentes no renovables de energía, a otro modelo que exhorta al aprovechamiento responsable y sustentable de recursos y fuentes de energía limpias, ocurre desde las últimas tres décadas del siglo XX a nivel internacional. Esta transición da lugar a la construcción de marcos legales e institucionales en contextos nacionales que, a su vez, propician la estructuración de campos, en el sentido sociológico del término, para la gestión ambiental. En ese marco, las instituciones públicas y académicas, las organizaciones civiles, propietarios y usuarios de un acervo común de recursos debaten, en la teoría y en la práctica, respecto a las formas de conservación y aprovechamiento para el desarrollo a nivel local y regional.

La Declaración de Estocolmo, en el año de 1972, incluyó por vez primera la dimensión ambiental en la agenda política internacional (ONU, 1972; De Rojas Martínez-Parets, 2009) y dio lugar a la Convención

Marco de la Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC), que se realiza anualmente desde 1985. Dos años después el Informe Brundtland de la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y el Desarrollo, planteó el desarrollo sostenible como un modelo alternativo al crecimiento económico de todos los países (Bermejo-Gómez de Segura, 2014), el cual se validó en 1992 por medio de la Declaración de Río, en el marco de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, en donde se abordó la relevancia de los servicios ambientales en, al menos, tres dimensiones: combate al cambio climático, conservación de la biodiversidad y, prevención de la degradación ambiental y la desertificación del suelo (Perevochtchikova y Ochoa-Tamayo, 2012).

En el mismo sentido, el Acuerdo de París reconoció en el año 2015 la importancia de mantener un enfoque de género, incluyente de las comunidades rurales, urbanas e indígenas y, por ende, de los saberes tradicionales; de considerar los conocimientos y prácticas de científicos y académicos, así como de tomadores de decisión para reducir la vulnerabilidad del sistema socioambiental y, simultáneamente, aumentar y fortalecer las capacidades de adaptación y resiliencia (ONU, 2015).

Por influencia del Programa El Hombre y la Biósfera de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 1973) y, por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano, que tuvo lugar en Estocolmo en 1972, la problemática ambiental irrumpió nuevamente en la política mexicana en una época en la cual, el manejo de recursos se dispersaba en distintas instituciones, los marcos normativos eran débiles y la conservación de la biodiversidad era un tema limitado a la academia. Sin embargo, hoy en día, los marcos legales e institucionales que brindan soporte a la estructuración de dichos campos sociales son más robustos y flexibles, aunque todavía limitados y, fomentan la vinculación de múltiples actores que, en principio, comprenden y experimentan de forma diferenciada la gestión ambiental para el desarrollo, así como los impactos y las estrategias para combatir el cambio climático.

Mares y costas de México

La superficie de la zona económica exclusiva del país (2 715 012 km²), incluida la del mar territorial (231 813 km²), es más extensa que la superficie continental de México (1 959 248 km²), ver Caja 1. De acuerdo con esto, tres quintas partes del territorio nacional están

constituidas por zona marina, 17 estados cuentan con apertura al mar, lo que representa el 56% del territorio nacional, donde 153 municipios presentan frente litoral y constituyen aproximadamente el 21% de la superficie continental del país. La longitud de la costa, sin contar la correspondiente a las islas, es de 11 122 km. En el litoral Pacífico y Golfo de California se tienen 7 828 km y 3 294 km en el Golfo de México y Mar Caribe (CIMARES, 2011). Debido a su ubicación geográfica y evolución geológica, el litoral de México presenta una gran diversidad de ambientes climáticos, oceanográficos y sedimentarios, lo que origina una extraordinaria biodiversidad de ambientes marinos y costeros (Tovilla *et al.*, 2009). La privilegiada ubicación geográfica de México lo posiciona de manera estratégica entre los dos océanos más grandes del planeta, resguardando una gran riqueza natural que debe conservarse (uso racional), para permitir el bienestar de sus poblaciones presentes y futuras, tal como lo sugieren los Principios de la Economía Azul sostenible (EC y WWF, 2018).

Demográficamente, las costas de indican un desplazamiento de las poblaciones humanas hacia las zonas costeras (Alcalá, 2012). En el año 2010 la

población de los estados costeros mexicanos fue de 51 900 847 habitantes, 4.5 millones más que en el año 2005 y 7.25 millones más que en el 2000; se estima que para el año 2030 aumente a más de 55 millones (CONAPO, 2006). Al igual que a nivel global, esta dinámica poblacional sigue las tendencias mundiales en el alza de la demanda por bienes y servicios, además de que registran las tasas de crecimiento poblacional más altas y, consecuentemente, proyectos de mayor alcance (Agenda Ambiental, 2018).

A pesar de contar con más de once mil kilómetros de costa, México no se considera por sus habitantes como un país costero (Zavala-González, 2007). Sin embargo, es un país con enormes recursos costeros y marinos, que cada vez más estarán sujetos a presiones de desarrollo lo cual afectará la capacidad de estos sistemas de proveer los servicios ecosistémicos que ha proporcionado de manera histórica. Bajo las condiciones de las alteraciones climáticas que se han estimado para los próximos años es de esperarse que esto solo agrave el panorama si no se hacen acciones que mitiguen los potenciales impactos.

Caja 1. Mar territorial y zona económica exclusiva

La Figura C1.1 muestra la delimitación del mar territorial y la zona económica exclusiva de México.



Figura C1.1. Mar territorial y la zona económica exclusiva de México.



Desarrollo, bienestar y políticas pesqueras

El presidente Adolfo Ruiz Cortines (1952-1958) puso en marcha el Programa de Progreso Marítimo al que llamó *Marcha al Mar*, con el objetivo de llevar a las zonas costeras los excedentes de la población del altiplano y lograr un aprovechamiento sustentable de los recursos marinos, además de que comprendía la creación y mejoramiento de 70 puertos, para hacerlos turísticos, pesqueros y de cabotaje. Hubo entonces un despegue de las cooperativas pesqueras, se creó la Comisión Nacional de Pesca, se privilegió la investigación y llegó el auge de escuelas como los Centros Tecnológicos del Mar y las Técnicas Pesqueras. Como ocurre con los planes sexenales, esa marcha se detuvo y entró en una especie de letargo por el cual, actualmente, se continúa como *país de espaldas al mar*, con una economía marina sin explotar y sin fortalecimiento del desarrollo social de los 17 estados costeros.

Las políticas pesqueras en México están llenas de contradicciones y aciertos (Alcalá, 2003), donde la visión centralista del Estado prevalece con su modelo de desarrollo (crecimiento económico), en contraste con el *bienestar* de los pescadores (Alcalá, 1999, 2003). La visión desarrollo *versus* bienestar, más el conflicto entre la pesca artesanal y la pesca industrial e inversionistas, junto con el papel del Estado y sus políticas, mantienen al sector pesquero rezagado, condición latente en América latina y México (Alcalá, 2011a).

Los pescadores artesanales son actores sociales principales, por lo que es necesario su estudio en relación con las formas de organización, relaciones con el medio ambiente, prácticas políticas y condiciones económicas (Alcalá, 2011a, b). La actividad pesquera artesanal ha estado sujeta a diferentes presiones en el transcurso de los años, incluyendo el cambio climático, por lo que otras actividades la han desplazado (Espinoza-Tenorio y Mendoza-Carranza, 2015; Beltrán-Flores, 2016); tal es el caso de la industria maquilera, la agricultura y el turismo; o entra en conflicto con la extracción de hidrocarburos (*i.e.* PEMEX) (Espinoza-Tenorio, 2016; Saavedra-Gallo y Valencia-García, 2017) y los problemas de derrames petroleros.

Estrategias en México ante el cambio climático en la zona marina y costera

Desde que los científicos se dieron cuenta de las variaciones del clima se creó el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) en 1988, para analizar y evaluar la información científica disponible. En ese panel, las naciones comenzaron a establecer acuerdos para monitorear las emisiones de GEI y aplicar estrategias para disminuir las emisiones. Tres años después, México firmó como integrante de la CMNUCC, en 1991. Después de un largo proceso interno intersecretarial y la creación del Proyecto de Reducción de Emisiones y Captura de Gases Efecto Invernadero en el 2004, México constituyó, en 2005, la Comisión Intersecretarial del Cambio Climático (CICC), formada por 11 secretarías de estado, la Secretaría de Turismo y el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), a quienes llaman *invitados*, además de siete grupos de trabajo activos. La CICC se creó como instrumento político para establecer acciones, estrategias y políticas ante el cambio climático. No fue hasta el 2013 que en el país se estableció la Ley General de Cambio Climático (LGCC) y el Instituto Nacional de Ecología, órgano descentralizado de la SEMARNAP, adoptó el planteamiento de estrategias ante el cambio climático, cambiando su nombre a Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), ver Caja 2. Después de la Tercera Comunicación Nacional ante la CMNUCC se publicó el Programa Especial de Cambio Climático (PECC), que se incluyó en el Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018. En dicho programa se integran acciones en cuatro divisiones: mitigación, adaptación, política transversal y visión a largo plazo. De las 294 metas del PECC, 53 están asociadas a reducciones de GEI (metas de mitigación), las demás corresponden a las metas de adaptación, metas de política transversal y, metas que aportan de forma indirecta a la capacidad futura de mitigación. Las acciones de adaptación se refieren a la reducción de la vulnerabilidad y los riesgos de los efectos del cambio climático en los sistemas humanos y naturales, en actividades productivas y en infraestructura. Los sistemas humanos incluyen todo lo que tiene que ver con la gestión integral de riesgo: el Sistema Nacional de Protección Civil, reducción de la vulnerabilidad, población expuesta a riesgo, salud pública, entre otros. Los sistemas naturales incluyen los recursos hídricos, calidad de agua y observaciones meteorológicas; agricultura, ganadería, silvicultura y pesca; ecosistemas terrestres, aguas continentales, costeras y marinas y, vida silvestre.

Caja 2. Línea de tiempo de las estrategias en materia de pesca implementadas por México ante el cambio climático

Desde que se formó la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático pasaron 12 años, Figura C2.1, para que el INAPESCA considerara en la Carta Nacional Pesquera del 2017, información sobre los efectos del cambio climático en la distribución y abundancia de las especies de importancia comercial.

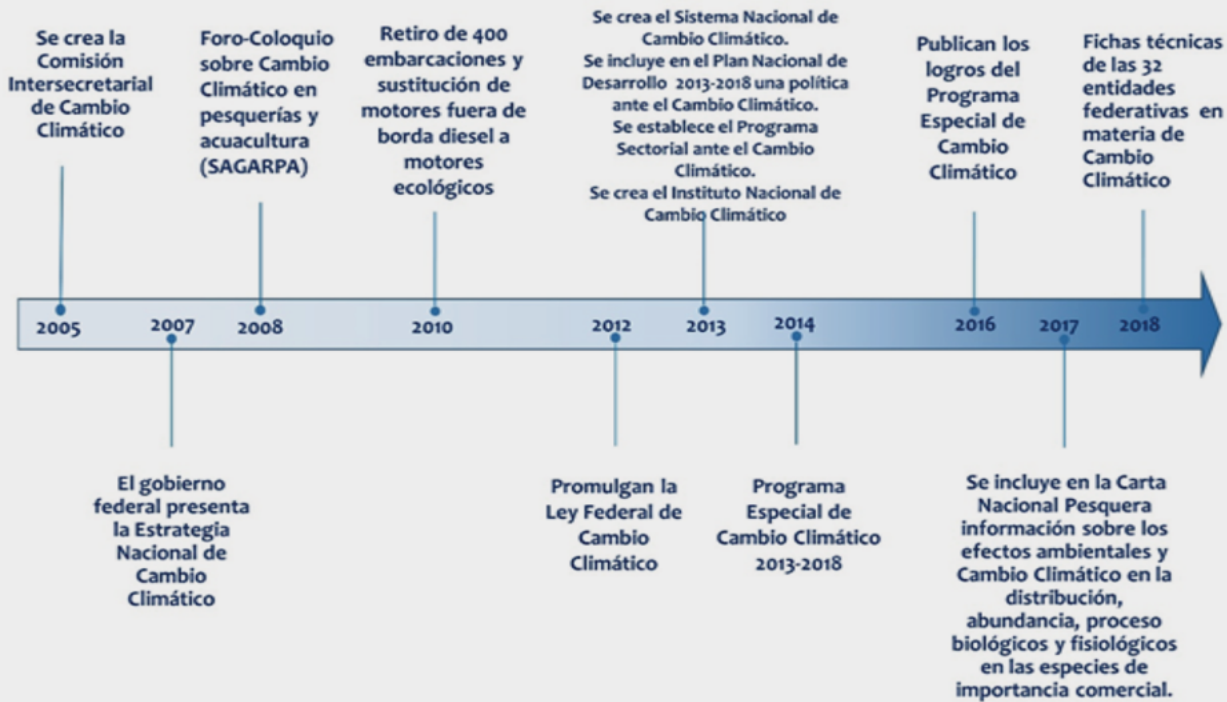


Figura C2.1. Se muestran los instrumentos políticos ante el cambio climático implementados en México a partir del 2005, así como las estrategias en materia de Pesca.

Fuente: Adaptación de SEMARNAT, 2014.

El Programa Mexicano de Carbono introdujo la componente marina en sus estudios del ciclo de carbono y sus efectos en el océano, uno de sus principales objetivos en el área de dimensión social, es entender las determinantes y consecuencias sociales de los cambios en los vínculos entre el ciclo del carbono, el sistema climático y la sociedad. Mucho se ha avanzado en la dimensión social terrestre, sin embargo, la dimensión social marina y costera requiere de una pronta atención para conocer las percepciones y respuestas sociales para empezar a integrar propuestas de adaptación ante el cambio climático de los mares en México.

SECTORES Y ELEMENTOS CONSTITUTIVOS DE LA DIMENSIÓN SOCIAL

Pesca

Los océanos son sistemas complejos, cuya dinámica la dictan las condiciones locales y regionales, en combinación con las globales. Los mares mexicanos tienen una fuerte influencia de las escalas de variación térmica: interanual, decadal y una de largo plazo. La interanual está relacionada con los eventos El Niño/La Niña; la decadal, como la Oscilación Decadal del



Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), presenta una periodicidad 15 a 20 años, cuyos cambios de temperatura tienen impacto en el clima de Norteamérica porque alteran el patrón de vientos, particularmente la ubicación de la corriente de chorro y de las tormentas (Trenberth y Hurrell, 1994). La oscilación multidecadal, con variaciones de 20 a 40 años, se presenta en la mayor parte del océano comprendida entre Groenlandia y el ecuador e, incluso, puede afectar el Pacífico norte; ésta, influye en la temperatura del aire y la precipitación de gran parte de Norteamérica y Europa, por lo cual se asocia con la frecuencia de las sequías y la intensidad de los huracanes (Jiménez-Quiroz, 2015). El concepto actual de cambio climático se compone, básicamente, de la integración de la variación natural del ambiente y la tendencia monotónica al alza de origen antropogénico (calentamiento global). Las consecuencias de este fenómeno en los ambientes marinos son de alcances aún poco comprendidos; sin embargo, sus efectos comienzan a notarse en distintos campos: aumento del nivel del mar, cambios en las corrientes marinas, acidificación de los océanos y desplazamiento de las áreas de distribución de las especies.

La producción pesquera y los ecosistemas costeros y marinos, se encuentran dentro de las acciones de adaptación de la estructura del PECC y otros instrumentos de política pública, en donde asignan como entidad responsable a la Comisión Nacional de Pesca (CONAPESCA), órgano administrativo desconcentrado de la Secretaría de Desarrollo Rural (SADER), antes SAGARPA. Después que el gobierno federal presentó la Estrategia Nacional de Cambio Climático en 2007, se realizó un Foro-Coloquio sobre Cambio Climático en Pesquerías y Acuicultura en 2008. Durante este se reunieron autoridades de Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) para establecer 60 elementos para la agenda de investigación, en los que destacan como prioritarios: gestionar y establecer un fondo de financiamiento a la investigación en cambio climático para pesca y acuicultura, diseñar un marco legal y estructuras administrativas apropiadas y dinámicas que permitan elaborar estrategias de adaptación al cambio climático, comunicar e interactuar entre los sectores académicos y gubernamentales con los actores de la pesca y acuicultura sobre cambio climático. En dicho evento los expertos expresaron los principales problemas del cambio climático en la pesca y acuicultura, como son: modificación de la distribución y fisiología de las especies, alteración de las cadenas tróficas, riesgos de introducción de especies invasoras y enfermedades,

cambios en la abundancia, reproducción, el reclutamiento de las especies y de la productividad de los ecosistemas marinos, con énfasis en su efecto sobre el esfuerzo de pesca (INAPESCA-INE, 2008). Sin embargo, el INAPESCA y la CONAPESCA no avanzaron en este proceso, ya que la tarea quedó a cargo del INECC. No fue hasta el 2017 que en la Carta Nacional Pesquera (CNP) se incluyeron aspectos sobre el efecto de los factores ambientales y el cambio climático en la distribución, abundancia y procesos biológicos y fisiológicos relevantes para el manejo y la administración en algunos de los recursos pesqueros (DOF, 2018).

La CNP de 2017 resalta que la principal afectación del cambio climático en la actividad pesquera, se relaciona con la modificación en la distribución de las especies objetivo y la funcionalidad de los ecosistemas en que éstas se distribuyen, ver Caja 3. Los cambios en la distribución pueden implicar la presencia o desaparición de especies de sus zonas tradicionales y, también, la disminución o el aumento en ellas. Peces, moluscos y crustáceos se desplazan en la búsqueda de aguas más frías o más cálidas y esto puede deberse principalmente a dos razones: el primero estrictamente metabólico, su organismo es incapaz de tolerar estas nuevas temperaturas en su hábitat natural o segundo, siguen el desplazamiento de su alimento, plancton, vegetales u otros organismos marinos. En esta perspectiva, existen diferentes ejemplos del impacto del clima sobre las pesquerías, que sirven como analogías al cambio climático, propiamente dicho. Esto incluye las grandes fluctuaciones de abundancia de los pelágicos menores, que se vuelven menos abundantes o disponibles en temporadas cálidas (Chavez *et al.*, 2003; Cisneros-Mata *et al.*, 1991) o de distintas especies de camarón; ambos grupos son de alto valor comercial, tanto para la pesca artesanal como industrial y, de manera directa en capturas o, indirecta, como alimento para otras especies en el ecosistema (Pikitch *et al.*, 2012).

Como ejemplo de lo anterior se puede mencionar que, durante El Niño de 1997, el evento más intenso de los últimos años, la producción de camarón aumentó notablemente gracias a la afinidad de esta especie por las temperaturas altas; así lo hizo también la pesquería de calamar del Golfo de California, aunque un año después esta pesquería decreció a niveles por debajo de los años previos. Sin embargo, la pesquería de sardina de California del Pacífico mexicano (más no así la del Golfo de California), descendió a prácticamente la mitad en este período. Esto mismo sucedió con otros recursos bentónicos de importancia comercial como el abulón, las almejas y la langosta (Luch-Belda *et al.*, 2013; DOF, 2017), ver Caja 3.

Caja 3. Especies de importancia económica y los efectos en ellas de los cambios en las condiciones oceánicas según la Carta Nacional Pesquera 2017



Camarón blanco y azul

Su abundancia se incrementa cuando se presentan condiciones cálidas del medio ambiente; sin embargo, no se especifica cuál sería su escenario ante el cambio climático.



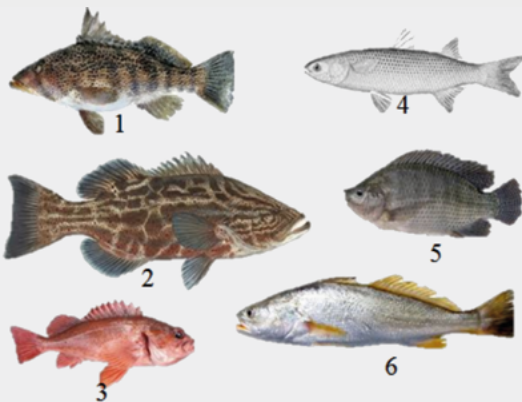
Pulpo

Especie beneficiada, cuyas capturas altas coinciden con los aumentos de temperatura, ya que este organismo se adapta mejor que otras especies al entorno cambiante.



Atún aleta amarilla

Especie de alta importancia económica, se vería afectado por cambios en la distribución y abundancia de pelágicos menores.



Pelágicos menores

Peces de escama: mero¹, cabrilla², vieja³, lisa⁴, mojarra⁵, corvina⁶, se verían afectados negativamente por el aumento de la temperatura superficial del mar.

Caja 3. Especies de importancia económica y los efectos en ellas de los cambios en las condiciones oceánicas según la Carta Nacional Pesquera 2017. (Continuación).



Bagre

Se vería beneficiado por las anomalías positivas de temperatura, ya que favorecen su reproducción, pero la alta intensidad de tormentas y huracanes en el Golfo de México afectaría los patrones de distribución.



Pargo y huachinangos

La presencia más frecuente de las tormentas afectaría las capturas de los huachinangos y pargos.



Tiburones

La presencia más frecuente de las tormentas provocaría la presencia más frecuente de tiburones en la zona costera, ya que se relaciona con la variabilidad de temperatura superficial del mar y la ocurrencia de huracanes.



Rayas

Las rayas no se ven afectadas por el aumento de temperatura y el incremento de su abundancia se relaciona con las tormentas y huracanes.

Fuente: DOF, 2018.

La introducción de especies invasoras asociadas a condiciones ambientales favorables, son un problema en las pesquerías y maricultura al competir con las especies nativas por su hábitat y consumo. No obstante, en algunos casos los peces introducidos, tal como el pez diablo, diversifican los ingresos de los pescadores (Beltrán-Flores, 2016).

Otro ejemplo del cambio de las condiciones del mar son los afloramientos, más frecuentes, masivos y repentinos, de las medusas a nivel mundial (Dong *et al.*, 2010; Parsons y Lalli, 2002; Richardson *et al.*, 2009), que los científicos atribuyen principalmente a causas antropogénicas (Purcell *et al.*, 2007; Brotz *et al.*, 2012). En México, estos afloramientos se presentan en la costa este del Golfo de California. Favorablemente, la especie tiene gran demanda para consumo en Asia, por lo que México desarrolla la pesquería de medusa bola de cañón

desde hace 18 años, como actividad económica opcional para los pescadores ribereños de esa región. Además de la pesquería de estos organismos, otro servicio ecosistémico que proveen en el mundo, es que se consideran eficaces secuestradoras de CO₂ al fondo marino (Kingsford *et al.*, 2000; Condon *et al.*, 2011). En México no se ha investigado éste aspecto en la medusa bola de cañón.

Los impactos sociales y económicos del cambio climático en la actividad pesquera ya se habían mencionado en el Foro-Coloquio del 2008, ver Caja 4, y muy probablemente tendrán efectos directos sobre la ganancia de los pescadores artesanales y compañías de pesca industrial. En general, se espera que las especies sigan aguas más templadas, lo cual resulta en un desplazamiento general hacia el norte de los núcleos de distribución de la mayoría de las especies (Cheung *et al.*, 2011).

Caja 4. Impactos sociales y económicos del cambio climático en la actividad pesquera

- Producto escaso y capturas malas
- Menos días de pesca
- Necesidad de mejor equipo de pesca
- Necesidad de más seguridad
- Mejor motor y artes de pesca
- Más inversión en tiempo de pesca, por falta de accesibilidad
- Menor valor de las capturas (consecuencia de mareas rojas que ocasionan que los animales enfermen o sean de tallas chicas)
- Reubicación de zonas de pesca
- Productos que no existían
- Invasión de pescadores de otros sitios con otras reglas de operación
- Incremento en los conflictos
- Migración a otras actividades económicas

Fuente: INAPESCA-INE (2008).

Los efectos del cambio climático sobre la economía pesquera no solo parten de cambios en la abundancia local de las especies o de los efectos de la temperatura del agua directamente, además, está el incremento en el nivel medio del mar, que puede afectar negativamente a hábitats como los manglares, los cuales tienen una gran influencia sobre el valor de la pesca artesanal, dado que incrementan la productividad y reclutamiento de especies clave (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008), sin mencionar que funcionan como protección natural de

la costa ante eventos de tormenta. El incremento en la frecuencia e intensidad de tormentas y ondas de calor producto del cambio climático (Frölicher *et al.*, 2018), incrementan los costos de la pesca o impiden la actividad. Este tipo de evento extremo puede impactar los ingresos anuales si ocurren en momentos críticos, por ejemplo, durante temporadas de pesca de camarón, medusa, sierra, u otras especies valiosas que no aparecen durante todo el año.



La pesca constituye una de las principales actividades en las regiones costeras y marinas en México, con efectos sociales, económicos y ambientales, ya que es una actividad productora de alimento de bajo costo, genera dividendos financieros y brinda empleos directos e indirectos a una gran cantidad de habitantes, que generalmente son de escasos recursos y bajos niveles de escolaridad. Por lo tanto, se espera que la población costera se vea afectada ante el cambio climático. Los efectos que se produzcan requieren de estrategias específicas de adaptación (Miller *et al.*, 2017), pero en todo caso es necesario anticipar los tipos de impactos sobre la economía de la pesca, de manera que puedan evitarse o mitigarse.

Turismo

Los habitantes de las zonas costeras son, también, altamente vulnerables a fenómenos naturales extremos y a la variabilidad climática (De Moura *et al.*, 2012). En los últimos años, los riesgos por afectaciones hidrometeorológicas extremas se han intensificado. Huracanes, inundaciones, erosión de playas, aumento de nivel del mar, entre otros, se han vuelto más frecuentes y representan considerables impactos en la sociedad (SECTUR, 2014). Estas afectaciones de carácter extremo pueden representar daños sociales importantes, que incluyen principalmente pérdidas en el sector económico del turismo, deterioros en la infraestructura estratégica social (vías de comunicación, planteles educativos, unidades médicas, centrales de abastos, infraestructura del sector energético) y en la salud humana (SEMARNAT, 2014).

En el marco de las acciones para atender la problemática generada por el cambio climático en el sector turístico nacional, la Secretaría de Turismo, realizó el estudio de vulnerabilidad y programa de adaptación ante la variabilidad y el cambio climático en diez destinos turísticos estratégicos, como propuesta de un sistema de alerta temprana a eventos hidrometeorológicos extremos (SECTUR, 2014). Los resultados ya se consideraron como estrategia para diseñar instrumentos con criterios de sustentabilidad y dirigir al sector turístico hacia una industria limpia y resiliente al cambio climático, al menos a nivel declarativo. Las líneas de acción se enfocan en promover la adaptación y mitigación al cambio climático en la planeación y en las políticas turísticas y desarrollar diagnósticos de vulnerabilidad que permitan el diseño de programas de adaptación y

sistemas de alerta temprana al cambio climático para destinos turísticos (DOF, 2013).

No obstante, lo anterior, en los últimos años ha aumentado la preocupación de las autoridades de protección civil y empresarios de los puntos turísticos más vulnerables: Riviera Maya, Guerrero, Jalisco y Mazatlán. Por ejemplo, en el artículo periodístico *Cambio climático pega a playas mexicanas* (El Sol de México, 2018), el coordinador de asesores de la Asociación de Profesionales en Protección Civil del Estado de Quintana Roo, Rubén Burau García, menciona que “...todas las zonas bajas se verán rápidamente afectada, debido al cambio de corrientes, erosión de playas, blanqueamiento del coral y desaparición de especies. La Península de Yucatán, al estar ubicada en tierras bajas, es de las más expuesta al deshielo del océano ártico y el volumen de los glaciales, de modo que sería una de las primeras del continente americano en desaparecer bajo el agua.” En el último período interglaciar el nivel del mar ascendió alrededor de 6 m en el Caribe mexicano. Para el año 2025 se espera que el Golfo de México tenga un aumento en la temperatura de 1.5 °C y un incremento en el nivel del mar de 20 cm (González-Solis *et al.*, 2017). Además, Burau García añade que “...la erosión de las costas es cada vez más intensa por el aumento de la intensidad del oleaje y corrientes, en los lugares donde los cambios de la configuración costera son muy marcados por la alteración de las barreras naturales como dunas y bosques de mangle, las construcciones se verán fuertemente dañadas.”

Los destinos turísticos, se verán afectados por el aumento de temperaturas que causa daños a la salud de los turistas y habitantes de las zonas costeras, también correrán riesgos y daños económicos en las infraestructuras urbanas en los sitios que se encuentran frente a las zonas de formación de tormenta y huracanes, tales como Mazatlán, La Paz, Puerto Vallarta, Oaxaca, Ensenada y Guaymas.

Salud pública

De acuerdo con el IPCC (2014), las consecuencias que conlleva el cambio climático en la salud humana son menores en comparación con sus efectos en otras áreas y no se encuentran bien cuantificadas, pues algunas son indirectas. Algunos efectos del cambio climático en la salud se relacionan con los alimentos, el aire y el agua. El incremento de fenómenos naturales extremos relacionados con el clima (inundaciones,

sequías, ciclones, etc.) señala alteraciones en la producción de alimentos, abastecimiento de agua para la población (escasez), deterioro de infraestructura, mortalidad humana y problemas de salud (IPCC, 2014). El aumento del nivel del mar puede tener como consecuencia la introducción de agua salada a los sistemas de agua continentales y perjudicar la calidad y cantidad de agua para consumo (Fleming *et al.*, 2006). Además, los cambios en el clima y en la temperatura también tienen como consecuencia enfermedades de transmisión por vectores (De Moura *et al.*, 2012), como dengue y paludismo (CICC, 2012); sin olvidar los riesgos sanitarios.

De Moura *et al.* (2012), señalan que la presión antropogénica impacta el entorno marino, lo que resulta en alteraciones a la diversidad del mar, lo que al mismo tiempo tiene consecuencias en la salud humana y el entorno socioeconómico. Por ejemplo, el cambio climático, que en el mar se traduce como contaminación y acidificación, impacta directa o indirectamente a peces, moluscos, zooplancton, fitoplancton, bacterias y virus; en consecuencia, se presentan alteraciones (patógenos, toxinas por marea roja, contaminantes) que, finalmente, impactan el bienestar humano, que incluye la salud pública (Figura 1).

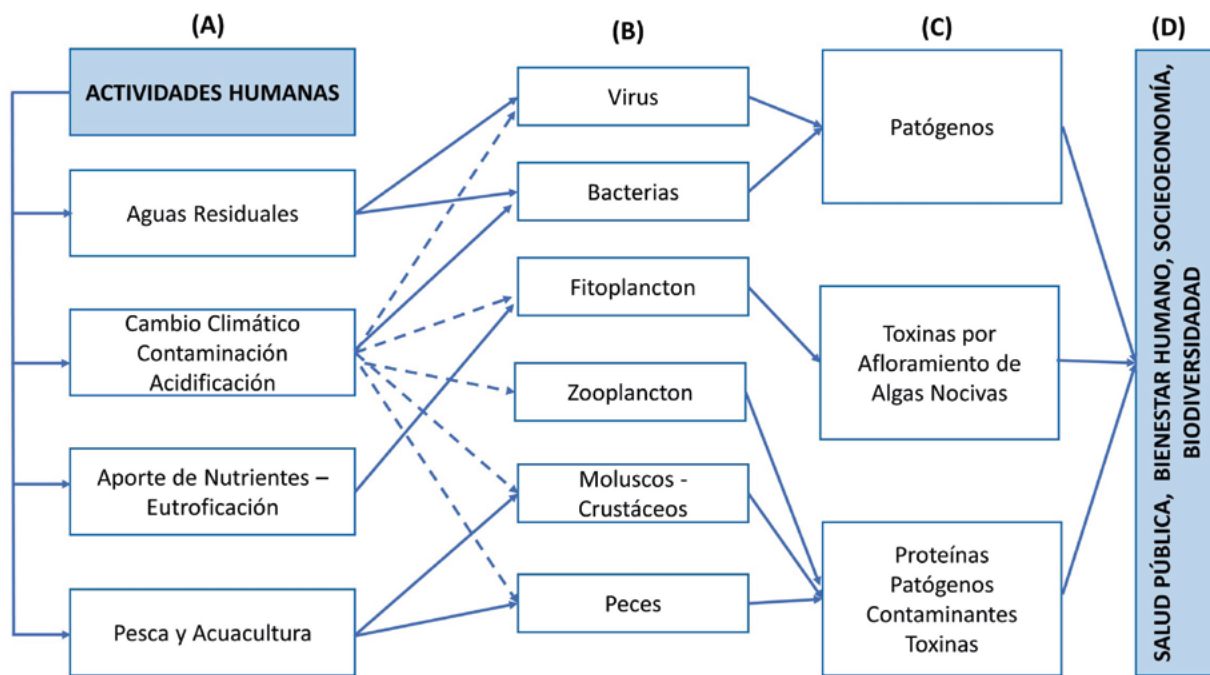


Figura 1. Impactos antropogénicos (A) al medio ambiente marino (B) y sus subsecuentes resultados con alteraciones de la biodiversidad marina (C) en la salud y bienestar humanos, en la biodiversidad del medio, y en las relaciones socioeconómicas (D). Fuente: De Moura *et al.*, 2012.

Derechos humanos

A partir de la entrada en vigor de la Ley General del Cambio Climático, en 2012, México se comprometió a poner en marcha la Política Nacional del Cambio Climático, que implica una serie de acciones que tiene por objetivo reducir la emisión de GEI, disminuir la producción de carbono, así como la vulnerabilidad de la población (INECC, 2017). Al mismo tiempo, la LGCC establece que se garantizará el derecho a un medio ambiente sano y a adoptar las medidas necesarias

para respetar los derechos humanos, tales como el derecho a la salud, el derecho de los pueblos indígenas, los derechos de los niños, migrantes, personas con discapacidad, personas en situación de vulnerabilidad, así como el derecho al desarrollo y la igualdad de género (artículos 2 y 26) (DOF, 2012).

Los impactos del cambio climático afectan directamente a la población en lo relacionado con la salud, la alimentación, una vida digna y, por tanto, el disfrute de los derechos humanos asociados (CNDH, 2016). Algunos de los derechos afectados son: el



derecho a un medio ambiente sano, el derecho a la salud, el derecho humano al agua, el derecho al desarrollo, el derecho al trabajo, el derecho a una alimentación adecuada y el derecho a una vivienda adecuada.

El derecho a un medio ambiente sano es probablemente el derecho que más se encuentra amenazado por el cambio climático, ya que el medio ambiente sano es la base que necesita el ser humano para vivir con dignidad y gozar de todos sus demás derechos (CNDH, 2016).

El derecho a la salud puede verse vulnerado por los incrementos en las tasas de mortalidad y morbilidad, el incremento de enfermedades transmitidas por vectores a causa de fenómenos meteorológicos, o la desnutrición por alteraciones en la producción de alimentos; pero también, por motivos menos directos como lesiones físicas a causa de conflictos por desplazamientos forzados debidos a eventos hidrometeorológicos extremos, o por falta de atención médica, en el caso de daños en la infraestructura de servicios médicos (CNDH, 2016).

Con relación al derecho humano al agua, se estima un impacto negativo en lo que se refiere al acceso a la misma (Naciones Unidas, 2009). Los cambios meteorológicos extremos pueden afectar los sistemas de purificación de agua, los sistemas de acopio de agua de lluvia y aguas residuales, contaminación de pozos y manantiales (Fricas y Martz, 2007). La disponibilidad del agua también se encuentra comprometida, lo que podría intensificar la lucha por el recurso entre algunos sectores económicos (CNDH, 2016; IPCC, 2014).

El cambio climático provoca cambios de temperatura y de las corrientes oceánicas, lo que ocasiona modificaciones en la distribución de especies marinas de uso comercial y, afecta la actividad pesquera (IPCC, 2014); como consecuencia, se puede inhibir la plena realización del derecho al desarrollo. Los eventos como ciclones o tormentas pueden impactar poblaciones asociadas con servicios turísticos (SECTUR, 2014) o de pesca y repercutir en el empleo, violentando así el derecho al trabajo.

Por otro lado, se estima que a raíz del cambio climático, alrededor de 600 millones de personas podrían sufrir desnutrición, en especial aquellas en situación de pobreza, lo que vulnera el derecho a una alimentación adecuada. Además, el derecho a una vivienda adecuada se puede ver comprometido a causa de los daños en las viviendas ocasionados por fenómenos meteorológicos extremos (CNDH, 2016).

Cabe señalar que todos estos derechos se

encuentran interrelacionados. Además, la violación de los derechos humanos no sólo perjudica a la población, sino que genera obligaciones del Estado, ya que parte fundamental de la existencia de éste, es la protección y garantía de estos derechos. Lo anterior, va en el sentido de que los cambios climáticos que tienen como consecuencia modificaciones en las actividades productivas, o daños en la salud, también tienen como consecuencia la generación de una obligación del Estado de vigilar por el bienestar de quienes se ven vulnerados en sus derechos.

A la par de los retos que involucra el cambio climático surgen los temas de equidad y justicia. (IPCC, 2014). El Estado tiene la obligación de implementar las medidas necesarias para proteger y garantizar los derechos humanos.

Gestión de riesgos

La modificación de la distribución de las especies, se traducen en impactos sociales relacionados con la seguridad alimentaria, aumento de precios de los alimentos y la sensibilidad de los mercados (IPCC, 2014). De acuerdo con información del Centro Nacional de Prevención de Desastres, las afectaciones económicas han aumentado en México en los últimos periodos, de *730 millones de pesos en el periodo de 1980 a 1999, a 21 950 millones para el periodo 2000-2012* (SEMARNAT, 2014).

La vulnerabilidad se relaciona con el grado de exposición o debilidad ante un evento natural (SECTUR, 2014). Los grados de vulnerabilidad de la población se encuentran diferenciados por características específicas, tales como situación económica, género, religión, entre otras condiciones sociales (SEMARNAT, 2014). Sin embargo, cabe señalar que la población más vulnerable es la que menos contribuye en la generación de GEI (IPCC, 2014).

Se sugiere que el calentamiento futuro derivará en el aumento del potencial destructivo de ciclones tropicales y que, debido al aumento de la población humana en zonas costeras, los daños relacionados con huracanes serán mayores (Emanuel, 2005). Asimismo, se pronostica que, a causa de los fenómenos hidrometeorológicos derivados del cambio climático, existirá un mayor impacto a la población, específicamente a grupos vulnerables como adultos mayores, niños y mujeres (CICC, 2012). Un caso particular es el de las mujeres, que son más propensas a riesgos por desastres naturales. De acuerdo con el

PECC 2014-2018, éstas son 14 veces más propensas a morir durante un desastre, además de la dificultad de algunas para acceder a programas gubernamentales de créditos, apoyos económicos, entre otros, por no ser ellas las propietarias de los lugares que habitan o trabajan.

Cabe hacer notar que las condiciones de vulnerabilidad social generalmente anteceden a la presentación de eventos naturales y que, a mayor grado de vulnerabilidad y de falta de capacidad para enfrentar una amenaza, mayor será el riesgo de la población ante determinado evento natural (SECTUR, 2014).

EJES ESTRATÉGICOS DE LA DIMENSIÓN SOCIAL EN ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

Actores

Regularmente, en el análisis de proyectos y política pública se consideran actores (*stakeholders*, en inglés) a las partes interesadas o involucradas, que están siendo partícipes, incidiendo, colaborando o siendo afectados por un determinado proyecto, por lo que todos ellos deben ser tomados en cuenta (Mitchell *et al.*, 1997; Freeman, 2004). Sin embargo, según Parker (2015) en materia de desarrollo sustentable de una nación, o en la toma de decisiones, en donde cada uno tiene objetivos particulares ligados directa o indirectamente a los proyectos de largo plazo a nivel nacional, a los actores se les llama actores estratégicos, ya que están involucrados en las luchas de poder en torno a los modelos de desarrollo, sean sustentables o no (Parker, 2015). De hecho, el proceso de la detección de cambios en las condiciones ambientales, realizar los estudios, evaluar y analizar la información y comenzar los foros entre naciones, se llevó a cabo por actores estratégicos: los científicos y los gobernantes. Sin embargo, la implementación de las estrategias ante el cambio climático, además de considerar a las personas ubicadas en puestos de poder económico, político o social, también deben considerar a los actores ubicados en puestos socio-ocupacionales vinculados al medio ambiente y a la producción de energía, de distintas profesiones e instituciones, empresarios, académicos, consultores y estudiantes.

Es importante cuestionar a ambos grupos, los estratégicos y los *stakeholders*, acerca de su percepción y papel en las estrategias ante las altas emisiones de CO₂ y el calentamiento global, orientarlos hacia el

uso de energías eficientes, desarrollo sustentable y conciencia medioambiental. Es urgente entender que ya no se estudian representaciones abstractas, sino modelos de acción colectiva (Parker, 2011). El estudio de estos grupos élites, como los llama Parker, auxiliará a comprender cómo la sociedad construye socialmente su opinión sobre los efectos del cambio climático, sus desafíos y la necesidad de generar una voluntad para cambiar el modelo de desarrollo convencionalmente neoliberal hacia un desarrollo sostenible y verde (Parker, 2015)

Si se desea un progreso real en reducir la huella de carbono, objetivo de las diferentes políticas públicas implementadas, es necesario reconocer que no solo con las decisiones de la *élite de poder* se lograrán cambios (Parker, 2011). En la medida en que estas élites sean presionadas por los impactos del cambio climático, por los cambios en el marco regulatorio internacional y en las políticas locales, con nuevas formas de gobernanza y, con la opinión pública cada vez más consciente de los aspectos medioambientales, más fácil será lograr las metas deseadas (*i.e.* PECC).

Gobernanza

La gobernanza es un sistema de administración compuesto por reglas e instituciones formales e informales, que persigue una toma de decisiones balanceadas entre el mercado, la sociedad y el medioambiente. En otras palabras, se puede decir que la gobernanza son los actores sociales e institucionales, las reglas formales y normas comunitarias que condicionan la toma de decisiones en una sociedad.

La evolución de la gobernanza de los recursos pesqueros ha evolucionado drásticamente en el último siglo. Hasta mediados del siglo XX se entendieron como recursos públicos, este desconocimiento de su naturaleza económica, como recurso común, implicaba que cualquier esfuerzo por establecer límites o reglas para su aprovechamiento era un desperdicio de tiempo, ya que el recurso era inagotable (Villasante, 2009). Gracias al trabajo de Gordon (1954) éstos se reclasificaron y ahora se reconocen como recursos comunes finitos y, como cualquier recurso finito, requiere algún tipo de regulación que impida su agotamiento.

Hardin (1968) presentó un modelo de gestión de recursos comunes como solución a su teoría de *La tragedia de los comunes*. El modelo propone gestionar al común como bien privado o público. Esta opción



se recibió con optimismo en el sector pesquero, dada su concordancia con las principales tendencias políticas del momento, socialismo (estatización) y neoliberalismo (privatización). A pesar del optimismo inicial, este modelo pronto fue superado, básicamente por su inviabilidad técnica y la imposibilidad para limitar el acceso a través de medidas coercitivas, en la mayoría de los casos. La privatización es un modelo que influye directamente sobre la tasa de disminución con base en el futuro, pues el propietario tiene el incentivo de posponer en el futuro la explotación o usar el recurso en el presente, dependiendo de la información que tenga y, así poder influir sobre el precio del mercado y la demanda. Los recursos fijos (tierra, bosques, lagos, etc.) son en los que un esquema de apropiación es viable; en cambio, los recursos pesqueros marinos son difícilmente controlados debido a su capacidad de movilidad y migración (Vázquez-León, 2006), por lo que no es posible restringir el acceso a los recursos (Ortiz-Gallarza *et al.*, 2017). El período en que se pretendió manejar los recursos pesqueros del mundo a través de este enfoque, fue el período donde hubo mayor deterioro en la historia de las pesquerías.

El siguiente avance medular para alcanzar el aprovechamiento sostenible de estos recursos se da en la década de los 80, con la aceptación generalizada de la teoría de acción colectiva de Ostrom (1990). Esta teoría, a diferencia de los esquemas anteriores, postula la posibilidad de que el recurso común pueda ser gestionado sosteniblemente por un regulador interno, la misma comunidad. Este postulado se implementa a través de esquemas generales de gestión conocidos como comanejo. El comanejo es una amplia gama de acuerdos específicos que reconocen a la participación pública como un determinante del éxito del sistema. La participación pública efectiva es el involucramiento de todos los actores del sistema, a través de una toma de decisiones descentralizada y la devolución del poder del Estado, expresada a través de la delegación de algunas funciones.

México regula sus pesquerías a través de la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables (LGPAS), que reconoce la participación pública, pero no la fomenta de manera eficaz. La LGPAS reconoce como legítimos involucrados a los sectores gubernamental, productivo, científico y social. Existen casos alentadores en que todos los sectores reconocidos por la ley se involucran, establecen sistemas de comanejo y colaboran en pos de la sostenibilidad de la pesquería en cuestión (Ayer *et al.*, 2018; Castañeda-Lomas *et al.*, 2012). Sin embargo,

más allá de éstos, en general, la LGPAS no facilita una verdadera descentralización de la toma de decisiones ni una devolución del poder del Estado hacia la sociedad.

El informe de avances del PECC 2009-2012 menciona que, en el ámbito de pesca, el 64% de la meta está cumplida por medio del ordenamiento de recursos pesqueros, ya que incluyen las variaciones de los factores climáticos y se fortalece la capacidad de adaptación de las pesquerías más importantes del país. Sin embargo, con el actual marco normativo, las pesquerías no lograrán establecer sistemas de gobernanza pesquera efectiva que garantice el aprovechamiento sostenible de los recursos. Los principales impedimentos legales son las pocas facultades de los consejos de pesca y la falta de reglamento de la LGPAS. Es indispensable contar con un cuerpo de manejo lo más robusto posible (normas, plan de manejo, etc.), ya que, si bien ninguno por sí mismo puede garantizar el éxito del marco normativo, su interacción brinda poder al manejo y permite su uso para cubrir vacíos operativos de la LGPAS.

Organizaciones de la sociedad civil

En el contexto de desarrollo sostenible y de erradicación de la pobreza, el cambio climático es un problema global que debe afrontarse con la participación de todos y las Organizaciones de la Sociedad Civil (OSC) no son la excepción. Para reforzar la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático, las OSC actúan como un puente entre las instituciones y la sociedad en general, de tal manera que ayudan a aumentar la capacidad de adaptación, fortalecer la resiliencia y reducir la vulnerabilidad de los sistemas socioeconómicos y ecológicos, ver Caja 5. Tal como se menciona en el Artículo 7 del Acuerdo de París, dichas acciones deben mantener un enfoque de género, participativo y transparente, tomando en consideración a los grupos, comunidades y ecosistemas vulnerables, la información científica disponible y, cuando corresponda, los conocimientos tradicionales, los conocimientos de los pueblos indígenas y los sistemas de conocimientos locales, con miras a integrar la adaptación en las políticas y medidas socioeconómicas y ambientales pertinentes (Acuerdo de París, 2015).

Algunas OSC nacionales trabajan en el ámbito legal y administrativo directamente con el sistema de gobierno, apoyando el desarrollo y mejora de programas y políticas públicas ligadas al cambio climático, como es el caso del Centro Mexicano de Derecho Ambiental,

A.C. (CEMDA, 2018) cuyo eje fundamental de trabajo es el fortalecimiento, consolidación, armonización, aplicación y cumplimiento efectivo del sistema jurídico-ambiental vigente. Constituida por abogados mexicanos interesados en el desarrollo, se enfoca en la aplicación efectiva y mejoramiento del derecho ambiental como medio efectivo para la protección del medio ambiente y los recursos naturales de México. Entre otras cosas, propone expedir la política nacional de manejo integral de humedales, así como la estrategia nacional para la atención de arrecifes; priorizar la elaboración de instrumentos de política nacional en materia de arrecifes, tales como una Norma Oficial Mexicana en materia de manejo y restauración de ecosistemas arrecifales, modificaciones a la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables y a la NOM-059-SEMARNAT-2010; actualizar la NOM-022-

SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar; otorgar concesiones pesqueras geográficamente delimitadas, bajo criterios de manejo ecosistémico y equidad social, preferentemente a comunidades y grupos adyacentes a los sitios de pesca; instrumentar programas de recuperación para recursos sobreexplotados y de manejo pesquero para todas las especies sujetas a aprovechamiento; crear la Ley General de Mares y Costas para cambiar el manejo de los ecosistemas costeros y marinos; y, finalmente, elaborar el reglamento de la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables y, establecer mecanismos ciudadanos y de transparencia que permitan supervisar la elaboración y el cumplimiento de la Carta Nacional Pesquera.

Caja 5. Algunos ejemplos de las Organizaciones Sociales Civiles que trabajan con comunidades costeras

OSC	Región	Estrategias
Comunidad y Biodiversidad A. C. (COBI, 2016)	Comunidades costeras cercanas a zonas costeras con bosque de sargazo gigante de Baja California Arrecife rocoso del Golfo de California Arrecife coralino Mesoamericano	Fortalecimiento de líderes y comunidades pesqueras, fomento de pesquerías sustentables, reservas marinas y políticas públicas.
Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos (CEDO, 2018)	Norte del Golfo de California	Enfoque ecosistémico para el ordenamiento de las pesquerías y la conservación de la biodiversidad con programas integrales. Fortalecimiento de capacidades, del compromiso significativo y de la participación de las partes interesadas en la toma de decisiones. Talleres de capacitación en el conocimiento de las condiciones naturales y los efectos del cambio climático.
Environmental Defense Fund de México (EDF, 2019)	Golfo de California	Sistema de Manejo Basado en Derechos, busca el equilibrio y generar mayores beneficios económicos para los pescadores
World Wildlife Fund México (WWF, 2019)	Golfo de California Arrecife Mesoamericano Cuenca del Río Usumacinta	Mejora pesquera, mecanismos financieros y el fortalecimiento de alianzas corporativas para el consumo responsable de alimentos; desarrollan sistemas y tecnologías de pesca que permitan a las comunidades costeras mantener su nivel de vida sin afectar las poblaciones de mamíferos marinos, tortugas y tiburones. Fortalecen la red de áreas marinas protegidas, a través de capacitación, esquemas innovadores de financiamiento, empoderamiento de las comunidades y casos de éxito replicables.



En resumen, existe gran variedad de OSC que trabajan a distintos niveles para aumentar la resiliencia de las comunidades pesqueras ante el cambio climático, cuyo trabajo es indispensable para apoyar el desarrollo sostenible y la erradicación de la pobreza. Su participación es crucial ya que, al no pertenecer a ningún gobierno o partido político, se enfocan en la protección del medio ambiente, el respeto de los derechos humanos y la correcta participación e inclusión de las personas directamente afectadas por el cambio climático (Daw *et al.*, 2012).

Resiliencia de los sistemas socio-ecológicos marinos

Las actividades que tienen estrecha relación e interdependencia con el medio natural marino y costero son, el desarrollo urbano e industrial, turismo, pesca y maricultura, principalmente. El desarrollo y crecimiento económico de estas actividades, en beneficio de las comunidades, dependerá de que se realicen de manera sustentable con el medio natural. Desde finales de los años noventa, diferentes escuelas de pensamiento han propuesto que para alcanzar un desarrollo sustentable es importante realizar un manejo integrado que involucre a los componentes naturales y sociales (Berkes y Folke, 1998; Folke *et al.*, 2002). Esto obliga a entender estos subsistemas como componentes integrales de un gran sistema socio-ecológico (Olsson *et al.*, 2004; Ostrom, 2009). Aunque a diferentes escalas de acción y de manejo, todas las actividades que se realizan en las costas y mares de México forman parte de un sistema socio-ecológico, en donde diferentes sistemas y actores interactúan y generan una serie de influencias y retroalimentaciones que modifican el sistema en su conjunto.

Las estrategias implementadas por programas de políticas públicas deben enfocarse a aumentar la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos marinos y costeros. A nivel global y nacional, el mundo enfrenta retos sin precedentes, como los cambios ambientales que se empiezan a manifestar en diferentes regiones: el aumento en el nivel del mar, tormentas más intensas, eventos extremos de temperatura, así como el aumento promedio en la temperatura y cambios en la química del océano; los cuales presentan un escenario alarmante. Es necesario aumentar la capacidad de resiliencia de los sistemas socio-ecológicos; es decir, la capacidad de resistir el embate de estos estresores, a la vez que mantienen su capacidad de proveer de los diferentes

servicios ecosistémicos de los cuales dependemos (Folke *et al.*, 2005; Olsson *et al.*, 2004).

Información, conocimiento y comanejo

De acuerdo con Ostrom (1999), para que los recursos puedan administrarse de manera sustentable por los mismos usuarios, requieren de los siguientes atributos: predictibilidad (flujo de las unidades de recurso), extensión espacial (para su monitoreo), indicadores del sistema (para evaluar el estado del sistema) y escasez moderada del recurso (para que sea viable el esfuerzo de organizarse). En los ecosistemas marinos y costeros, la predictibilidad del estado de los flujos de los recursos requiere de contar con información y conocimiento oportuno y veraz; particularmente por la extensión territorial en que ocurren los procesos marinos y costeros, regidos por condiciones locales o regionales (*i.e.* variabilidad hidrodinámica y meteorológica). La información y el conocimiento, son bienes públicos o recursos comunes, sujetos a los dilemas sociales (Hess y Ostrom, 2003).

Históricamente, el manejo de recursos se ha llevado a cabo bajo un esquema en el que todos tienen acceso al recurso, hay diversos usuarios actuando de manera independiente y, la implementación de regulaciones está desligada del sistema local que pretende manejar. Esta perspectiva, en su mejor fase, se basa exclusivamente en el análisis de datos ecológicos (*i.e.* cantidad de recursos) o tecnológicos (*i.e.* técnicas de extracción del recurso) (Cinner *et al.*, 2009). En la mayoría de los casos, la combinación de estas estrategias y un enfoque centrado en manejar el sistema ecológico, solo ha resultado en desastres que conllevan la escasez de recursos, la subsecuente paralización de actividades productivas dependientes de esos recursos y, al detrimento de las comunidades que dependían de estas actividades económicas (Berkes *et al.*, 2006; National Research Council 2002). Estos ejemplos evidencian la necesidad de un cambio de paradigma sobre las estrategias de manejo de recursos naturales a nivel global (Cinner *et al.*, 2009). Por ejemplo, datos reportados a la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) indican que la mayoría de los *stocks* pesqueros a nivel global se encuentran en mal estado (FAO, 2018). Esto es resultado, al menos parcialmente, de estrategias de manejo incompletas, enfocadas a las técnicas de explotación y cálculos de biomasa disponible, lo que ha ocasionado la sobreexplotación de recursos naturales. Aunado

a los impactos del cambio climático, la continuación de los mismos modelos de manejo sólo derivará en la pérdida de resiliencia de los sistemas socio-ecológicos pesqueros. El escenario en México no es diferente y se combina con falta de información. La oceanografía operacional se ha utilizado para el monitoreo de las condiciones oceanográficas, para informar a las autoridades y usuarios de los recursos en sus procesos de planificación y uso (Ramos *et al.*, 2006; CICESE y PMC, 2010), así como de la variabilidad climática del océano como principal factor en el crecimiento y reproducción de las especies marinas (CICESE y PMC, 2010). Esta información permite distinguir escenarios proyectivos (Chávez-Ortiz y Castro-Ortiz, 2008; Lluch-Cota *et al.*, 2009), de tal manera que sea posible planificar y aprovechar oportunidades en las pesquerías y maricultura, además del conocimiento para adaptarse a nuevas condiciones ambientales. Sin embargo, la integración de la información empírica y predictiva usando un enfoque socio-ecológico, debe ser en áreas críticas de investigación, ante los potenciales impactos del cambio climático.

A través del comanejo adaptativo es posible diseñar estrategias de manejo que aumenten la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos ante el cambio climático. El comanejo adaptativo se basa en un esquema de manejo de recursos flexible, basado en la comunidad, en donde existe estrecha cooperación y colaboración entre los diferentes usuarios y organizaciones a diferentes niveles (Berkes y Folke, 1998; Folke *et al.*, 2002; Olsson *et al.*, 2004). A través de este esquema se comparte tanto el poder de ejercer regulaciones, como la responsabilidad de cuidar los recursos entre grupos comunitarios, agencias de gobierno y organizaciones de la sociedad civil (Olsson *et al.*, 2004).

Ciertas pesquerías ribereñas son uno de los pocos casos en los que se ha implementado un enfoque de sistema socio-ecológico para aumentar su resiliencia y alcanzar un verdadero desarrollo sustentable. Ejemplos en el extranjero y en México, en donde han ocurrido condiciones críticas tanto ambientales, como políticas, han permitido el cambio de un esquema de manejo tradicional de acceso abierto a uno de comanejo adaptativo (Basurto *et al.*, 2013; Finkbeiner y Basurto, 2015; Gelcich *et al.*, 2010; Kittinger *et al.*, 2013; Cinner *et al.*, 2009). Resultados de estudios en estos casos indican una clara mejoría para los productores directos, sus comunidades y el ecosistema. Estos ejemplos deberían servir de paradigma para su replicación en otras regiones y actividades económicas, que se

realizan en las zonas costeras y mares del país. En esta visión, es necesario invertir en ciencia de frontera que mejore la generación de información disponible de aspectos ecosistémicos y sociales, así como su análisis e integración en el diseño de estrategias de manejo que aumenten la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos marinos y costeros de México. La actual transición política que vive México (entrada de nuevo Gobierno Federal 2018-2024) y sus planteamientos de querer impulsar ciencia que beneficie de manera directa a la población, pueden ser el escenario político ideal para impulsar las estrategias asociadas a políticas públicas.

Concretamente, para lograr conciliar el desarrollo sustentable de los socio-ecosistemas marítimo costeros de México, con las estrategias transdisciplinarias que contribuyan a reducir su vulnerabilidad al cambio climático, será fundamental la inclusión de comunidades costeras, en donde distintos agentes perciben y aprovechan de diferentes formas los recursos (pescadores ribereños, prestadores de servicios turísticos y flotas industriales de altura; entre otros), así como la gestión de diferentes instancias de la administración pública, con injerencia sobre acceso, uso y control de los recursos (SEMARNAT, SADER, INAPESCA-CONAPESCA y CONANP). Asimismo, será clave la participación de instituciones académicas y centros de investigación que brinden sustento teórico y científico a las medidas de conservación y manejo, junto con la labor de Organizaciones de Sociedad Civil como contrapeso a las políticas públicas, a las presiones del mercado internacional y a la economía ilegal, pero también como conciliadoras de las múltiples miradas y creadoras de alianzas entre usuarios, gobernantes y científicos.

La gobernanza certera y eficaz requiere de información y conocimiento científico y tradicional (Martínez, 2012); aunque éstos deben generarse en función de los usuarios y actores (Chabay *et al.*, 2009), para que la frontera entre las comunicaciones científicas y otras visiones puedan conjugarse en un mecanismo útil que oriente las políticas públicas (Gaxiola-Castro *et al.*, 2017; Hernández-Ayón *et al.*, 2017). La generación y uso de información sobre el estado del océano es crítica para el manejo de sus recursos, lo que puede realizarse por los pescadores y el resto de los usuarios (Washington State Blue Ribbon Panel on Ocean Acidification, 2012). La información y conocimiento comunitario local pueden generarse por los pescadores y sus hogares (Cruz-Albañez *et*



al., 2017), por lo que es importante el desarrollo de nuevas estrategias transdisciplinarias para la fusión de la información científica y la comunitaria.

SIGUIENTES PASOS

El Informe del Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012 indica la formación del Grupo de Trabajo de la Vinculación con la Sociedad Civil que, junto con otros seis grupos, coordinan las acciones, políticas y estrategias relacionadas con el cambio climático. Sin embargo, no menciona las tareas específicas y los resultados obtenidos por este grupo. Esta es una oportunidad de investigación que se debe desarrollar, para evaluar cómo las estrategias planteadas por el PECC, entre otros programas, serán comprendidas y aplicadas por la sociedad civil.

Se detecta una falta de coordinación entre las estrategias aplicadas a nivel gubernamental y las estrategias que debe seguir la sociedad civil. No se conoce con exactitud si la sociedad civil costera está consciente de que, actualmente, se enfrenta una crisis ambiental y moral (*i.e.* Lagarda-Zamora *et al.*, 2017), que México pertenece a un grupo internacional en el que se están tomando acciones ante el cambio climático, que está comprometido a cumplirlas y, que en algunos estados ya se están implementando. Quizá entonces, cuando el pescador y los habitantes de las zonas costeras, entre otros actores, estén conscientes de esto, será posible tener resultados favorables al aplicar las acciones propuestas en los programas de políticas públicas.

Para avanzar en la integración de una agenda nacional de la dimensión social y sus interacciones, es necesario considerar los actores del resto de las actividades socioeconómicas como la acuicultura y la maricultura, y las generadoras de energía (e.g. petróleo, líquidos de gas natural, energías renovables) que modifican el ciclo de carbono marino. Por lo que se propone realizar las siguientes actividades:

- Conocer si el sistema de gobernanza actual ayudaría a enfrentar los problemas derivados del cambio del ciclo de carbono.
- Conocer qué actores están involucrados y cuál es su percepción en la toma de decisiones de las estrategias ante el cambio climático, ya que no se conoce si hay una interrelación que implique comunicación, colaboración o cooperación, entre los tomadores de decisiones estratégicas y quienes las llevan a cabo: los actores operativos. Esto es importante, ya que, si todos tienen un objetivo común al implementar las acciones, será más fácil cumplirlas con éxito.
- Conocer las limitantes de los actores operativos para llevar a cabo las estrategias ante el cambio climático. No se sabe cuál será la mejor forma de concientizar a la población que se está ante una alerta ambiental, o si existe un entendimiento claro de lo que implica el cambio climático, ya que la campaña de miedo que han sostenido los gobiernos y medios de comunicación no parecen ser eficientes. Es necesario buscar un método adecuado de educación ambiental a la sociedad civil costera, campo en el que las OSC pueden servir de apoyo.
- Es necesaria la creación de una Agencia de Mares y Costas (Lara-Lara, 2013, 2019), aun cuando existen iniciativas para la coordinación en la generación de información de los mares y costas de México (Lara-Lara, 2012), ver Caja 6. Su creación es indispensable para ampliar y consolidar la red de monitoreo existente, además de servir de fundamento técnico-científico del desarrollo de políticas públicas en el país, con base en evidencia científica (Herrera-Silveira y Teutli-Hernández, 2017; Herrera-Silveira *et al.*, 2017; Calderón-Aguilera *et al.*, 2017; Maske-Rubach *et al.*, 2017; Gaxiola-Castro *et al.*, 2017; Hernández-Ayón *et al.*, 2017).

Caja 6. Iniciativa para crear la Agencia Mexicana de Mares y Costas

Con la finalidad de contar con un organismo que se encargue de apoyar las diversas dependencias de gobierno, con injerencia en los asuntos costeros y marinos, de atender los vacíos administrativos que se han detectado en la estructura del poder ejecutivo en relación con mares y costas y, de generar información confiable y oportuna para la toma de decisiones, se pretende la creación del organismo denominado Agencia Mexicana de Mares y Costas (AMMC). Su misión será generar información científica oportuna para contribuir a la protección del ambiente y al manejo adecuado de los recursos costeros y marinos, así como para el aprovechamiento sustentable de estos recursos en beneficio del país. Asimismo, una de las tareas más urgentes es generar el conocimiento y la información para desarrollar los nuevos negocios (energía eólica, solar, mareomotriz, biocombustibles, minerales, agua dulce, fármacos, maricultura, etc.) del futuro, esto es, la nueva economía marina sustentable del siglo XXI. Su visión será constituir la institución líder en México, que provea información adecuada y oportuna, que apoye la generación de conocimiento científico mediante la vinculación con las instituciones de investigación del país y las organizaciones de la sociedad civil, para fortalecer las nuevas oportunidades de los negocios del futuro y que enriquezca las decisiones de los usuarios en general, en asuntos de los mares y costas.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Como primer abordaje de la dimensión social en ecosistemas marinos y costeros, se discutieron los elementos y sectores en los que incide el cambio del ciclo de carbono: pesca, turismo, salud pública, derechos humanos y gestión de riesgos; aun cuando el derecho y legislación ambiental no se abordaron, constituyen otra línea que debe examinarse para discusión (Mesta-Fernández, 2017). El análisis realizado sugiere la posibilidad de identificar una débil conexión entre los objetivos que el gobierno federal se ha impuesto para afrontar el cambio climático y el interés y participación del resto de la sociedad civil, por lo que es necesario buscar un mecanismo especial para lograr la integración y cooperación de estos dos grupos.

Es importante enfatizar que, en la toma de decisiones y en la elaboración de estrategias, el consenso es importante, ya que al existir un bajo compromiso y participación de la sociedad civil, las decisiones las tomará el líder de forma autocrática; por el contrario, si hay un alto compromiso y una alta participación de todos los actores, el líder deja que el grupo decida, lo que puede determinar el éxito de las estrategias, sobre todo en materia ambiental (Daw *et al.*, 2012). Según Lámbarry-Vilchis *et al.* (2009) en México existen pocos casos donde en cuestión de políticas públicas y acuerdos ambientales se practique el proceso de la construcción de consenso. Sin embargo, en el caso de manejo de pesquerías sí hay ejemplos con resultados favorables sobre explotación y manejo (Ayer *et al.*, 2018; Castañeda-Lomas *et al.*, 2012). Es posible aplicar las acciones realizadas por estas comunidades ante

el cambio climático, para desarrollar e implementar estrategias en el resto de las comunidades. Destaca que, para los aspectos sociales, esto implica fortalecer relaciones con actores de la pesca, incluyendo toda la cadena de producción, valor y niveles de gobernanza (Cisneros-Montemayor, 2018).

Con base en lo discutido este capítulo, se recomiendan las siguientes acciones:

- Desarrollar un consorcio nacional académico-científico-autoridades-OSC, para impulsar la creación de la Agencia Mexicana de Mares y Costas, con una visión científica sólida que evite su manejo político. En esta perspectiva, las instituciones científicas orientadas al estudio de los océanos y costas son una pieza clave, ver Caja 7.
- Integrar a los investigadores en el área de antropología social, a las instituciones dedicadas a estudios pesqueros regionales, para elaborar un mecanismo de implementación de las estrategias de políticas públicas.
- Conformar una red interdisciplinaria de investigadores dedicados al manejo y conservación de los recursos pesqueros, al desarrollo social en comunidades pesqueras, en economía pesquera y en derecho humano, para contar con un sólido grupo que aborde la componente social de las estrategias e implicaciones del ciclo de carbono en la actividad pesquera.



- Incluir a las instituciones dedicadas a la investigación marina en la red interdisciplinaria, de modo tal que sirva como base para la conformación del Consorcio Multiinstitucional y defina una agenda que impulse la iniciativa de una Agencia Mexicana de Mares y Costas.
- Ampliar los estudios sobre las consecuencias sociales derivadas de la alteración del ciclo del carbono y la plena realización de los derechos humanos, lo cual será posible a través de la formación de equipos interdisciplinarios, que incluyan expertos en derechos humanos y derecho ambiental.

Caja 7. Consorcio científico-académico para la agenda de la AMMC

La Figura C7.1 esquematiza la localización de las instituciones científico-académicas del país, para la creación de un consorcio como herramienta para impulsar la creación de la Agencia Mexicana de Mares y Costas (AMCC).



Figura C7.1. Algunas Instituciones científico-académicas-OSC del país, relacionadas con los mares y costas.

- Crear campañas para socializar los retos que significan las alteraciones al ciclo del carbono, en especial a grupos vulnerables.
- Considerar al cambio climático como un reto compartido, de tal manera que el diálogo en torno al proceso y sus impactos anticipados, se transforme en un impulso para concientizar a la población.
- Fortalecer los diálogos de cooperación entre distintos actores en torno a cuatro acciones clave: Gobernanza y seguridad social, Desarrollo sostenible, Bienestar socioambiental e Investigación y desarrollo de capacidades (adaptación, mitigación y resiliencia), ver Caja 8.

Caja 8. Mapa de actores sociales clave relacionados con el cambio climático en socioecosistemas marítimo-costeros de México



Figura C8.1. Considerando al cambio climático como un eje transversal, se ordenan los actores sociales en socioecosistemas marítimo-costeros de México en torno a cuatro acciones clave: Gobernanza y seguridad, social, Desarrollo sostenible, Bienestar socioambiental, Investigación y desarrollo de capacidades de adaptación, mitigación y resiliencia. Fuente: Elaboración propia.

● Implementar políticas públicas que informen a la sociedad civil de manera eficiente, sobre lo complejo del cambio climático, a través de una vinculación con el sector pesquero, que incluya a los distintos actores, con distintas perspectivas, necesidades y capacidades de contribuir a las soluciones y proporcionar información clave para diseñar estrategias. El cambio climático es un proceso con distintos niveles de incertidumbre e impactos, tanto ecológicos como económicos;

sin embargo, cada vez se conocen mejor los procesos y las consecuencias para los sistemas socio-ecológicos. Los científicos, políticos y usuarios (industria pesquera y sociedad) deben de colaborar para crear e implementar políticas públicas más incluyentes que se anticipen a los futuros retos que el cambio climático traerá a las pesquerías nacionales (Cisneros-Montemayor *et al.*, 2018).



LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, G. Danemann, V. Valdez, J. Murray and E. Sala. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:10456-10459.
- Acuerdo de París. 2015. Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Recuperado de https://unfccc.int/files/meetings/paris_nov_2015/application/pdf/paris_agreement_spanish_.pdf
- Agenda Ambiental. 2018. Diagnóstico y propuestas. Seminario Universitario de Sociedad, Medio Ambiente e Instituciones, Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado en: <http://amerac.org/wp-content/uploads/2018/04/Agenda-Amb-UNAM-web-2-para-envio.compressed-1.pdf>
- Alcalá, G. 2003. Políticas pesqueras en México (1946-2000): contradicciones y aciertos en la planificación de la pesca nacional. *El Colegio de México, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y El Colegio de Michoacán*. 103 p.
- Alcalá, G. 2011a. Pescadores en América Latina y el Caribe: espacio, población, producción y política. Graciela Alcalá Moya, Editora, Alejandro Camargo, Asistente de edición. Volumen II. Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México 420 p.
- Alcalá, G. 2011b. Pescadores en América Latina y el Caribe: espacio, población, producción y política. Graciela Alcalá Moya, Editora, Alejandro Camargo, Asistente de edición. Volumen I. Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México. 380 p.
- Alcalá, G. 2012. Demografía, desarrollo y control del espacio litoral en la costa del Pacífico mexicano. *Cultura-Hombre-Sociedad* 22: 11-33.
- Alcalá, M. G. 1999. Con el agua hasta los aparejos: pescadores y pesquerías en el Soconusco, Chiapas. México: CIESAS, UNICACH, CIAD. 299 p.
- Ayer, A., F. Stuart, J. A. Caamal-Madrugal and A. Espinoza-Tenorio. 2018. Halfway to sustainability: Management lessons from community-based, marine no-take zones in the Mexican Caribbean. *Marine Policy* 93:22-30.
- Basurto, X., S. Gelcich and E. Ostrom. 2013. The social-ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. *Global Environmental Change* 23:1366-1380
- Beltrán-Flores, A. I. 2016. La organización de la pesca en Cozumel. *En: F. Paz y R. Torres (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 188-193.*
- Berkes, F. and C. Folke. 1998. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press.
- Berkes, F., T. P. Hughes, R. S. Steneck, J. A. Wilson, D. R. Bellwood, B. Crona, C. Folke, L. H. Gunderson, H. M. Leslie, J. Norberf, M. Nyström, P. Olsson, H. Österbloom, M. Scheffer and B. Worm. 2006. Globalization, roving bandits, and marine resources. *Science* 311: 1557-1558.
- Bermejo-Gómez de Segura, R. 2014. Del desarrollo sostenible según Brundtland a la sostenibilidad como biomimesis. Instituto de Estudios sobre Desarrollo y Cooperación Internacional. Ed. Hegoa. 59 p.
- Brotz, L., W. W. L. Cheung, K. Kleisner, E. Pakhony and D. Pauly. 2012. Increasing jellyfish populations: trends in large marine ecosystems. *Hidrobiología* 690:3-20.
- Calderón-Aguilera, L. E., H. Reyes-Bonilla, C. O. Norzagaray-López y R. A. López-Pérez. 2017. Los arrecifes coralinos de México: servicios ambientales y secuestro de carbono. *Elementos para Políticas Públicas* 1:53-62
- Castañeda-Lomas, N., S. Guido-Sánchez y F. Medina-Colín. 2012. Cooperativas pesqueras exitosas en Sinaloa: Lecciones para aprender y compartir. Walton Family Foundation, Conselva, Costas y Comunidades, Universidad de Sinaloa, Comisión de Pesca y Acuacultura. 60 p.
- CEDO. 2018. Centro Intercultural de estudios Desiertos y Océanos. International. Recuperado en <http://cedo.org/es/>
- CEMDA. 2018. Centro Mexicano de Derecho Ambiental. México. Recuperado de <https://www.cemda.org.mx>
- Chabay, I., B. Siebenhuner, J. van Eijndhoven and M. Schreurs. 2009. Earth system governance from the perspective of the knowledge, learning, and societal change. *IHDP Initiative. IHDP Update Issue* 3:69-73
- Chavez, F. P., J. Ryan, S. E. Lluch-Cota and C. M. Niquen. 2003. From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science* 299:217-221.
- Chávez-Ortiz, E. A. y J. L. Castro-Ortiz. 2008. El impacto del cambio climático sobre las pesquerías de la zona de transición templado-cálida del Pacífico oriental mexicano. *En: J. López-Martínez (ed). Variabilidad Ambiental y Pesquerías de México. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. pp. 71-84.*
- Cheung, W. L., D. Zeller and D. Pauly. 2011. Projected species shifts due to climate change in the Canadian Marine Ecoregions. Sea Around Project. Report to Environment Canada.
- CICC. 2012. Informe de Avances del Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012. Primera Ed., México.
- CICESE y PMC. 2010. Caracterización oceanográfica y pronóstico de la variabilidad de los mares mexicanos y de algunas regiones marinas y su aplicación a la pesca y acuacultura. Participantes: Gaxiola-Castro, G. A. Parés-Sierra, S. Nájera-Martínez, J. Cepeda-Morales, G- Nájera-Oceguera, F. Gómez-Valdivia y A. L. Flores-Morales. Informe final preparado para CONAPESCA. Mazatlán, Sinaloa.
- CIMARES. 2011. Política Nacional de Mares y Costas de México, Gestión Integral de las Regiones más Dinámicas del Territorio

- Nacional. Comisión Intersecretarial para el Manejo Sustentable de Mares y Costas. México, D.F. 65 p. Recuperado en: <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CD001776.pdf>
- Cinner, J. M., T. M. Daw and T. McClanahan. 2009. Socioeconomic factors that affect artisanal fishers readiness to exit a declining fishery. *Conservation Biology* 23:124-130.
- Cisneros-Mata, M. A., M. O. Nevárez-Martínez, G. Montemayor-López, J. P. Santos-Molina y R. Morales. 1991. Pesquerías de sardina en el golfo de California 1988/89–1989/90. Instituto Nacional de la Pesca-CRIP Guaymas, Guaymas.
- Cisneros-Montemayor, A., J. E. Palacios-Abrantes y M. Abas. 2018. Impactos potenciales del cambio climático en las pesquerías mexicanas: Consideraciones para su manejo. Reporte elaborado para Environmental Defense Fund de México, A.C. 60 p.
- CNDH. 2016. Cambio climático y derechos humanos. México.
- COBI. 2016. Conservación y Biodiversidad International. Recuperado en <https://cobi.org.mx/>
- CONAPO. 2006. La situación demográfica en México. Consejo Nacional de la Población. Recuperado de: http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/La_situacion_demografica_de_Mexico_2006
- Condon R. H., D. K. Steinberg, P. A. Del Giorgio, T. C. Bouvier, D. A. Bronk, W. M. Graham and H. W. Ducklow. 2011. Jellyfish blooms result in a major microbial respiratory sink of carbon in marine systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:10225-10230.
- Cruz-Albañez, E., S. García-Hirales, A. Hernández-Velasco, A. Espinoza y M. Precoma-de la Mora. 2017. Pescadoras de la información en Isla Natividad, Baja California Sur. *En: F. Paz, R. Torres y A. Velázquez (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 115-117.*
- Daw, T., W. N. Adger, K. Brown, y M. C. Badjeck. 2012. El cambio climático y la pesca de captura: repercusiones potenciales, adaptación y mitigación. *En: K. Cochrane, C. De Young, D. Soto y T. Bahri (eds). Consecuencias del Cambio Climático para la Pesca y la Acuicultura: visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos. FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura, No 530. Roma, FAO. pp.119–168.*
- De Moura, J. F., E. Moraes-Roges, R. Laine-de Souza, S. Siciliano and D. Prazeres-Rodrigues. 2012. Marine environment and public health. *In: Gbolagade Akeem Lamed (ed). Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World. IntechOpen.*
- De Rojas Martínez-Parets, F. 2009. Desde la globalización hasta la Conferencia de Estocolmo. *Anales de la Facultad de Derecho* 9:245-273.
- DOF. 2012. Ley general de cambio climático. Diario Oficial de la Federación, 6 de junio de 2012.
- DOF. 2013. Programa Sectorial de Turismo 2013-2018. Diario Oficial de la Federación, 13 de diciembre de 2013. Recuperado en http://www.sectur.gob.mx/pdf/PlaneacionTuristica/Prosectur_2013_2018.pdf
- DOF. 2018. Acuerdo en el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera 2017. Diario Oficial de la Federación, 11 de junio de 2018. Recuperado en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/334832/DOF_-_CNP_2017.pdf
- Dong, Z., D. Liu, and J. K. Keesing. 2010. Jellyfish blooms in China: Dominant species, causes and consequences. *Marine Pollution Bulletin* 60(7):954–63.
- Doney, S. C., V. J. Fabry, R. A. Feely and J. A. Kleypas. 2009. Ocean acidification: The other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science* 1:1169-1192.
- EC and WWF. 2018. Declaration of the sustainable blue economy finance principles. European Commission, World Wildlife Fund, International Sustainability Unit, European Investment Bank. Recuperado en: https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2018-03/Declaration%20of%20the%20Sustainable%20Blue%20Economy%20Finance%20Principles_Brochure%20Insert_2018.pdf
- EDF. 2019. Environmental Defense Fund de Mexico. La Paz, Baja California sur, México. Recuperado de <https://mexico.edf.org/>
- El Sol de México. 2018. Cambio climático pega a playas mexicanas. marzo 25. Recuperado de: <https://www.elsoldemexico.com.mx/mexico/el-cambio-climatico-pega-a-playas-mexicanas-1533922.html>.
- Emanuel, K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature* 436:686–688.
- Espinoza-Tenorio, A. 2016. Pesca y petróleo: una revisión del estado del conocimiento. *En: F. Paz y R. Torres (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 213-218.*
- Espinoza-Tenorio, A. y M. Mendoza-Carranza. 2015. Pesquerías costeras de Tabasco: problemáticas actuales y escenarios futuros ante el cambio climático. *En: F. Paz, J. Wong y R. Torres (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 640-647.*
- FAO. 2018. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Finkbeiner, E. M. and X. Basurto. 2015. Re-defining co-management to facilitate small-scale fisheries reform: An illustration from northwest Mexico. *Marine Policy* 51C:433-441.
- Fleming, L. E., K. Broad, A. Clement, E. Dewailly, S. Elmir, A. Knap, S. A. Pomponi, S. Smith, H. Solo-Gabrielle and P. Wal-



- sh. 2006. Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 53:545–560.
- Folke, C., S. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C. S. Holling and B. Walker. 2002. Resilience and Sustainable Development: Building adaptive capacity in a world of transformations. *AMBIO* 31:437-440.
- Folke, C., T. Hahn, P. Olsson and J. Norberg. 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources* 30:441-473
- Freeman, R. E. 2004. The stakeholder approach revisited. *Zeitschrift Für Wirtschafts-Und Unternehmensethik* 5:228–24
- Fricas, J. y T. Martz. 2007. Los efectos del cambio climático en el agua, el saneamiento y las enfermedades diarreicas en América Latina y el Caribe. Population Reference Bureau. Recuperado de <http://www.prb.org/SpanishContent/2007/efectosclimaticolac.aspx>
- Frölicher, T. L. & L. Charlotte. 2018. Emerging risks from marine heat wave. *Nature Communications*. DOI: 10.1038/s41467-018-03163-6.
- Gaxiola-Castro, G., J. M. Hernández-Ayón, J. R. Lara-Lara, R. Sosa-Ávalos y J. A. Cepeda-Morales. 2017. Importancia del intercambio y reservorios de carbono en los mares y costas mexicanas. *Elementos para Políticas Públicas* 1:13-24
- Gelcich, S., T. P. Hughes, P. Olsson, C. Folke, O. Defeo, M. Fernández, S. Foale, L. H. Gunderson, C. Rodríguez-Sickert, M. Scheffer, R. S. Steneck and J. C. Castilla. 2010. Navigating transformations in governance of Chilean marine coastal resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:16794-16799.
- González-Solis, A., D. Torruco, A. D. Torruco-González y J. F. Ordaz-Bencomo. 2017. Ambientes extremos amenazados: las costas rocosas. *Biodiversitas* 130:7-11.
- Gordon, H. S. 1954. The economic theory of a common-property resource: the fishery. In: Gopalakrishnan, C. (ed) *Classic Papers in Natural Resource Economics*. Palgrave Macmillan. London.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162:1243–1248.
- Hernández-Ayón, J. M., J. R. Lara-Lara y G. Gaxiola-Castro. 2017. Acidificación del océano: situación en aguas mexicanas. *Elementos para Políticas Públicas* 1:35-42
- Herrera-Silveira, J. A y C. Teutli-Hernández. 2017. Carbono azul, manglares y política pública. *Elementos para Políticas Públicas* 1:43-52
- Herrera-Silveira, J.A., C. Teutli-Hernández and A. Camacho-Rico. 2017. Coastal tidal wetlands of Mexico: potential carbon sequestration of mangroves and public policies. *Elementos para Políticas Públicas* 1:125-130
- Hess, C. and E. Ostrom. 2003. Ideas, artifacts, and facilities: information as a common-pool resource. *Law and Contemporary Problems* 66:111-145
- Hoegh-Guldberg, O., P. J. Mumby, A. J. Hooten, R. S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez C. D. Harvell, P. F. Sale, A. J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C. M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. H. Bradbury, A. Dubi and M. E. Hatzioles, 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318:1737-1742.
- INAPESCA-INE. 2008. Cambio Climático Pesquerías y Acuicultura. Foro-Coloquio 13 y 14 de octubre, 2008. Memorias. Instituto Nacional de Pesca-Instituto Nacional de Ecología. México. 119 p.
- INECC. 2017. Evaluación Estratégica del Programa Especial de Cambio Climático Informe final. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México.
- IPCC. 2014. Informe de Síntesis. In: R.K. Pachauri and L. A. Meyers (eds.). Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra, Suiza.
- Jiménez-Quiroz, M. C. 2015. Indicadores Climáticos. Una manera para identificar la variabilidad climática a escala global. *Boletín hidroclimático de los mares de México*. Instituto Nacional de Pesca, México.
- Kempe, S. 1984. Sinks of the anthropogenically enhanced carbon cycle in surface fresh waters. *Journal Geophysical Research* 89:4657-4676
- Kingsford, M. J., K. A. Pitt and B. M. Gillanders. 2000. Management of jellyfish fisheries, with special reference to the Order Rhizostomeae. *Oceanography and Marine Biology* 38:85-156.
- Kittinger, J. N., E. M. Finkbeiner, N. C. Ban, K. Broad, M. H. Carr, J. E. Cinner, S. Gelchic, M. L. Cornwell, J. Z. Koehn, X. Basurto, R. Fujita, M. R. Caldwell and L. B. Crowder. 2013. Emerging frontiers in social-ecological systems research for sustainability of small-scale fisheries. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5:352-357
- Lagarda-Zamora, C., K. A. Hernández-Duarte, Z. M. Sánchez-Mejía, J. Nieblas y L. Lozano. 2017. Pesquería en Bahía Agiabampo: percepción socio-ambiental ante el cambio climático. En: F. Paz, R. Torres y A. Velázquez (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 130-135.
- Lal, R., J. M. Kimble, R. F. Follett and C. V. Cole. 1998. The Potential of U. S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Sleeping Bear Press*. Chelsea, MI, USA 128 p.
- Lámbarry-Vilchis, F., L. A. Rivas-Tovar y M. M. Trujillo-Flores. 2010. El papel de la ONG en la Formulación de Políticas en Transporte Público en la Ciudad de México: El caso del Centro

- Mario Molina y el Centro de Transporte Sustentable. *Revista Ciencias Estratégicas* 18:183–211.
- Lara-Lara, J. R. 2012. Red Nacional de Observatorios Ambientales (ReNOA): una iniciativa del CONACYT. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 727-731.
- Lara-Lara, J. R. 2019. Propuesta: Plan estratégico de desarrollo sustentable, basado en el conocimiento científico, tecnológico y tradicional de los mares y costas mexicanas. CICESE. Ensenada, B. C. 36 p.
- Lara-Lara, R. 2013. Iniciativa para crear la Agencia Mexicana de Mares y Costas. *En*: F. Paz, J. Wong, M. Bazan y V. Saynes (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 700.
- Lluch-Belda D., G. Ponce-Díaz, J. L. Castro-Ortiz, V. Gómez-Muñoz, H. Villalobos-Ortiz, S. Ortega-García, P. Del Monte-Luna, R. Rodríguez-Sánchez, V. Hernández-Trejo, R. Saldívar, C. Salvadeo, J. A. Zepeda-Domínguez, L. C. Almindárez-Hernández y I. D. Gómez-Cabrera. La pesca en Baja California Sur ante el cambio climático. *En*: A. Ivanova y A. E. Gamez (eds.). *Baja California Sur ante el cambio climático: vulnerabilidad, adaptación y mitigación*. Estudios para la elaboración del plan estatal de acción ante el cambio climático (PEACC-BCS). UABCS, SEMARNAT, CIB, CICESE, Vol. I, 415 p.
- Lluch-Cota, S. E., M. V. Morales-Zárate y D. B. Lluch-Cota. 2009. Variabilidad del clima y pesquerías del noroeste de México. pp. 111-118. *En*: Urciaga, J., L. F. Beltrán y D. Lluch-Belda (eds.). *Recursos Naturales y Servicios Ambientales en el Desarrollo Regional*. CIB-UABCS-CICIMAR IPN. México.
- Martínez, D. 2012. Información y conocimiento científico sobre el ciclo del carbono y gobernanza ambiental: condicionantes de la participación. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 624-629.
- Maske-Rubach, H., J. M. Hernández-Ayón y E. J. Beier Martín. 2017. Aguas Oceánicas subsuperficiales sin oxígeno, pero abundantes en carbono inorgánico y nutrientes, frente a las costas del Pacífico de México. *Elementos para Políticas Públicas*, Programa Mexicano del Carbono. 1: 25–34.
- Mesta-Fernández, M. E. 2017. Bases para el desarrollo de la legislación marino costera de México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:63-76
- Miller, D. D., Y. Ota, U. Rashid, and W. W. L. Cheung. 2017. Adaptation strategies to climate change in marine systems. *Global Change Biology* doi:10.1111/gcb.13829
- Mitchell, R. K., R. A. Bradley and J. Donna. 1997. Toward a theory of stakeholder identification and salience: defining the principle of who and what really counts. *The Academy of Management Review* 22:853-886.
- Naciones Unidas. 2009. Informe de la Oficina del Alto Comisionado de las Naciones Unidas para los Derechos Humanos sobre la relación entre el cambio climático y los derechos humanos. Oficina del Alto Comisionado de los Derechos Humanos. Vol. A/HRC/10/6.
- National Research Council. 2002. *The Drama of the Commons*. The National Academies Press. Washington, DC.
- Olsson, P., C. Folke and F. Berkes. 2004. Adapting comanagement for building resilience in social ecological systems. *Environmental Management* 34: 75-90.
- ONU. 1972. Declaración de Estocolmo sobre El Medio Ambiente Humano. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano, 16 de junio de 1972. Recuperado de <http://www.ordenjuridico.gob.mx/TratInt/Derechos%20Humanos/INST%2005.pdf>
- ONU. 2015. Acuerdo de París. Organización de las Naciones Unidas.
- Orr, J. C., V. J. Olivier, A. Fabry, L. Bopp, S. C. Doney R. A. Feely, A. Gnanadesikan, Gruber, A. Ashida, F. Joos, R. M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R. G. Najjar, G-K Plattner, K. B. Rodgers, C. L. Sabine, J. L. Sarmiento, R. Schlitzer, R. D. Slater, I. J. Totterdell, M. F. Weirig, Y. Yamanaka and A. Yool. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms* *Nature* 437:681–686.
- Ortiz-Gallarza, S., E. Romero-Beltrán, C. Enciso-enciso y T. Romero-Leyva. 2017. ¿Está vinculada la disminución de capturas de las pesquerías ribereñas al cambio climático?. *En*: F. Paz, R. Torres y A. Velázquez (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 124-129.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons*. The evolutions the institutions for collective actions. Cambridge University Press. 280 p.
- Ostrom, E. 1999. Self-governance and forest resources. Occasional Paper No. 20. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of socio-ecological systems. *Science* 325: 419-422.
- Parker, C. 2011. Global Warming, Elites and Energy in Latin America: The Chilean Case. *Journal of Environmental Science and Engineering* 5: 702-1712.
- Parker, C. 2015. Cambio climático, actores sociales, patrones de consumo y transición energética: una aproximación conceptual. Congreso ALAS. Costa Rica



- Parsons, T. R. and C. M. Lalli, 2002. Jellyfish population explosions: revisiting a hypothesis of possible causes. *La Mer* 40:111-121.
- Perevochtchikova, M. y A. M. Ochoa-Tamayo. 2012. Avances y Limitantes del programa de pago por servicios ambientales hidrológicos en México, 2003-2009. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3:89-112.
- Pikitch, E. K., K. J. Rountos, T. E. Essington, C. Santora, D. Pauly, R. Watson, U. R. Sumaila, P. D. Boersma, I. L. Boyd, D. O. Conover, P. Cury, S. S. Heppell, E. D. Houde, M. Mangel, E. Plagányi, R. Steneck, T. M. Geers, N. Gownaris and S. B. Munch. 2012. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. *Fish and Fisheries* doi: 10.1111/faf.12004
- Prentice, I. C., G. D. Farquhar, M. J. R. Fasham, M. L. Goulden, M. Heimann, V. J. Jaramillo, H. S. Khashgi, C. Le Quéré, R. J. Scholes and D. W. R. Wallace. 2001. The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. In: J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell and C. A. Johnson (eds.). *The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 881 p.
- Purcell, J. E., S. I. Uye and W. T. Lo. 2007. Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: A review. *Marine Ecology Progress Series* 350:153-174.
- Ramos, A. J., A. Coca, A. Redondo y M. Petit. 2006. La red SeasNET: servicio de oceanografía operacional para la gestión de los recursos pesqueros de regiones ultraperiféricas europeas. *Revista de Teledetección Número especial*: 100-104.
- Richardson, A. J., A. Bakun, G. C. Hays and M. J. Gibbons. 2009. The jellyfish joyride: causes, consequences and management response to a more gelatinous future. *Trend in Ecology and Evolution* 24:312-322.
- Saavedra-Gallo, G. y G. Valencia-García. 2017. Escenarios de futuro y concepción del riesgo entre pescadores artesanales de Alvarado, Veracruz, México. En: F. Paz, R. Torres y A. Velázquez (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México*. pp. 118-123.
- SECTUR. 2014. Estudio de la vulnerabilidad y programa de adaptación ante la variabilidad climática y el cambio climático en diez destinos turísticos estratégicos, así como propuesta de un sistema de alerta temprana a eventos hidrometeorológicos extremos. Informe Técnico Etapa Tres. Informe Técnico Final. Recuperado de <http://www.sectur.gob.mx/programas/planeacion-y-politica-turistica/ordenamiento-turistico-sustentable/cambio-climatico/estudio-de-vulnerabilidad-al-cambio-climatico-en-el-sector-turistico/>
- SEMARNAT. 2014. Programa Especial de Cambio Climático. México.
- Sepúlveda-Marqués, R. G. 2014. La gestión ambiental en el estado de Baja California. Un análisis desde la perspectiva global para una política ambiental local. Tesis de Doctorado en Estudios de Desarrollo Global, Facultad de Economía y de Relaciones Internacionales, Universidad Autónoma de Baja California. Mexicali, Baja California, México.
- Stepanenko, V., I. Mammarella, A. Ojala, H. Miettinen, V. Lykosov and T. Vesala. 2016. LAKE 2.0: a model for temperature, methane, carbon dioxide and oxygen dynamics in lakes, *Geoscientific Model Development* 9:1977-2006.
- Tovilla, C., A. M. Arce y J. C. Pérez. 2009. Gestión litoral y política pública en México: un diagnóstico. El Colegio de la Frontera Sur, ECOSUR, Unidad Tapachula, ECOSUR, Unidad Campeche y Unidad Chetumal. Recuperado en: https://www.researchgate.net/profile/Pedro_Alcolado/publication/265965017_El_Manejo_integrado_costero_en_Cuba_un_camino_grandes_retos/links/544154fa0cf2a6a049a573ce.pdf#page=15
- Trenberth, K. E. and J. W. Hurrell. 1994. Decadal atmosphere-ocean variations in the Pacific. *Climate Dynamics* 9:303-319.
- UNESCO. 1973. Expert Panel on Project 8: conservation of natural areas and of the genetic material they contain. Final Report. UNESCO-MAB Report Series No. 12. Paris, France 64 p.
- Vázquez-León, I. 2006. Desarrollo, sustentabilidad y pobreza. En Guzmán-Amaya P. y D. F. Fuentes-Castellanos (coord.) Pesca, Acuicultura e Investigación en México. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. Comisión de Pesca, Cámara de Diputados. LIX Legislatura.
- Villasante, L. S. 2009. Magnitud e implicaciones de la política pesquera comunitaria: aplicación de indicadores de sostenibilidad sobre el metabolismo de los ecosistemas marinos. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de Santiago de Compostela
- Washington State Blue Ribbon Panel on Ocean Acidification. 2012. Ocean Acidification: From Knowledge to Action, Washington State's Strategic Response. In: H. Adelman and L. Whitely Binder (eds.). Washington Department of Ecology, Olympia, Washington. Publication No. 12-01-015
- WWF. 2019. World Wildlife Fund. Recuperado de http://www.wwf.org.99mx/que_hacemos/cambio_climatico_y_energia/
- Zavala-González, A. 2007. Áreas Naturales Protegidas, Islas y desarrollo sustentable. En: Azuz-Adeath, I. A. (ed.) *Infraestructura y Desarrollo Sustentable. una visión centrada en la zona costera*. Centro de Enseñanza Técnica y Superior, Cetys-Universidad, Ensenada, México. 279 p.

Capítulo 28

DIMENSIÓN SOCIAL EN ECOSISTEMAS TERRESTRES

Coordinador

Antoine Libert-Amico¹

Colaboradores

**Fernando Paz-Pellat², Gontrán Villalobos-Sánchez³, Mariela Fuentes-Ponce⁴
y Sara Covaleda-Ocón⁷**¹Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México.²GRENASER, Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.³Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y Escuela Nacional de Protección Civil, Ocozocuautla, Chiapas, México.⁴Unidad Xochimilco, Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México.⁵Kibeltik Clima y Medio Ambiente, A.C., San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

INTRODUCCIÓN

A la luz de las discusiones sobre cambio climático – entendido éste como la presión antropogénica sobre la variabilidad climática – el vínculo estrecho entre las actividades humanas y el ciclo de carbono ha sido el centro de atención de una cantidad creciente de investigaciones. Discutir la dimensión social del ciclo de carbono implica reconocer la relación directa entre el balance del ciclo del carbono y las actividades humanas, junto con los factores políticos, socioeconómicos y culturales que inciden en la toma de decisiones sobre los procesos de producción, consumo y desecho. La dimensión social del ciclo de carbono en ecosistemas terrestres en México es evidente al reconocer la diversidad del país, sus tendencias demográficas y económicas, junto con el contexto político y la heterogeneidad de iniciativas sociales.

La especie humana ha tenido un impacto innegable en las demás especies y la biósfera en general (IPBES, 2019; Rockström *et al.*, 2009). De la misma manera, las sociedades humanas son afectadas de manera desigual por el cambio ambiental global, a la vez que diferentes grupos sociales movilizan diversos recursos y redes para reaccionar y adaptarse a los cambios en el entorno. Es así que resulta apremiante reconocer la dimensión social de los ciclos de carbono, al analizar cómo la sociedad incide en los cambios en los flujos de carbono, a la vez que recibe los impactos de éstos.

En este capítulo se presenta una primera aproximación a la dimensión social de los estudios del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres. Tras una definición genérica de la dimensión social, se discuten las particularidades del contexto mexicano y la coyuntura de nuevas políticas públicas de respuesta y adaptación al cambio climático que han fomentado las investigaciones enmarcadas en el estudio del ciclo del carbono y aspectos sociales. Posteriormente, se esbozan tendencias de análisis de la diversidad de abordajes de la dimensión social del ciclo de carbono en ecosistemas terrestres. Tercero, se presenta una agenda futura para la investigación y la colaboración entre ciencia, sociedad civil y políticas gubernamentales, en aras de consolidar una comprensión de los factores sociales detrás de los flujos del ciclo de carbono y sus impactos en el futuro próximo. Se concluye con recomendaciones para las políticas públicas que derivan de los estudios de la dimensión social entorno al carbono, aportando también posibles directrices para investigaciones futuras.

BASES PARA LOS ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

Cambio climático y dimensión social

Si el clima es producto de la latitud, la altitud, la orientación de la ladera y la cercanía a cuerpos de agua, entre otros factores, la variabilidad del clima se refiere a variaciones en las condiciones medias que pueden



sucedan en cualquier momento y sitio del planeta (IPCC, 2014). Esta variabilidad es por lo más *natural* y se ha expresado a través de la historia del planeta en las diversas edades de hielo, por ejemplo, o en el fenómeno cíclico conocido como la Oscilación del Sur *El Niño*.

Mientras que la variabilidad es una característica endógena del clima, el cambio climático hace referencia a una externalidad antropogénica. La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) define a éste como: *cambio del clima atribuido directa o indirectamente a actividades humanas que alteran la composición de la atmósfera mundial y que viene a añadirse a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables* (CMNUCC, 1992).

El cambio climático, entendido como la presión humana sobre la variabilidad climática, ilustra el vínculo entre las acciones sociales y los fenómenos naturales. Ante el escenario incierto que conlleva el cambio climático, estudios interdisciplinarios de los actores y determinantes detrás de los flujos del ciclo de carbono pueden aportar insumos a la tarea de mitigar el cambio climático al reducir las emisiones y aumentar los almacenes de carbono.

Los debates sobre mitigación y adaptación al cambio climático, cada día más presente en la opinión pública, han generado un renovado interés en el ciclo del carbono y, particularmente, el papel de los almacenes de carbono. Los ecosistemas terrestres juegan un papel clave en el ciclo global del carbono, ya que capturan hasta el 25% del carbono atmosférico liberado por las actividades antropogénicas (Friedlingstein *et al.*, 2010). Los bosques del neotrópico han sido el centro de atención de las discusiones internacionales de la gobernanza del cambio climático; si bien no son el ecosistema más representativo a nivel global (de hecho, los ecosistemas áridos y semi-áridos tienen menor capacidad de captura de carbono, pero más influencia en la variación del balance del carbono debido a que cubren hasta el 50% de los ecosistemas terrestres a nivel global), ni es el ecosistema más eficiente en capturar carbono (lo son las turbas, la mayoría de las cuales se encuentran fuera del trópico) (Libert-Amico, 2017).

Los bosques han sido identificados como una prioridad en la mitigación del cambio climático, por su papel como sumideros de carbono en biomasa viva, materia orgánica en descomposición y en el suelo (IPCC, 2007). Estas discusiones parecen olvidar

que los bosques son aprovechados y manejados por comunidades y poblaciones, principalmente, rurales. En debates científicos sobre elementos biofísicos, la dimensión socio-económica y cultural tiende a quedar invisibilizada. Esto último se vislumbra en la definición técnica de los bosques que emplea desde hace décadas la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés), contemplando exclusivamente superficie, altura y cobertura de aérea de los árboles: *Tierra que se extiende por más de 0.5 hectáreas dotadas de árboles de una altura superior a 5 m y una cubierta de copas superior al 10 por ciento, o de árboles capaces de alcanzar esta altura in situ* (FAO, 2004). Esta definición no sólo obvia los otros organismos vivos de un bosque, sino que esconde la relación humana con los bosques. Al no reconocer que las sociedades humanas transforman y manejan los bosques, esta definición ha generado polémica en años recientes. Por una parte, esta definición de bosque es suficientemente vaga para incluir implícitamente las plantaciones forestales comerciales. Esto es un tema sensible ante los compromisos globales del Desafío de Bonn para restaurar 350 millones de hectáreas de tierras degradadas para el año 2030. Definiciones indeterminadas o imprecisas de los bosques y de su restauración pueden facilitar el establecimiento de monocultivos de reducida biodiversidad y limitada capacidad de secuestro de carbono para contribuir a esta meta (y para recibir los apoyos internacionales correspondientes). De hecho, un estudio de los 43 compromisos nacionales presentados al Desafío Bonn para finales de 2017 resaltó que, de los casi 300 millones de hectáreas comprometidas para la restauración, el 45% corresponde a plantaciones comerciales forestales, que en promedio tienen una capacidad de captura de carbono 40 veces inferior a la de un bosque natural (Lewis *et al.*, 2019).

Los bosques son más que árboles, proveen otros servicios ecosistémicos claves para la humanidad y los ecosistemas, además de la captura de carbono. Ellison *et al.* (2017) revelan el papel de los bosques en generar lluvia, retener la humedad atmosférica y reducir la temperatura de los climas locales, a la vez que llaman a un análisis más profundo respecto a las capacidades de los bosques más allá de la simple mitigación del cambio climático.

Adicionalmente, la definición ambigua de bosque excluye explícitamente los sistemas agroforestales al descartar el posible uso agrícola en bosques y

desconoce la relación complementaria que puede existir entre bosques y agricultura (FAO, 2019; Aguilar-Støen *et al.*, 2011). Estudios recientes han mostrado el efecto positivo de uno o de múltiples servicios ecosistémicos (es decir, polinización, control de plagas, ciclo de nutrientes) de los bosques en los rendimientos alimentarios (Reed *et al.*, 2017; HLPE, 2017). Los sistemas agroforestales que combinan cultivos agrícolas con especies arbóreas de sombra son policultivos con plantas que se complementan en la diversidad, creando nuevos tipos de bosques (Moguel, 2010; Perfecto *et al.*, 2014). De esta manera, los espacios apropiados, transformados y manejados por las sociedades humanas, como los espacios agropecuarios, no solo se benefician de la biodiversidad que les rodea, sino también pueden aportar a la biodiversidad del entorno. Esta es la base del concepto de biodiversidad para la alimentación y la agricultura (FAO, 2019) o agrobiodiversidad (Biodiversity International, 2017), entendida como la diversidad de vida que contribuye de una manera u otra a la agricultura, junto con la diversidad de plantas y animales domesticadas y especies silvestres que se usan para la alimentación. La agrobiodiversidad y el manejo sustentable de los ecosistemas agropecuarios juega un papel clave en frenar la sexta extinción masiva de especies que enfrenta el planeta en su historia conocida (Cook, 2018). La especie humana, que solo representa el 0.01% de toda la biomasa viva en la Tierra, ha tenido un impacto inmenso en la biósfera, llevando a la extinción al 85% de los animales terrestres silvestres, 80% de los mamíferos marinos, y 50% de las plantas (Bar-On *et al.*, 2018). La predominancia (agresiva) de la especie humana, que hoy en día pone en riesgo de extinción hasta un millón de especies (IPBES, 2019), ilustra la imposición de una dimensión social sobre la naturaleza: no se pueden estudiar los fenómenos *naturales* sin considerar la incidencia del factor humano (su llamada dimensión social).

El contexto socioeconómico para el estudio del ciclo de carbono en México

El uso y manejo del territorio que hacen las sociedades humanas, junto con la toma de decisiones a nivel local y global, incide directamente en el ciclo del carbono. Aunque sea un tema marginal en las investigaciones de las ciencias de los ciclos

biogeoquímicos, la consideración de la manera en que las actividades humanas inciden en el ciclo de carbono conlleva recomendaciones para poder modificar dicho ciclo y disminuir las emisiones en el marco del cambio ambiental global. Malone *et al.* (2018) discuten la necesidad de reconocer el carbono incrustado o inherente (*embedded carbon*, en inglés) a las actividades humanas para el diseño de políticas públicas que incidan en el balance del ciclo de carbono.

Los estudios de la dimensión social en el ciclo del carbono refieren a un amplio conjunto, altamente diverso, de trabajos que integran las prácticas y decisiones humanas en los flujos de carbono. Aun cuando la dimensión social se reconoce en estudios internacionales sobre la dinámica del carbono y otros gases de efecto invernadero (GEI), es un campo de investigación aún joven en México. El Programa Mexicano del Carbono consideró desde sus inicios la dimensión humana en su Plan Científico (PMC, 2008); sin embargo, su implementación en forma colaborativa e interdisciplinaria no ha sido una tarea fácil.

Algunos datos del contexto mexicano ilustran las conexiones entre la dinámica del ciclo del carbono y las acciones humanas. La población urbana representaba el 77.1% de la población total en 2015, lo que implica que México comparte la realidad de otros países de la Organización para el Comercio y Desarrollo Económico (OCDE), en la cual las actividades de consumo en las ciudades determinan una proporción significativa de las emisiones. A su vez, las viviendas que utilizan leña o carbón para cocinar representan el 14.7% del total de viviendas en México (INEGI, 2015), lo cual también está íntimamente relacionado con las emisiones de CO₂.

México es un país diverso, tanto geobiofísicamente, como culturalmente. Más del 65% del territorio nacional se encuentra por encima de los 1000 msnm, mientras que el 47% de esta superficie presenta pendientes superiores al 27%, lo que implica que la topografía y la ubicación juegan un papel clave en la diversificación de climas y ecosistemas del país (Banco Mundial, 2019). México es considerado uno de los cinco países megadiversos del planeta, con una gran variedad de ecosistemas en su superficie de casi 200 millones de hectáreas. Los ecosistemas áridos y semi-áridos cubren hasta el 60% de la superficie terrestre del país (Challenger y Soberón, 2008). Por otra parte, los manglares cubren menos del 0.4% de la superficie nacional (Troche-Souza *et al.*, 2016), pero tienen una alta capacidad



para la mitigación del cambio climático mediante el secuestro y almacenamiento de carbono orgánico (Herrera-Silveira *et al.*, 2016), por lo que se les conoce como ecosistemas de *carbono azul* (Donato *et al.*, 2011). Los manglares contribuyen a reducir riesgos de desastre al estabilizar la línea costera, filtrar agua y reducir la erosión provocada por olas, corrientes y mareas. Adicionalmente, hasta el 80% de la cosecha global de pescado depende, directa o indirectamente, de los manglares (Ellison, 2008). Otro ecosistema de gran interés para los estudios del ciclo del carbono son los humedales: el Inventario Nacional de Humedales (CONAGUA, 2017) reportó que México tiene 6331 humedales, incluyendo 142 Humedales de Importancia Internacional protegidos por la Convención Ramsar de 1971 que cubren 8.6 millones de hectáreas.

La permanencia, destrucción o modificación de la diversidad de recursos inmersos en los ecosistemas depende de la toma de decisiones de la población y de los órganos de gobierno, así como de los tipos de manejo que se les den, tanto para conservación como para producción, por ello es de vital importancia considerar en los estudios de impacto ambiental, en este caso específico el ciclo del carbono, el factor sociocultural y económico. Por ejemplo, la FAO (2016) considera actualmente un tercio del país como “bosque”, ecosistema primordial en la fijación de C, del cual dos tercios se encuentran dentro de ejidos y comunidades agrarias beneficiados por la reforma agraria (Merino y Martínez, 2014; Merino y Ortiz, 2013). Es decir, los titulares de los derechos agrarios de la propiedad social son actores claves en el manejo y la conservación de estos sistemas. Así mismo, la FAO considera que 52% de la superficie de México es área agrícola, por lo cual las sinergias entre los agrosistemas y los bosques son esenciales entorno al ciclo del carbono y la biodiversidad (FAOSTAT, 2019).

México no sólo cuenta con una alta diversidad de flora y fauna, también de pueblos y culturas que aprovechan y manejan dicha biodiversidad, lo cual se refleja en la existencia de 11 familias lingüísticas, 68 agrupaciones lingüísticas y 364 variantes que deben reconocerse como lenguas (INALI, 2008). Esta diversidad cultural ha creado diversos y nuevos paisajes, sistemas productivos y usos de los recursos naturales a través de la historia, dando lugar a más de 100 especies domesticadas de plantas

– principalmente alimentos – y una herbolaria con 4 mil especies (Toledo y Ortiz-Espejel, 2014).

A pesar de que habitan las regiones con mayor riqueza natural, entre los sectores más desfavorecidos de la población se encuentran las comunidades y pueblos indígenas. Según el estudio del México rural del siglo XXI publicado recientemente por la FAO (2018), *la importancia de la protección de los recursos naturales descansa de manera especial en la población indígena, ya que esta población vive donde se localizan las mayores superficies de bosques y selvas y donde se capta el agua de lluvia*. Asimismo, detalla que *una de las características sobresalientes de los núcleos agrarios con población indígena es la disponibilidad de recursos naturales: nueve de cada diez ejidos y comunidades disponen de algún recurso natural; y son dueños del 28% de los bosques y la mitad de las selvas que existen en la propiedad ejidal. Más aún, las comunidades rurales e indígenas son propietarias de más del 80 por ciento de los ecosistemas en buen estado de conservación, en donde se concentra gran parte de la biodiversidad del país* (FAO, 2018). La mezcla de la biodiversidad y las formas de manejo ligadas a la diversidad cultural ha llevado a la difusión del concepto de paisajes bioculturales, que reconoce el estrecho vínculo entre la biodiversidad y las comunidades locales. El tema biocultural en México obtuvo un impulso en el marco de la celebración de la Conferencia de las Partes (COP 13) en Cancún, en diciembre del 2016. De hecho, en el marco de dicho evento, el foro de pueblos indígenas llamó a los representantes internacionales a fortalecer la implementación de los protocolos bioculturales comunitarios, como herramienta reconocida a nivel internacional por sus aportaciones a la conservación de la biodiversidad, respaldado por las Directrices voluntarias Akwé: Kon (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2004) y el Código de Conducta Ética Tkarihwaí:ri para asegurar el respeto al patrimonio cultural e intelectual de las comunidades indígenas y locales (CBD, 2000).

Lo anterior enfatiza la importancia de considerar el aspecto sociocultural y económico en las afectaciones al ciclo del carbono, así como las estrategias de adaptación ante los cambios del clima, para responder a necesidades locales y regionales de las poblaciones, no sólo desde el ámbito ambiental.

La coyuntura política del cambio climático en México

La adopción de políticas públicas de respuesta al cambio climático, junto con la aplicación en México de programas internacionales de mitigación y adaptación, crearon un contexto político-social que ha impulsado la investigación en ciertos componentes del ciclo del carbono. Vale la pena recalcar algunos hitos del renovado interés en el carbono, para contextualizar las tendencias en los estudios del ciclo de carbono y su dimensión sociopolítica.

El Protocolo de Kioto en 1997 marcó un momento histórico, al buscar reducir las emisiones nacionales, particularmente de los países más industrializados del mundo, al poner un porcentaje común de reducción para todas las partes del Protocolo. No se ha logrado un acuerdo sobre la segunda fase de compromisos en la reducción nacional de emisiones, que debería haber iniciado en 2012 (para julio de 2016 la fase dos del Protocolo contaba con el apoyo de solamente 66 de los 144 países, cuyo respaldo se necesita para entrar en operación). Este fracaso en construir acuerdos de gobernanza internacional ha contribuido a la deslegitimización de los foros internacionales como fuente de respuestas a la actual crisis, a pesar de los múltiples esfuerzos de la Convención Marco de las Naciones Unidas ante el Cambio Climático (CMNUCC) y las reuniones anuales de su Conferencia de las Partes (COP). En los hechos, el Protocolo de Kioto ha sido remplazado por el Acuerdo de París (CMNUCC, 2015), que favorece el esquema de Contribuciones Previstas y Determinadas a nivel Nacional (INDC, por sus siglas en inglés). En este esquema, cada país determina y reporta sobre su propia contribución a la mitigación del cambio climático, sin que existan mecanismos de presión ni sanciones por no cumplimiento, con el objetivo general de limitar a 2°C para 2100 (Höhne *et al.*, 2017; Rajamani, 2016). Para muchos, el Acuerdo de París representó un paso atrás en comparación con el Protocolo de Kioto (Santos, 2017; Rogelj *et al.*, 2016), poniendo en duda la capacidad de la gobernanza internacional para responder al desafío de la mitigación del cambio climático (Michaelowa y Michaelowa, 2017).

De acuerdo con el Banco Mundial (2013), México es uno de los líderes en legislación ambiental,

siendo uno de los primeros países en contar con una ley dedicada exclusivamente al cambio climático, la Ley General de Cambio Climático (Presidencia de la República, 2012). Además, cuenta con un Programa Especial de Cambio Climático y una Estrategia Nacional ante el Cambio Climático con visión a largo plazo, legislaciones cuyos objetivos incluyen regular las emisiones de GEI, reducir la vulnerabilidad ante el cambio climático, reglamentar las acciones de mitigación y adaptación y, fomentar la transición hacia un desarrollo bajo en emisiones (CEPAL, 2015).

El gobierno de México ha dado un fuerte impulso a las actividades de preparación para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal, más el aumento de los almacenes de carbono y el manejo sustentable de los bosques (REDD+) (Carrillo-Fuentes y Velasco-Ramírez, 2016). Al dar a conocer su Ley General de Cambio Climático el país asumió el objetivo ambicioso de *transitar a una tasa de cero por ciento de pérdida de carbono en los ecosistemas originales* (Presidencia de la República, 2012; Artículo Transitorio Tercero, Párrafo II). De la misma manera, su Contribución Nacionalmente Determinada en materia de mitigación (NDC) plantea alcanzar para el año 2030 una reducción no condicionada a financiamiento y apoyo internacional de 22% en sus emisiones y una tasa cero de deforestación (Deschamps *et al.*, 2017).

El país fue de los primeros en actualizar su marco legal para REDD+ y, también, en presentar una Visión de México sobre REDD+ y someter a consulta una Estrategia Nacional ante REDD+ (ENAREDD+). A su vez, ha trabajado en cubrir otros requisitos de REDD+ tales como la conformación de un sistema nacional de información sobre salvaguardas sociales y ambientales, establecer el nivel nacional de referencia de emisiones forestales y un sistema nacional de monitoreo forestal, junto con un sistema de monitoreo, reporte y verificación (MRV) de las acciones REDD+ (Deschamps y Larson, 2017).

Este contexto de reformas legales y arreglos institucionales creó un ambiente favorable para las investigaciones en los almacenes de carbono y las emisiones de GEI en el país. Quienes contaban con años de experiencia en investigación del ciclo de carbono encontraron un ambiente favorable para dimensionar sus investigaciones, mientras surgía



una nueva generación de proyectos de investigación (Mbatu, 2016). A la par de las reformas legislativas para favorecer las acciones ante el cambio climático, se han venido desarrollando una serie de proyectos piloto e iniciativas – particularmente desde la sociedad civil internacional – bajo el marco de *acciones tempranas REDD+*. Por ejemplo, la base de datos internacional de proyectos REDD+ (Simonet *et al.*, 2016) registra 14 proyectos tipo REDD+ en México, sin contar la estrategia oficial de acciones tempranas de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR).

Durante el periodo 2009–2014 se realizaron acuerdos de financiamiento para REDD+ en México por \$800 millones de dólares, tanto para proyectos que apoyan directamente REDD+ como para otros relacionados (REDDX, 2016). De estos fondos, \$333.2 millones de dólares (42%) corresponde a financiamiento nacional otorgado como cofinanciamiento de CONAFOR. Con relación a los fondos internacionales para REDD+ en México (\$467.7 millones de dólares), la mayoría corresponde a créditos otorgados por bancos multilaterales (47%), seguido de donaciones de otros países, fundaciones y organizaciones internacionales (REDDX, 2016). Estos amplios fondos se han destinado a la creación de condiciones para la preparación del mecanismo REDD+, como la Estrategia Nacional REDD+ (ENAREDD+), diseño de salvaguardas y sistemas MRV, pilotaje de proyectos y creación de capacidades a nivel del gobierno central.

En el marco de discusiones internacionales sobre cambio climático han surgido una serie de iniciativas –en ocasiones dispersas y dependientes de fondos ocasionales– que buscan fomentar acciones ante el cambio climático desde los diversos sectores e instituciones. Una iniciativa importante por mencionar es el Desafío Bonn, un compromiso global para restaurar paisajes, enfatizando aumentar los acervos de carbono más que evitar las emisiones. Como parte de este desafío global, el gobierno de México se comprometió con la Iniciativa 20x20 en la Conferencia de las Partes de Lima, Perú, a finales de 2014, con la meta de restaurar 8.4 millones de hectáreas (7 millones de hectáreas por parte de SAGARPA y 1.4 millones por parte de CONAFOR) para el año 2020 (Meli *et al.*, 2017). En la misma perspectiva, la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación

(SAGARPA, hoy SADER) se comprometió a participar en la *Iniciativa 4 por 1000: Suelos para la seguridad alimentaria y el clima*, un compromiso para incrementar anualmente en 0.4% el almacén de carbono en los suelos agrícolas.

El renovado interés en acciones frente al cambio climático implicó un énfasis en la investigación del ciclo de carbono, con un enfoque particular en la biomasa aérea de ecosistemas terrestres (Galicia *et al.*, 2016). El impulso desde financiadores internacionales hacia proyectos pilotos REDD+ también trajo consigo un énfasis en la colaboración con las comunidades forestales (McCall *et al.*, 2016), la distribución de beneficios (Skutsch y Balderas-Torres, 2017), debates sobre equidad y participación en la gestión de los proyectos propuestos (Ayala-Carillo *et al.*, 2016). Esta presión ha probado ser un incentivo hacia la consideración de la dimensión social del ciclo del carbono.

EJES ESTRATÉGICOS DE LA DIMENSIÓN SOCIAL EN ECOSISTEMAS TERRESTRES

Esbozar un estado del arte de un tema tan amplio como es la dimensión social no es una tarea fácil, ya que la cuestión social está inmiscuida en cada parte del ciclo de carbono. Los estudios que abarcan algún componente de la dimensión social del ciclo del carbono cubren una amplia gama de temáticas, desde discusiones sobre políticas públicas hasta el análisis de cadenas de valor, la huella de carbono de sectores estratégicos y las tendencias de consumo. En un esfuerzo por sintetizar para el análisis posterior, se describen a continuación los principales ejes estratégicos de los estudios en México de la dimensión social del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres.

Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas terrestres e inventarios/monitoreo participativo

A través de redes internacionales y la colaboración entre universidades en el país, el conocimiento científico de los almacenes y flujos del ciclo de carbono en ecosistemas terrestres de México ha crecido en años recientes. Por ejemplo, existe una red de medición de flujos verticales de CO₂ que usa torres de covarianza de vórtices

(*Eddy covariance*, en inglés) llamada MexFlux, dedicada a medir los flujos, tanto de gases de efecto invernadero, como de energía en ecosistemas terrestres y costeros. El objetivo principal de MexFlux es generar conocimiento científico sobre el papel que desempeña la dinámica de los ecosistemas mexicanos en el cambio ambiental global (Vargas *et al.*, 2013). Si bien se ha logrado aumentar el entendimiento de los diversos flujos de GEI y reducir el grado de incertidumbre en las mediciones, persisten vacíos en la información y limitaciones en la interpretación de los datos.

Los sitios de muestreo en México confirman la importancia de los ecosistemas terrestres para capturar y almacenar carbono. Sin embargo, gran parte de estos ecosistemas se encuentran bajo algún tipo de manejo o en un estadio sucesional diferente al de un bosque maduro, que permite tener un potencial alto de incremento en los almacenes de carbono (Chazdon *et al.*, 2016), por lo cual se requieren estudios más detallados de los efectos del uso, manejo y los cambios de uso del suelo sobre los flujos de carbono en ecosistemas.

En el proceso de establecer una línea base de emisiones y almacenes de carbono, se ha movilizado la colaboración de amplios sectores de la sociedad, trabajando en coordinación con institutos de gobierno y con la construcción de acuerdos con dueños y poseedores de los sitios de estudio. Aunque persisten problemas como el desuso de sitios de muestreo equipados ante la falta de financiamiento para la investigación, el aumento de sitios de muestreo de flujos de carbono lentamente se ha acompañado de un incremento de participación en los muestreos, gracias a dos circunstancias: primero, por una cantidad creciente de estudiantes y técnicos provenientes de diferentes universidades del país y, segundo, por un aumento en la participación de asociaciones civiles y comunidades propietarias de los terrenos donde se encuentran los sitios en las actividades científicas de muestreo.

Mientras que las discusiones sobre métodos de monitoreo, reporte y verificación (MRV) proliferan en el marco de debates internacionales sobre REDD+, la participación de comunidades locales en dichos procesos técnico-científicos es limitada (Villaseñor *et al.*, 2016; Pritchard, 2013). Si bien

el MRV se ha visto como una práctica técnico-científica (CONAFOR, 2004 y 2009), forma parte de un proceso político de definición de roles y responsabilidades, así como de coordinación entre niveles de gobierno y, entre gobierno y sociedad civil (Deschamps y Larson, 2017). Investigaciones recientes apuntan hacia la importancia de la participación local en los procesos de monitoreo, no sólo por sus contribuciones a mejorar la calidad de los datos que se pueden generar, sino también por el fortalecimiento de capacidades locales (Skutsch, 2011; Balderas-Torres y Skutsch 2015; Hawthorne y Boissiere, 2014). Mientras surgen llamados desde actores locales que invitan a una visión más amplia que los requisitos científicos, existen obstáculos para la integración de perspectivas comunitarias locales en reportes hacia instituciones globales, que deben obedecer lineamientos internacionales precisos (Deschamps *et al.*, 2017). Esto no ha sido impedimento para que se realicen proyectos piloto de participación comunitaria en las actividades de muestreo de flujos de carbono, que han sentado las bases para la participación de sectores no-académicos en las actividades de monitoreo, reporte y verificación de las emisiones (McCall *et al.*, 2016).

Los inventarios y monitoreos participativos pueden formularse para aprovechar capacidades diferenciadas de entrenamiento y experiencia, aprovechando el conocimiento local de los monitores comunitarios. La fusión de información de inventarios profesionales (*i.e.* Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la CONAFOR), con la generada por las comunidades, se debe realizar bajo criterios de conservación de la incertidumbre de cada fuente de información, para evitar procesos de sobreestimación (Paz y de Jong, 2012a), El Programa Mexicano del Carbono desarrolló un enfoque de inventarios/mediciones semicuantitativas (ver Caja 1) fusionadas a las cuantitativas profesionales, para que las comunidades, con un mínimo de entrenamiento, puedan participar en los ejercicios de evaluación de los almacenes de carbono en sus predios (Paz *et al.*, 2012c). Con este enfoque de inventarios tipo dinámico —obtención de datos temporales para modelar la dinámica del carbono— (Paz y de Jong, 2012b; Paz *et al.*, 2012b) se pueden realizar inventarios regionales de bajo costo.

Caja 1. Inventarios semicuantitativos comunitarios

El uso de técnicas semicuantitativas, o aproximadas, facilita la incorporación de las comunidades en los monitoreos e inventarios de los almacenes de carbono en sus predios. Por ejemplo, la relación entre el área basal (área de un árbol medida a 1.3 m de altura) y la biomasa aérea de los árboles (de Jong, 2012), Figura C1.1, permite utilizar la técnica del relascopeo de Bitterlich, Figura C1.2, para mediciones rápidas y razonablemente precisas de este almacén, sin altos requerimientos de capacitación.

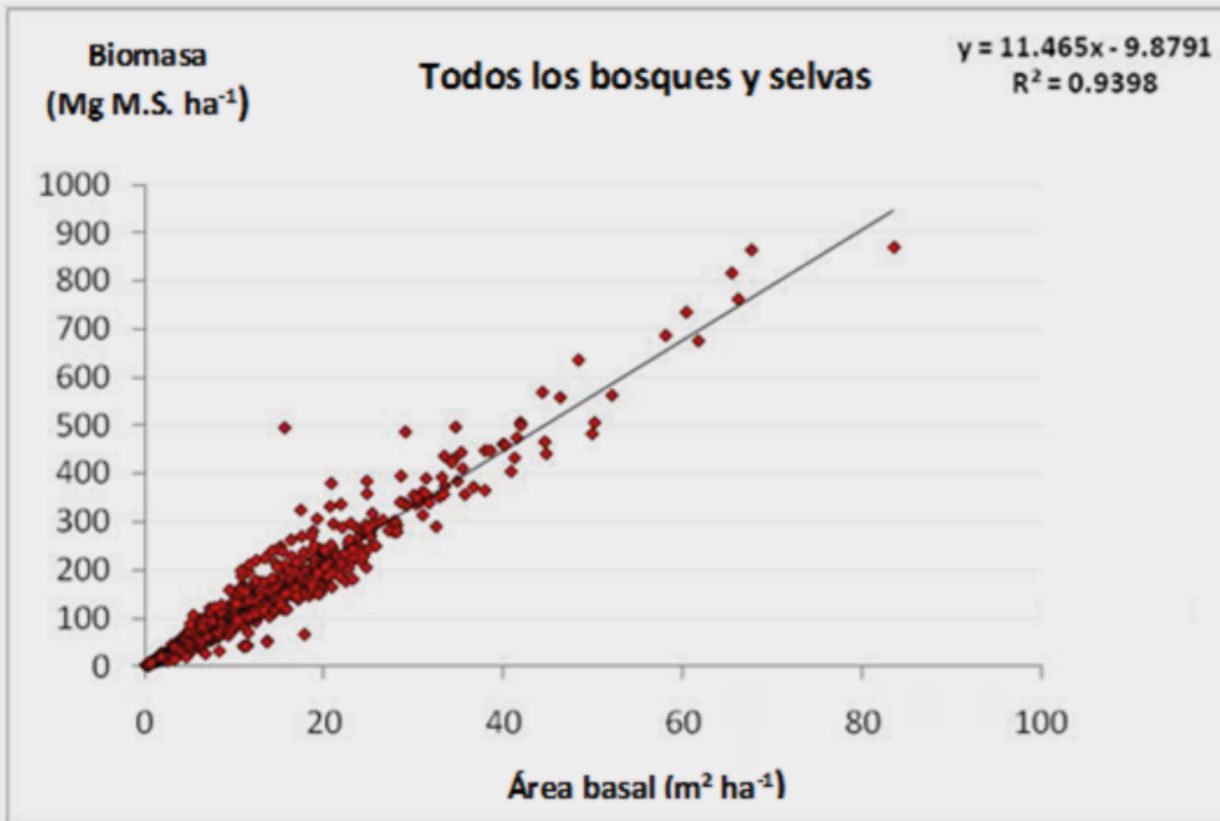


Figura C1.1. Relación entre el área basal y biomasa aérea de inventarios en el Estado de Chiapas.

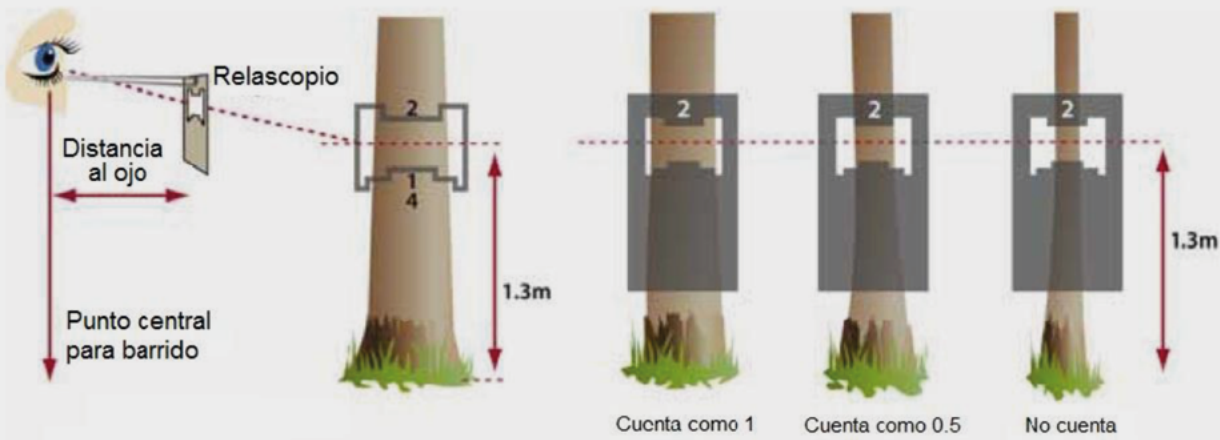


Figura C1.2. Uso del relascopeo de Bitterlich para mediciones del diámetro a la altura de 1.3 m.

Con base en la experiencia de la promoción del MRV comunitario en el marco de las acciones tempranas REDD+ implementadas en México, McCall *et al.* (2016) evalúan los incentivos para la participación de las comunidades forestales en las actividades de MRV. Reconociendo intereses locales y las necesidades de los habitantes de los bosques, proponen una transición hacia un proceso de mapeo, mediciones y monitoreo (MMM) comunitario, en el cual los procesos de adquisición de información no sólo cumplan con los requisitos del MRV para REDD+, sino también reconozcan el interés comunitario en conocer el estado actual, los cambios y las amenazas a su base de recursos naturales, servicios ecosistémicos y otros indicadores de bienestar territorial (McCall *et al.*, 2016). De esta manera, más allá de una participación comunitaria pasiva, se invita a co-diseñar procesos flexibles de monitoreo que puedan surgir desde los intereses de la población local en el manejo de su territorio.

Escenarios de intervención y condiciones socioeconómicas

El uso de modelos de computación y escenarios ha sido una herramienta clave para explorar trayectorias futuras con relación a las emisiones de carbono y las concentraciones atmosféricas de GEI. Con base en los escenarios desarrollados por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), particularmente los RCP (*Representative Concentration Pathways*, en inglés), los escenarios futuros desempeñan un papel central en la investigación

del ciclo del carbono. Sin embargo, dichos escenarios se limitan a calcular la presión de los GEI en el cambio ambiental global, sin representar las condiciones socioeconómicas y los procesos sociales que están detrás de las emisiones antropogénicas.

Investigaciones recientes en el cambio global reconocen la premura de contar con escenarios socioeconómicos para comprender mejor las trayectorias alternativas que pueden derivar en una reducción de emisiones (van Ruijven *et al.*, 2014). La integración de consideraciones sociales, productivas y culturales, podría permitir analizar cómo los modelos de desarrollo pueden facilitar u obstaculizar respuestas de manejo del riesgo tales como la mitigación de GEI, la adaptación al cambio climático y el desarrollo sustentable (Malone *et al.*, 2018). La propuesta de trayectorias socioeconómicas compartidas (*Shared Socioeconomic Pathways* o *SSP*, en inglés; O'Neill *et al.*, 2017) constituye un ejemplo de escenario complementario a los RCP que integre dichas consideraciones.

De la misma manera, los estudios de gestión de riesgos que analizan la vulnerabilidad de los sistemas productivos, de energía y movilidad, entre otros, pueden aportar bases para la consideración de los nexos entre amenazas naturales y humanas al bienestar humano (ver Caja 2); investigaciones de los impactos negativos potenciales del cambio climático (y, por consiguiente, de los cambios en el balance de carbono) y, en los sistemas humanos, establecen las bases para propuestas de políticas gubernamentales que fomenten la adaptación al cambio ambiental y la resiliencia de frente a un futuro incierto (IPCC, 2012).

Caja 2. La visión socio-ecológica de la gestión de riesgos de desastre

Un desastre se entiende como una ruptura en el funcionamiento de una sociedad, a cualquier escala, debido a eventos extremos (amenazas) que interactúan con condiciones de exposición y vulnerabilidad. Un desastre es el resultado de condiciones de vulnerabilidad, que deja expuesta una amenaza potencial. No existen los desastres naturales, solo amenazas naturales. A la vez, no todas las amenazas son naturales. Los procesos o fenómenos biológicos son parte de las amenazas naturales (por ejemplo, huracanes, actividad volcánica, sismos, inundaciones y sequías). Amenazas antropogénicas son aquellos peligros inducidos por las actividades o elecciones humanas (por ejemplo, accidentes industriales o contaminación nuclear). Muchas amenazas son el producto de la presión antropogénica sobre procesos naturales (por ejemplo, el cambio climático o la degradación ambiental).

El IPCC (2012) evalúa el papel que desempeña el desarrollo en las tendencias de la exposición y la vulnerabilidad, las implicaciones de riesgos de desastre y las interacciones entre desastre y desarrollo. En el informe se examina cómo la gestión de riesgos de desastre y la adaptación al cambio climático pueden reducir la exposición y la vulnerabilidad a los fenómenos meteorológicos y climáticos extremos y reducir así el riesgo de desastres, a la par de aumentar la resiliencia a los riesgos que no pueden eliminarse.

La Figura C2.1 muestra la conceptualización de la gestión de riesgos de desastre según el IPCC.

Caja 2. La visión socio-ecológica de la gestión de riesgos de desastre (Continuación).

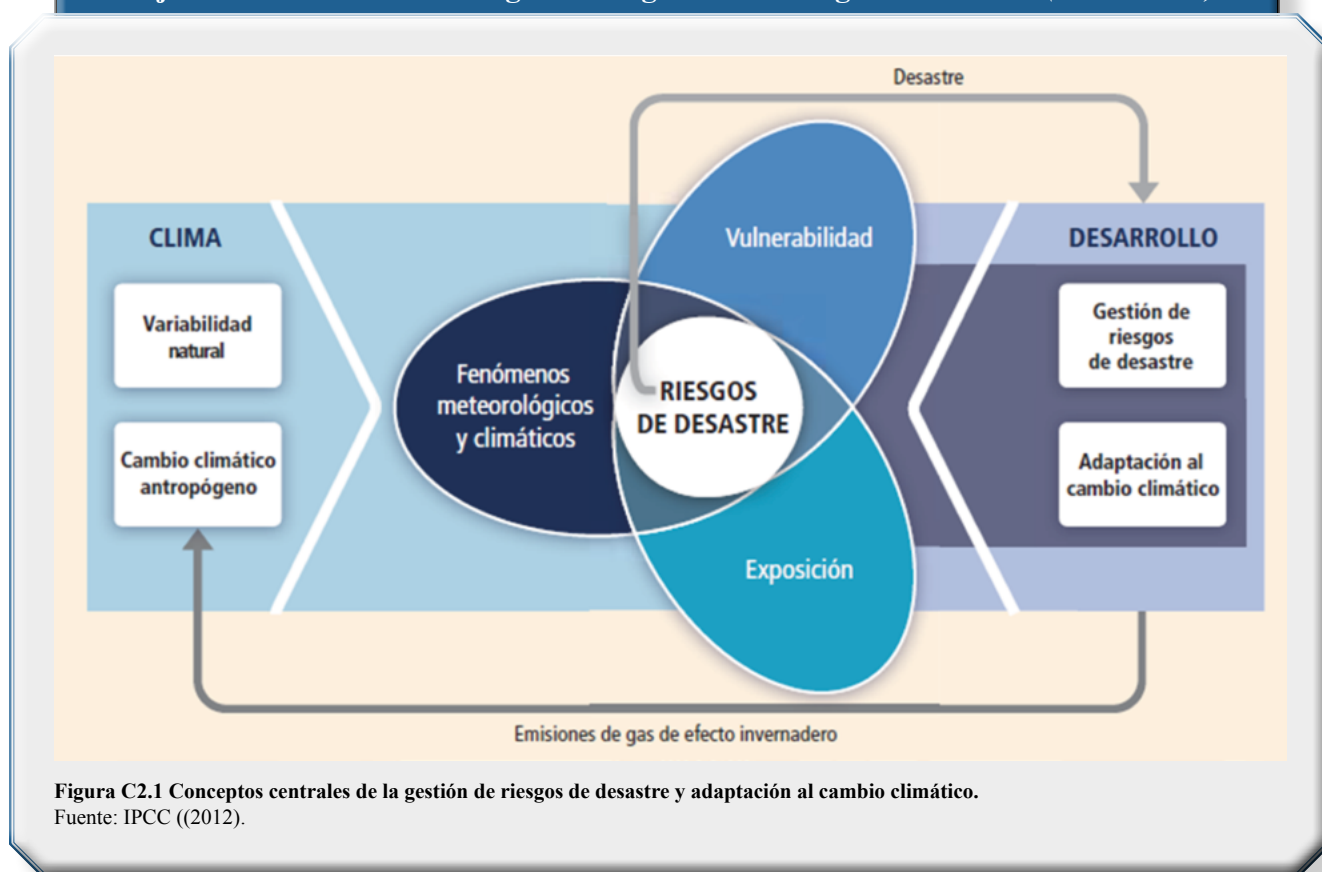


Figura C2.1 Conceptos centrales de la gestión de riesgos de desastre y adaptación al cambio climático. Fuente: IPCC ((2012).

Por su parte, los modelos de estados y transiciones (MET), aplicados en los últimos años en los estados de Chiapas y el Estado de México por parte del Programa Mexicano del Carbono (Covaleda *et al.*, 2012a), representa un primer acercamiento a la inclusión de consideraciones socioeconómicas y de gestión en los escenarios futuros en México. Los MET son modelos ecológicos no lineales que definen trayectorias de evolución de ecosistemas, tales como la transición de bosque primario a pastizales (deforestación), o de área agrícola a bosque secundario, o restauración (Covaleda *et al.*, 2016). La integración de datos económicos, más otros factores (dependencia de los productores de la vía de dotación de alimentos, trabajo en el hogar, barreras y obstáculos, etc.) sobre los costos de los cambios de uso del suelo, tanto para el propietario como para el balance de carbono, permite reconocer las prácticas de manejo y su influencia en los flujos de carbono, vislumbrando así una dimensión socioeconómica del carbono. A través de los MET parametrizados con información local o regional (Covaleda *et al.*, 2013), es posible generar escenarios

de intervención y de planeación, entre otros, a nivel de predios o escalas agregadas, para analizar los impactos de las acciones planteadas (Paz *et al.*, 2012a; Covaleda *et al.*, 2012b, 2015, 2017 y 2018; Reyes *et al.*, 2012). Este tipo de herramientas permite que las comunidades o poseedores y dueños de la tierra tengan información de los beneficios y costos de los ordenamientos territoriales y ejercicios de planeación comunitaria, para substanciar su toma de decisiones con conocimiento previo, libre e informado.

La planeación territorial de los usos del suelo se implementó en el estándar Plan Vivo, como parte de su estrategia de intervención, para generar bonos de carbono, de acuerdo con la reducción esperada de emisiones o captura de carbono (ver Caja 3). La implementación de escenarios de intervención desde lo local, plantea una problemática importante con relación a los enfoques de intervención contruidos de *arriba hacia abajo*, limitando la posibilidad de que las acciones locales de los predios o comunidades puedan participar en forma armonizada en mecanismos financieros para la reducción de emisiones.

Caja 3. Escenarios de intervención y de referencia a escala local – Plan Vivo

En esencia, el Plan Vivo consiste en realizar un ordenamiento territorial a escala local, usando esquemas participativos, además de otras consideraciones. La Figura C3.1 muestra un ejemplo de la construcción de un mapa de uso del suelo a nivel de parcela, elemento para realizar el ordenamiento territorial en el Plan Vivo.

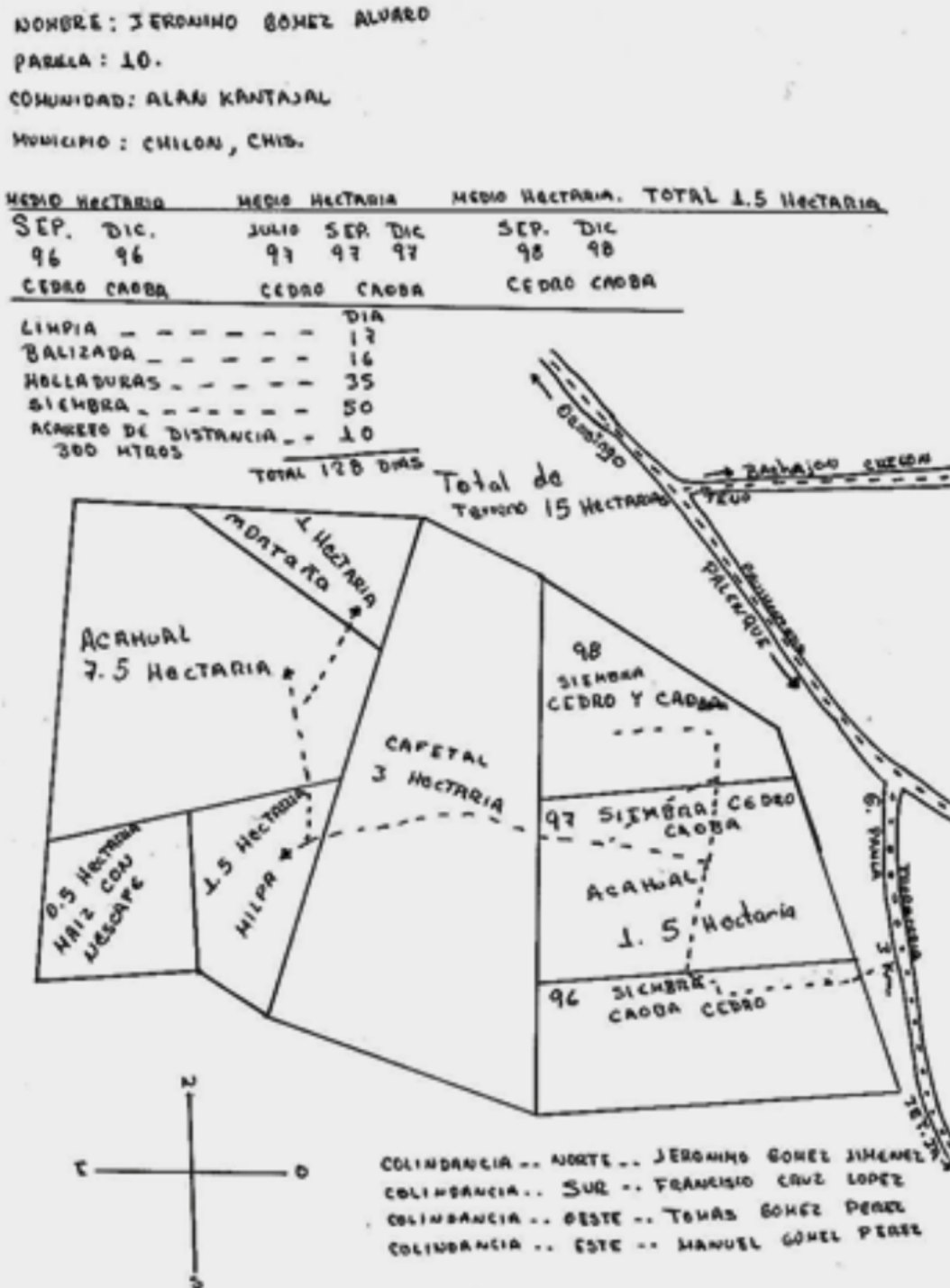


Figura C3.1. Ejemplo de mapa de uso del suelo de una comunidad en el estándar Plan Vivo.
 Fuente: tríptico *Una REDD+ para Chiapas*, proporcionado por AMBIO, para la COP 16.

Caja 3. Escenarios de intervención y de referencia a escala local – Plan Vivo (Continuación).

Este esquema de ordenamiento se utilizó en la Reserva de la Biósfera El Ocote para generar escenarios de referencia en cuatro comunidades (Figura C3.2).

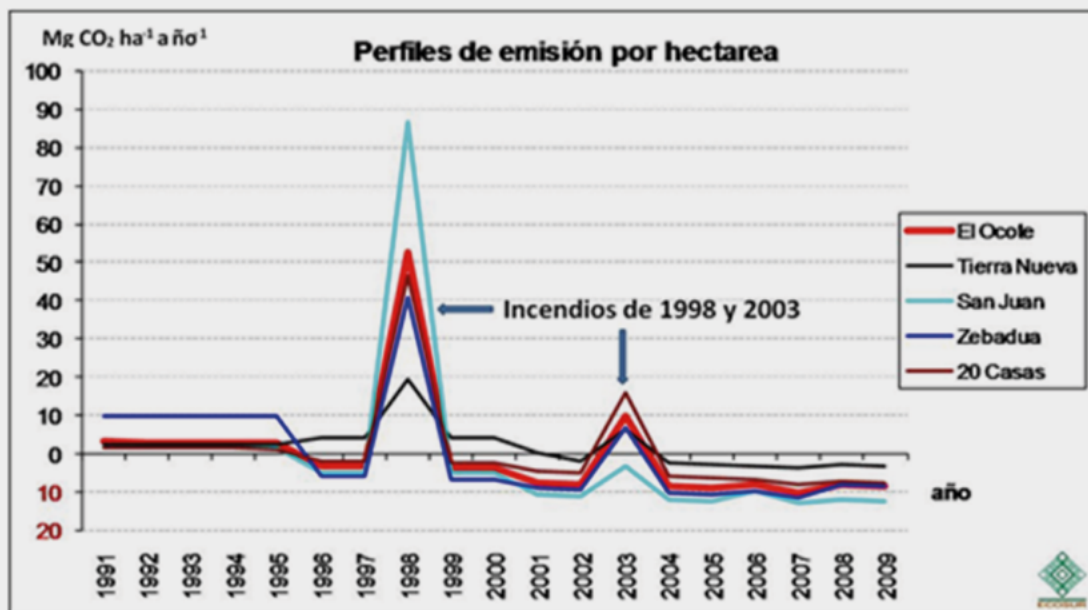


Figura C3.2. Escenarios de referencia generados para las comunidades y reserva El Ocote.

Fuente: Esquivel *et al.*, 2010; de Jong *et al.*, 2010.

En el estándar Plan Vivo, la estimación de escenarios de referencia (con y sin proyecto) se basa en el mapeo del uso actual del suelo y su planeación futura. El Cuadro C3.1 muestra un ejemplo de ordenamiento territorial planeado a nivel de áreas, de los diferentes usos del suelo en una comunidad. Una vez que se definen los cambios de usos del suelo, en términos de superficie y se aplican los factores de emisión, se pueden estimar las emisiones asociadas al uso actual y al futuro. De esta manera, el Plan Vivo considera información a escala local, producto de las propias decisiones y compromisos de las comunidades.

Cuadro C3.1. Ordenamiento territorial comunitario en Nuevo San Juan Chamula.

Uso futuro	Uso actual						Total general
	Acahual	Potrero	Cafetal	Agrícola	Selva	Solares	
Acahual	76.5						76.5
Potrero	12.0	166.5	2.0	0.5			181.0
Agrícola	34.25	4.0		80.25			118.5
Cafetal	1.0		109.25		14.0		124.25
Selva					123.5		123.5
Solar						7.13	7.13
Otros	6.5	8.0	2.5				17.0
Total general	130.25	178.5	113.75	80.75	137.5	7.13	647.88

Fuente: Esquivel *et al.*, 2010; de Jong *et al.*, 2010.

Caja 3. Escenarios de intervención y de referencia a escala local – Plan Vivo (Continuación).

El Cuadro C3.2 muestra los diferentes escenarios de referencia del piloto de la Reserva de la Biosfera El Ocote (promedio de emisiones o remociones en el periodo 1990-2009). Los resultados de este cuadro ponen de manifiesto el problema de escalar escenarios de referencia *hacia arriba* o *hacia abajo*. Un escenario de referencia de una comunidad cualquiera en una región dada, dependiendo de la metodología usada, puede estar arriba o abajo del escenario regional. Evidentemente, un estándar como el Plan Vivo resulta en situaciones más favorables para las comunidades, al usar información local para establecer líneas base. La consideración de escenarios de referencia multi-escala, dadas las paradojas y posibles injusticias que tiene usar escenarios promedio de emisiones de múltiples fuentes, requiere la desagregación de las componentes del esquema REDD+ y considerar escenarios por deforestación, por degradación forestal, por conservación, por incremento en los almacenes de carbono y por manejo forestal sustentable.

Cuadro C3.2. Emisiones (rojo) y remociones (negro) asociadas a los escenarios de referencia (ton CO₂e ha⁻¹ año⁻¹, 1990-2009) en la Reserva de la Biosfera El Ocote.

Comunidad	Escenario de Referencia Comunidad	Escenario de Referencia Regional	Escenario de Referencia Plan Vivo
Tierra Nueva	1.85	-0.273	-0.391
Nuevo San Juan Chamula	-1.146	-0.273	-0.715
Armando Zebadua	-0.306	-0.273	-0.2
Veinte Casas	0.43	-0.273	-0.997

Fuente: Esquivel *et al.*, 2010; de Jong *et al.*, 2010.

Los escenarios asociados a programas de políticas públicas permiten evaluar los costos reales e impactos, en la emisión de gases de efecto invernadero. Por ejemplo, en la Caja 4, se muestra la evaluación de los costos de la mala adaptación de los programas de gobierno, con relación al caso de la afectación de la roya del café (*Hemileia vastatrix*) en los cafetales bajo sombra en Chiapas, en donde se promovió la eliminación de la sombra (almacén de carbono) para sembrar nuevas variedades de café (Libert-Amico *et al.*, 2019).

Caja 4. Escenarios de la mala-adaptación en las políticas públicas

De frente a una epidemia micótica generada por la roya del café, el sector cafetalero en México sufrió pérdidas en producción de *Coffea arabica* desde 2012/2013. Para hacer frente a la crisis socio-ecológica que se desató, instituciones públicas y empresas privadas promovieron la renovación de cafetales con variedades de café árabe resistentes a la roya. Junto con la campaña de renovación de cafetales, instituciones públicas y prestadores de servicios promovieron con los productores la tala de la sombra en los cafetales, por los requerimientos de las variedades promovidas y bajo la premisa que más sol en los cafetales evitaría el desarrollo de enfermedades micóticas. Sin embargo, dicha estrategia de adaptación amenaza con crear nuevos riesgos y problemas en el futuro, en parte por el impacto ambiental generado por este cambio de uso de suelo de cafetales bajo sombra diversificada a cafetales bajo sol o con sombra simplificada (Libert-Amico, 2017).

Para evaluar el impacto ambiental y los costos asociados a la mala-adaptación implementada, con relación al manejo de la sombra (carbono) en Chiapas, Libert-Amico y Paz-Pellat (2018) muestran en el Cuadro C4.1 los almacenes de carbono en la biomasa aérea viva y suelo (0-30 cm). Los datos del Cuadro C4.1 son medidos en campo y representan condiciones promedio, obtenidos de diferentes fuentes, los cuales fueron actualizados y usados por Paz *et al.* (2012a), con caracterizaciones de incertidumbre (Covalada *et al.*, 2013), en la evaluación de escenarios de mitigación en Chiapas y en la zona. Esta estimación de primer orden de los impactos de la mala-adaptación emplea valores promedio y no pretende caracterizar la incertidumbre asociada a los almacenes de carbono (biomasa aérea y suelo) analizados (Libert-Amico y Paz-Pellat, 2018).

Cuadro C4.1. Almacenes de carbono asociados a los usos del suelo (≈ 20 años).

Sistema	Suelo (t C ha ⁻¹)	Biomasa aérea (t C ha ⁻¹)	Total (t C ha ⁻¹)
CS	120	7	127
CI	130	43	173
CT	180	80	260
MM	66	2	68
PSA	80	8	88

Cafetal con sombra de policultivo (tradicional) (CT); Cafetal sin sombra (CS); Cafetal con sombra de Inga (CI); Milpa de maíz (MM); Pastizal sin árboles (PSA). Fuente: Libert-Amico y Paz-Pellat (2018).



Caja 4. Escenarios de la mala-adaptación en las políticas públicas (Continuación).

Los cambios en los almacenes de carbono asociados a la política implementada de atención al problema de la roya en la Sierra Madre de Chiapas (cambio de cafetal tradicional a cafetal sin sombra) implica una pérdida de 133 t C ha^{-1} (intervalo de 127 a 173, Cuadro C4.1). En el caso de cambio de actividades por abandono como consecuencia de la infestación de la roya en los cafetales, implica pérdidas de 192 t C ha^{-1} (cambio a milpa) o 172 t C ha^{-1} (cambio a potrero), que son procesos de deforestación que pueden considerarse como instantáneos (en términos anuales). El acceso a fondos de apoyos o subsidios en la producción de café no se considera por el cambio de actividad realizada, tampoco se consideran los costos de oportunidad asociados con el cambio del uso de la tierra, ya que lo que se busca representar son los costos de las decisiones actuales tomadas por los productores. Usando un precio conservador del valor de una t CO_2 (carbono $\times 3.67$) de US \$3.00 – escenario bajo – y US \$8.00 – escenario alto – (Hamrick y Gallant, 2017) y una paridad peso-dólar de \$ 19.00, entonces el caso de quitar la sombra tiene un costo entre \$27 822 (escenario bajo) a \$74 192 (escenario alto); el cambio de cafetal rústico bajo sombra a milpa un costo entre \$ 40 164 (bajo) a \$ 107 105 (alto) y el cambio a potrero entre \$ 35 980 (escenario bajo) a \$ 95 948 (escenario alto). Estos costos se obtuvieron de considerar el precio del carbono (bióxido de carbono) y las pérdidas de los cambios de actividad.

Si se consideran los apoyos del gobierno federal y estatal relacionados con medidas para enfrentar el problema de la roya en los cafetales, las cifras presentadas muestran que el fomento del cambio de uso de suelo, reduciendo sombra para sembrar variedades bajo sol, implica perder entre 13 (escenario bajo) y 37 (escenario alto) veces lo que podría recibir en bonos de carbono. Los cambios de uso del suelo a milpa o potrero implican pérdidas entre 15 (escenario bajo) y 50 (escenario alto) veces los apoyos susceptibles a recibir en el ejercicio de estas prácticas.

El concepto de servicios ecosistémicos tomó relevancia en los últimos años por ser de utilidad para comprender los múltiples beneficios sociales que ofrece la naturaleza (IPBES, 2019). Una de las ventajas es que permite tener una visión integral de la sociedad y la naturaleza. El concepto no sólo analiza la forma en la cual los ecosistemas generan beneficios sociales y qué tipo de funciones ecológicas lo permiten, sino que también pone énfasis en entender cómo la población aprovecha estos beneficios y las reglas que se establecen para poder gestionarlos (Locatelli *et al.*, 2014; Mesta-Fernández, 2016).

En el desarrollo de escenarios de intervención es necesario y, crítico, integrar la visión de los productores para considerar sus opciones, prioridades y necesidades, de otra manera las intervenciones fracasarán (Soto-Pinto y Jiménez-Ferrer, 2018; Maryudi *et al.*, 2012).

Caja 5. Estrategias de vida, un modelo para estudiar la toma de decisiones de productores rurales

En el medio rural habitan diferentes tipos de productores que tratan de cumplir sus objetivos internos implementando diversos sistemas de producción. Kragten *et al.* (2001) presentan un modelo de análisis de los elementos básicos en los cuales los productores basan sus decisiones, sus propios objetivos y las restricciones con las que se enfrentan. De acuerdo con la *teoría de estrategias de vida*, Figura C5.1, los hogares rurales persiguen, de manera general, los siguientes objetivos: (a) asegurarse provisiones de comida y bienes esenciales de subsistencia; (b) disponer de dinero en efectivo para comprar bienes y servicios; (c) tener ahorros (para cubrir necesidades futuras o emergencias); (d) seguridad social (para asegurarse el acceso futuro a bienes de subsistencia y recursos productivos). Las posibilidades y restricciones, por su parte, se presentan a dos niveles: a) en el hogar y b) fuera del hogar.

En el hogar, los productores y sus familias buscan alcanzar sus objetivos utilizando los recursos a los cuales tienen acceso. Este acceso a recursos depende de su posición; es decir, la posibilidad de acceso de la familia a/o posesión de: capital humano (conocimiento, habilidades, salud, fuerza de trabajo), recursos naturales (tierras, árboles, ganado, etc.), capital físico (maquinaria, herramientas, aperos agrícolas, etc.), activos financieros (ganancias, créditos, ahorros). La posición de una familia con relación a los recursos (acceso/posesión) es un factor fundamental que define la formulación de sus objetivos y, en consecuencia, las decisiones en cuanto a la elección de estrategias de vida a adoptar. Por ejemplo, un hogar que se encuentra en el límite de la línea de pobreza no adoptará un uso del suelo que suponga una fuerte inversión o tarde en producir cosecha o beneficios.

Fuera del hogar, las condiciones del medio (en sentido amplio) en el que habita una familia, también pueden aportar posibilidades y/o restricciones, con capacidad de influir en el proceso de toma de decisiones familiares y sus objetivos (condiciones ambientales, socioeconómicas, socioculturales, institucionales y políticas).

Caja 5. Estrategias de vida, un modelo para estudiar la toma de decisiones de productores rurales (Continuación).

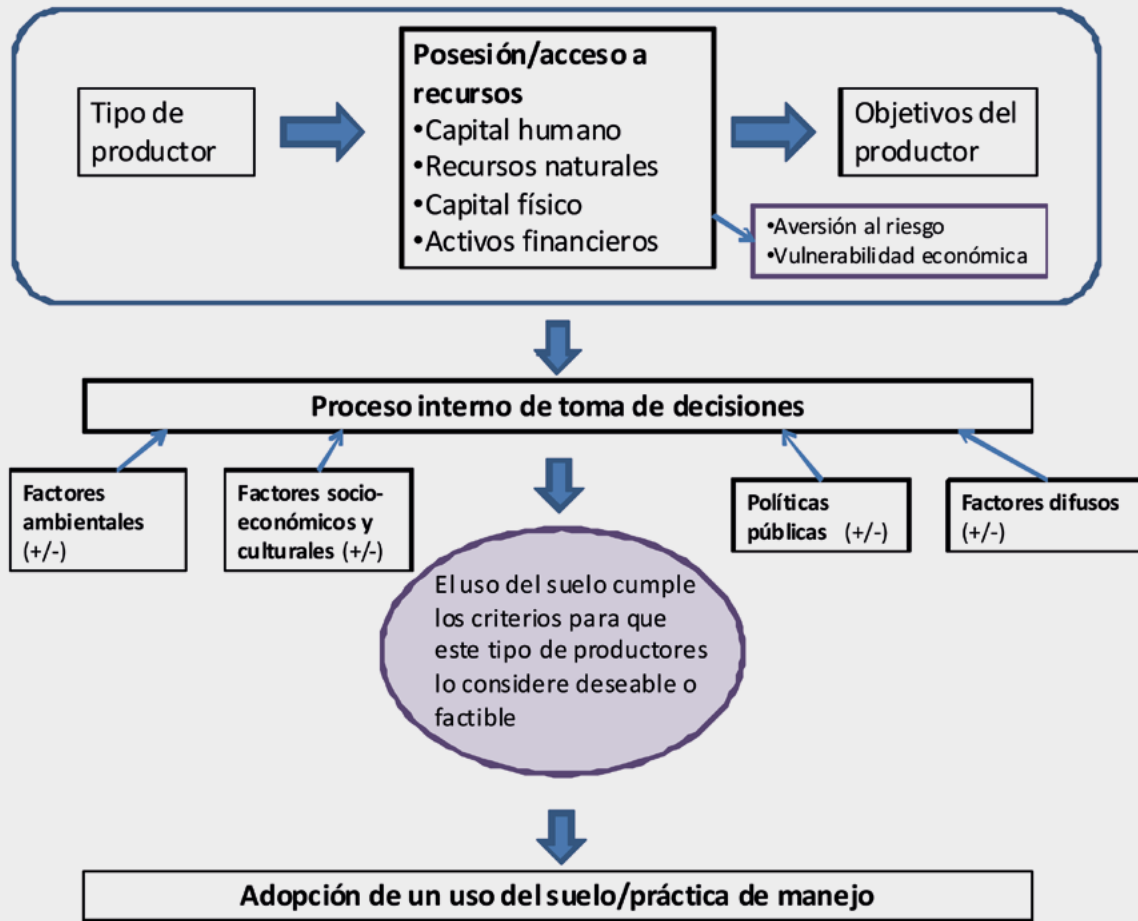


Figura C5.1. Factores que influyen en el proceso de toma de decisiones en relación a los usos del suelo por parte de los productores.
Fuente: adaptado de Kragten *et al.* (2001).

De acuerdo con este modelo, los productores llevan a cabo su proceso interno de toma de decisiones en función de sus propios objetivos, e influenciados por diferentes factores que actúan dentro y fuera del hogar. Como resultado, toman decisiones en cuanto a los usos del suelo o prácticas de manejo que son factibles y deseables para ellos. El sistema adoptado, sin embargo, puede o no ser sustentable y mantener o mejorar los servicios ecosistémicos o no. El inclinar la adopción por parte de los productores hacia prácticas que eviten la deforestación y degradación de bosques y sistemas que sean sustentables y beneficiosos para los servicios ambientales, debe conducirse desde la comprensión de sus necesidades y objetivos, buscando crear las condiciones propicias, minimizando y mitigando las restricciones.



En un proceso de investigación participativo que buscó considerar las perspectivas sociales de valoración de servicios ecosistémicos en los cálculos y balances de escenarios futuros, Aguilar-Ibarra *et al.* (2018) estimaron escenarios futuros de carbono y agua en las áreas naturales protegidas (ANP) de la Sierra Madre de Chiapas. Según este estudio, el valor económico del carbono almacenado en las 341 197 hectáreas (ha) de bosques y selvas dentro de las cuatro ANP del Complejo Sierra Madre es de entre 1 778 y 2 643 millones de pesos (98 y 145 millones de dólares) en biomasa aérea y de entre 3 721 y 5 531 millones de pesos (204 y 304 millones de dólares) en suelos. Por otra parte, estimaron el valor económico del servicio de infiltración de agua provisto por la Sierra Madre de Chiapas, como región, entre 52 496 y 84 671 millones de pesos (2 884 y 4 652 millones de dólares) al año.

Otro ejemplo, desde el extremo opuesto del país, es el cálculo del impacto del aumento de la demanda eléctrica, y las emisiones correspondientes, debido al abatimiento del nivel del agua subterránea en el sur de Baja California Sur. Ante la sobreexplotación de los acuíferos por presión demográfica y derivada de la actividad turística, Troyo-Diéguez *et al.* (2016) estimaron un incremento en la demanda energética mensual de energía eléctrica para el bombeo de agua a mayores profundidades, asociado a mayores emisiones de CO₂ y otros GEI. Además de contemplar un impacto en la economía regional por el alza del costo energético, Troyo-Diéguez *et al.* (2016) estimaron la generación de 1108 Kt de CO₂ adicionales por año en la cuenca de La Paz, BCS.

Buenas prácticas y agricultura climáticamente inteligente

Mientras que los estudios de la dimensión social del ciclo del carbono en otros países de la OCDE se enfocan en las decisiones de consumo, la energía y el impacto de la urbanización en el balance de carbono (la llamada *agenda gris*), los estudios del ciclo de carbono en México otorgan un lugar central a las emisiones del sector agropecuario y forestal. En México, la actividad agropecuaria constituye la tercera causa de generación de emisiones de gases de efecto invernadero, con un 12% del total de emisiones, correspondientes en su mayor parte a la fermentación entérica, el manejo del estiércol y el uso de fertilizantes (Saynes-Santillán *et al.*, 2016). En 2015, las emisiones totales de GEI del sector agropecuario (sin contar el cambio de uso del

suelo) en México representaron 80 Tg CO₂e (Hristov *et al.*, 2018). Según la FAO, las emisiones del sector agrícola en México aumentaron a 89.5 Tg CO₂e en 2016, con 53.9% proveniente de la fermentación entérica, 31.9% de la gestión del estiércol (incluyendo estiércol depositado en las pasturas y estiércol aplicado a los suelos) y 9.8% de los fertilizantes sintéticos (FAOSTAT, 2019).

El balance del carbono en áreas agrícolas depende de la toma de decisiones y las tendencias de consumo de la sociedad nacional e internacional. Incentivos económicos y políticas regionales e internacionales pueden tener una influencia considerable en la transformación de los espacios agropecuarios, por lo cual estudios recientes enfatizan el papel de los agroecosistemas en la provisión de servicios ecosistémicos como captura de carbono y conservación de la biodiversidad (FAO, 2019; IPBES, 2019; Biodiversity International, 2017). En últimas fechas, en el país han surgido proyectos piloto para la reducción de emisiones en sistemas agrícolas y para lo que se ha denominado una *agricultura climáticamente inteligente*. Estudios actuales destacan la importancia de la implementación de prácticas de manejo para minimizar la emisión de gases de efecto invernadero durante el cambio de uso del suelo en sistemas agrícolas y ganaderos (Díaz-Solís *et al.*, 2016; Saynes-Santillán *et al.*, 2016). Incluso, algunas investigaciones argumentan que el aprovechamiento sustentable de los bosques puede representar un mecanismo más efectivo que las áreas protegidas para conservar los servicios ecosistémicos, resaltando así la importancia de las buenas prácticas en el manejo comunitario (Porter-Bolland *et al.*, 2012; Merino *et al.*, 2010).

La agroforestería –entendida como un conjunto diversificado de sistemas de producción agrícola que integra árboles en el agrosistema– provee servicios ecosistémicos claves como la polinización (Imbach *et al.*, 2017), la captura de carbono (Zomer *et al.*, 2016), la conservación de suelos (Atangana *et al.*, 2014) y la biodiversidad (Valencia *et al.*, 2016; Biodiversity International, 2017). En 2010, la agroforestería representaba el 43% de las tierras agrícolas a nivel global: casi mil millones de hectáreas agrícolas cuentan con 10% o más, en cobertura de sombra arbórea (Zomer *et al.*, 2016).

Para el desarrollo de acciones de apoyo a la agroforestería por la comunidad académico-científica, son necesarios nuevos enfoques de participación y alianzas con las comunidades de los sistemas agroforestales, ver Caja 6.

Caja 6. Campaña de investigación-acción para el café bajo sombra

El café producido en sistemas agroforestales (arbustos de café cultivados bajo la sombra de árboles) es un ejemplo del potencial de los agroecosistemas para cumplir de manera sincrónica con los objetivos de mitigación del cambio climático (reducción de emisiones y conservación de almacenes de carbono) y adaptación (fomentando biodiversidad, generando ingresos para pequeños productores con cinco hectáreas o menos y fortaleciendo la resiliencia de paisajes de montaña sujetos a degradación y vulnerabilidad ante eventos extremos hidrometeorológicos) (Altieri y Nicholls, 2017; Lasco *et al.*, 2014). Los cafetales bajo sombra almacenan cantidades de carbono comparables con la vegetación natural (Soto *et al.*, 2010; van Rikxoort *et al.*, 2014; Soto y Aguirre, 2015), con una riqueza de especies de plantas que se asemeja a los bosques y selvas que los albergan (Moguel y Toledo, 1999; Soto *et al.*, 2001). La sombra de los cafetales tiene múltiples servicios ambientales, incluyendo la amortiguación del estrés climático y el desbalance nutricional (Cerda *et al.*, 2017; López *et al.*, 2015), mantenimiento de la biodiversidad (Rojas *et al.*, 2012; González *et al.*, 2012; Soto, 2013), fortalecimiento de sistemas de producción locales y medios de vida (Carrillo-Salgado y Libert Amico, 2017; Toledo y Moguel, 2012), barreras naturales ante fenómenos hidrometeorológicos adversos (huracanes, vientos fuertes, sequías) (Philpott *et al.*, 2008), entre otros.

En un ejemplo de investigación colaborativa para incidir en políticas públicas, la campaña de investigación-acción del Programa Mexicano del Carbono *Una REDD+ para Salvar la Sombra*, ha movilizó los estudios del ciclo de carbono en sistemas agroforestales para cuantificar los servicios ecosistémicos y las capacidades de adaptación al cambio climático que proveen los cafetales bajo sombra de la Sierra Madre de Chiapas. Este proyecto de investigación surgió en respuesta a la solicitud por parte de cafetaleros y organizaciones preocupados por los impactos ambientales de la reducción de sombra en los cafetales en respuesta a la enfermedad micótica de la roya del cafeto (*Hemileia vastatrix*).

En un esfuerzo de colaboración con cooperativas de café, ejidos cafetaleros y productores independientes; el proyecto realizó muestreos en 42 localidades de 21 municipios de la Sierra Madre de Chiapas (Wong-González y Libert-Amico, 2016), para posteriormente entregar a las comunidades participantes un reporte didáctico ilustrando los resultados de los almacenes de carbono, la diversidad florística, y la fertilidad de los suelos en los sitios correspondientes (Paz *et al.*, 2017). Dichos estudios sirvieron para realizar escenarios futuros de los territorios cafetaleros considerando la dimensión social, ambiental, económica y política (Libert-Amico, 2017), presentar recomendaciones para las políticas públicas del sector café y diseñar proyectos piloto de mecanismos financieros para la biodiversidad de cafetales bajo sombra de pequeños productores (Libert-Amico y Paz-Pellat, 2018).

Con el reconocimiento de los impactos complementarios al cambio climático, que presentan las tendencias de degradación de ecosistemas y pérdida de biodiversidad, un enfoque reciente en los estudios del paisaje y las iniciativas de respuesta al cambio global ambiental es la restauración de paisajes (López-Barrera *et al.*, 2017). México asumió el compromiso de restaurar 8.5 millones de hectáreas de tierra degradada bajo la Iniciativa 20x20, un marco que apoya el Desafío de Bonn mediante el impulso para restaurar 20 millones de hectáreas de tierras en América Latina y el Caribe para el año 2020. Un estudio reciente, de 75 programas de restauración desde 1979 que abarcan más de 1.5 millones de hectáreas, determinó que las instituciones gubernamentales financiaron el 98% de los costos totales, mientras que las comunidades locales participaron en la implementación en el 86% de los casos (Méndez-Toribio *et al.*, 2018). Según estos autores, México perdió la cuarta parte de sus bosques primarios en los últimos 25 años, mientras la mitad del territorio nacional muestra signos de degradación o desertificación. El principal determinante de degradación de paisajes es la ganadería extensiva, mientras que los ecosistemas más costosos por restaurar son la selva seca y los humedales.

A principio de 2019, la Asamblea General de las Naciones Unidas declaró 2021-2030 la Década de las Naciones Unidas para la Restauración de los Ecosistemas, anunciando que la restauración de paisajes podría eliminar hasta 26 Gt de GEI de la atmósfera. La restauración de los ecosistemas se entiende como el proceso de revertir la degradación de los ecosistemas para recuperar su funcionalidad ecológica; es decir, mejorar la productividad y la capacidad de los ecosistemas para satisfacer las necesidades de la sociedad (Chazdon y Guariguata, 2018). Esto puede hacerse, por ejemplo, al permitir la regeneración natural de ecosistemas sobreexplotados, reforestando o impulsando modelos de restauración productiva como los sistemas agroforestales. En esta tarea, la investigación interdisciplinaria tiene un papel clave en informar sobre indicadores como las zonas prioritarias, las buenas prácticas y técnicas de restauración, además del monitoreo y evaluación; pero también en facilitar un debate amplio entre instituciones gubernamentales, sociedad civil y comunidades locales sobre dichos criterios.

Méndez-Toribio *et al.* (2018) proponen el diseño de un plan nacional de restauración de ecosistemas para guiar la restauración ecológica y facilitar el cumplimiento de los compromisos internacionales. El



estudio base del estado, las necesidades, las brechas y las oportunidades actuales para la restauración ecológica de Méndez-Toribio *et al.* (2018) establece las pautas para la construcción de un Plan Nacional de Restauración de México, en el cual las aportaciones desde la comunidad científica pueden ser claves para el éxito de las iniciativas, particularmente al facilitar que las políticas correspondientes reconozcan y dinamicen los sistemas de manejo comunitario y producción sustentable. Por lo cual, resulta prioritario establecer mecanismos de colaboración interdisciplinaria e intersectorial para el cumplimiento de los compromisos internacionales de México, tales como la Meta Aichi 15 del Convenio sobre la Diversidad Biológica, el Desafío de Bonn y la Iniciativa 20x20 para América Latina. A su vez, las propuestas nacionales de frente a la convocatoria internacional de la iniciativa 4 por 1000, para el aumento en 0.4% anual del carbono en los suelos, reconocen el papel de las buenas prácticas en el balance de carbono de los espacios agropecuarios del país. La amplia experiencia de centros de investigación del país en la ciencia de los suelos establece las bases para colaboraciones entre gobierno y academia para conservar y mejorar los almacenes de carbono en suelos (Zamora-Morales *et al.*, 2017).

Gobernanza y toma de decisiones

La gobernanza hace referencia al análisis del conjunto de actores que conducen la sociedad. Arts y Visseren-Hamakers (2012) proveen una definición amplia de la gobernanza como *las diversas maneras en que actores públicos y privados del Estado, mercado y/o sociedad civil gobiernan asuntos públicos a múltiples escalas, de forma autónoma o en interacción mutua*. Este concepto reconoce el papel actual y potencial de actores públicos y privados en la provisión de bienes y servicios públicos, así como en brindar propuestas de solución a los diferentes problemas. Aunque las políticas gubernamentales inciden en la gobernanza, la gobernanza no se limita solamente a los órganos de gobierno (Libert-Amico

y Trench, 2016). De esta manera, los procesos y las prácticas de toma de decisión son tan importantes como las estructuras de toma de decisiones: *La gobernanza se refiere a quién toma decisiones y cómo se toman las decisiones, desde el nivel nacional hasta el local, incluyendo instituciones y reglas formales e informales, relaciones de poder y prácticas de toma de decisiones* (Larson y Petkova 2011). La gobernanza sirve también para analizar las relaciones de poder y los obstáculos a una participación plena e informada en los procesos de toma de decisiones (Boonstra, 2016; Mitchell, 2011; Kütting y Lipschutz, 2009).

Estudios de la gobernanza de los paisajes y la toma de decisiones en la gestión del territorio han aumentado en años recientes en México, particularmente en el marco de las acciones tempranas REDD+. Las investigaciones sobre gobernanza se enfocan en analizar los diferentes actores (gubernamentales y no gubernamentales) que participan en los procesos de toma de decisiones. Algunos estudios recientes abordaron particularmente la gobernanza de las áreas naturales protegidas y de los cambios de uso de suelo (Martínez y Espejel, 2015). A pesar de la participación explícita de nuevos actores en la gestión del paisaje, un análisis del Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR, por sus siglas en inglés) en México encontró que persiste el centralismo en la toma de decisiones, confirmando el papel dominante del gobierno federal en la gestión de iniciativas para reducir emisiones (Trench *et al.*, 2018). Otros estudios de la participación en la toma de decisiones y el diseño de programas concluyen que persiste una baja legitimidad de REDD+ en México, ya que las decisiones desde oficinas centrales del sector ambiental federal no toman en cuenta una voz representativa desde las comunidades forestales (Spirić *et al.*, 2016).

El manejo forestal comunitario (ver Caja 7) tiene una gran tradición en México (Bray *et al.*, 2003; Chapela, 2015), aunque en los últimos años se han aplicado políticas para desincentivar este tipo de manejo (Deschamps-Ramírez y Madrid-Zubirán, 2018).

Caja 7. Manejo forestal comunitario en México

El modelo único de reforma agraria, tras las Revolución Mexicana, hace sobresalir a México por la importante superficie de bosques que se encuentra bajo un régimen de uso común y con certidumbre legal sobre la tenencia de la tierra (Kashwan, 2017). Las empresas forestales comunitarias manejan alrededor de 18 millones de hectáreas de bosques en diferentes partes del país (Cronkleton *et al.*, 2011), aunque el sector aún está lejos de alcanzar todo su potencial productivo (Trench *et al.*, 2018).

Contrario al mandato legal de promover el desarrollo forestal sustentable, Deschamps-Ramírez y Madrid-Zubirán (2018) reportan que la política forestal de los últimos sexenios ha debilitado los modelos comunitarios de gestión forestal. Estudios recientes han cuestionado la prioridad que CONAFOR otorga a programas de conservación pasiva (aproximadamente tres cuartas partes de los subsidios forestales de 2010 a 2017 se han asignado al Pago por Servicios Ambientales y a actividades de reforestación), lo cual desalienta ampliamente las iniciativas productivas y los procesos de apropiación y control comunitario sobre la gestión forestal (Deschamps-Ramírez y Madrid-Zubirán, 2018; Torres-Rojo, 2015). Adicionalmente, las empresas forestales comunitarias enfrentan una serie de barreras adicionales, desde la costosa y complejo carga regulatoria para realizar aprovechamientos forestales, hasta el crimen organizado y la violencia que ha explotado en muchas regiones del país (Chapela, 2018).

Este conjunto de cuellos de botella para las empresas forestales sociales contrasta drásticamente con el estancamiento de la producción forestal maderable (que sólo cubre una tercera parte del consumo nacional de madera), el déficit en la balanza forestal comercial y con el origen ilegal del 70% de la madera que se consume en el país, según Chapela (2018).

La gestión comunitaria de los bosques también incluye el manejo de productos forestales no maderables, tales como la *tierra de monte*, la extracción de resina de pino, o el aprovechamiento de hongos comestibles (Tapia-Tapia y Reyes-Chilpa, 2008). Estos sistemas de producción representan fuentes de ingreso importantes para las comunidades forestales, particularmente aquellas que enfrentan altos grados de marginación (León-Merino *et al.*, 2017).

Las discusiones sobre la reducción de las pérdidas forestales y el desarrollo bajo en emisiones han creado arreglos innovadores de gobernanza multinivel (Libert-Amico y Trench, 2016), tales como las juntas intermunicipales de medioambiente que se consolidaron en Jalisco y surgieron en la Península de Yucatán en el marco de acciones tempranas REDD+, con la participación de gobiernos municipales y comités de usuarios locales (Libert-Amico *et al.*, 2018). Según

Trench *et al.* (2018), los ejidos y las comunidades agrarias son un actor clave de la gobernanza de los bosques, que pudiera ocupar un lugar central de las trayectorias alternativas de emisiones futuras (ver Caja 8). Por su parte, las organizaciones forestales como las asociaciones regionales de silvicultores y las comunidades forestales se perfilan como nuevos actores en la gobernanza de los flujos de carbono en bosques y selvas del país.

Caja 8. La distribución de beneficios en el marco de la reducción de emisiones

En el marco de las acciones tempranas REDD+, estudios recientes se concentran en analizar la distribución de los beneficios, actuales y potenciales, de las estrategias de desarrollo bajas en emisiones (Skutsch *et al.*, 2017; Dunlop y Corbera, 2016). En aras del acoplamiento de bosques con importantes sumideros de carbono y comunidades rurales marginadas, además del vínculo de REDD+ con el desarrollo sustentable y las estrategias de frente al cambio climático, ONG y académicos han desarrollado propuestas para la implementación de un REDD+ *pro-pobre* (Skutsch y Balderas-Torres, 2017).

El análisis de la distribución de beneficios en estrategias de desarrollo bajas en emisiones, cuestiona quienes financian las estrategias y quienes se benefician de las inversiones. A pesar de promesas de las convenciones internacionales que generaron altas expectativas, el financiamiento internacional para REDD+ a través de la cooperación para el desarrollo y la iniciativa privada es limitado y de corta duración; muchos proyectos pilotos REDD+ y acciones de preparación fueron costeados por gobiernos nacionales o subnacionales (Atmadja *et al.*, 2018). Si bien conceptualizaciones iniciales de REDD+ esperaban un papel central de los mercados internacionales de bonos de carbono, la demanda de los mismos ha sido lenta en manifestarse y hasta la fecha muchos proyectos de captura de carbono han sido financiados por gobiernos, agentes multilaterales y ONG (Hamrick y Gallant, 2017).

La siguiente etapa del programa piloto de REDD+ en México es la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE) que ha presentado el gobierno federal para ser financiado por el Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques (FCPF por sus siglas en inglés) del Banco Mundial. El documento final de la IRE que sometió México, recibió comentarios técnicos en 2016 tales como la necesidad de construir planes de salvaguardas ambientales y sociales a nivel estatal y, asegurar el respeto al derecho de consulta previa, libre e informada, tal como se estipula en el Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo.



Caja 8. La distribución de beneficios en el marco de la reducción de emisiones (Continuación).

Otro señalamiento técnico recae sobre la cuestión de la incertidumbre en la titularidad de los derechos sobre el carbono y de los beneficios (*i.e.* pago por resultados) que puedan derivar de la reducción de emisiones. En México, los bosques son propiedad de la federación, de la misma manera que los cuerpos de agua y el subsuelo (Art. 27 de la Constitución). Sin embargo, el Artículo 131 de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable estipula que *Los propietarios y legítimos poseedores de terrenos forestales que, como resultado de un manejo forestal sustentable, conserven y/o mejoren los servicios ambientales, recibirán los beneficios económicos derivados de éstos* (Presidencia de la República, 2018; McDermott e Ituarte-Lima, 2016). Para consideración del Art. 131, la pregunta recae en si la *reducción de emisiones* es un *servicio ambiental*. Siguiendo la lógica del Art. 131, este beneficio sería el derecho del propietario legal del bosque, lo que implica ejidos y comunidades agrarias, quienes ocupan la mitad de la superficie nacional y cuentan con aproximadamente dos tercios de los bosques del país dentro de sus dotaciones agrarias (Madrid *et al.*, 2009). Si bien a finales de 2018 persisten las negociaciones entre México y el Banco Mundial sobre la IRE, el debate sobre la titularidad de los potenciales beneficios de la reducción de emisiones permite reflexionar sobre la distribución de beneficios en la gestión de los servicios ecosistémicos.

Un análisis global en 2018 estimó que pueblos indígenas y comunidades locales manejan al menos el 17%, o 293 061 millones de toneladas métricas (Mt) del carbono total almacenado en las tierras forestales de los 64 países evaluados, lo que es equivalente a 33 veces las emisiones de energía global de 2017 (RRI, 2018).

Adicionalmente, estudios recientes confirman que los proyectos de gestión del carbono con comunidades forestales no podrán trascender hasta que integren la perspectiva de género en las estrategias ante el cambio climático y reconozcan el papel de la mujer en la gestión del territorio (Ayala-Carillo *et al.*, 2016). Recomendaciones para las políticas públicas enfatizan reconocer que los medios de vida de las mujeres rurales e indígenas están limitados por los mismos factores que afectan a los pequeños agricultores; sin embargo, las limitaciones se ven agravadas por patrones y brechas de género, como menor acceso a tierras, activos, crédito, insumos, servicios y tecnología, ingresos y ejercicio real de derechos (FAO y FIDA, 2019).

Un asunto pendiente, e importante, de los estudios de gobernanza en México ha sido la traducción de dichos estudios en recomendaciones para las políticas públicas. Los impactos de los cambios ecológicos en las sociedades humanas (como el cambio climático, la degradación de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad) destacan aún más importante la colaboración entre gobiernos y científicos para la toma informada de decisiones en aras de prevenir daños y trayectorias indeseadas. Sin embargo, contar con más información no es suficiente para asegurar una mejor toma de decisiones informadas, más transparencia o participación en la toma de decisiones (de Sy *et al.*, 2018). Algunos intereses y actores siguen teniendo más influencia en la agenda que la información científica y se requieren de mecanismos de colaboración y coordinación entre actores para asegurar la transparencia (Merino, 2012); por ejemplo,

con relación a los datos técnicos del MRV y los niveles de referencia (Deschamps y Larson, 2017).

SIGUIENTES PASOS

En aras de contribuir a consolidar una agenda sobre la dimensión social de los estudios del ciclo de carbono en ecosistemas terrestres en México, se presenta a continuación algunos pasos futuros propuestos.

- *Conjuntar esfuerzos para sistematizar las diversas visiones de la amplia gama de discusiones de la dimensión social:* a través de espacios de intercambio académico para contribuir a la construcción de un estado del arte de los estudios de la dimensión social del ciclo de carbono en México. Esto permitiría, también, establecer puentes con otras líneas de investigación que contemplan el ciclo de carbono directa o indirectamente, tales como los estudios sobre temáticas de cambio climático, biodiversidad, agua, desarrollo participativo y gestión de los recursos naturales.
- *Facilitar recursos (humanos, financieros y de infraestructura) para la investigación interdisciplinaria:* la interdisciplina plantea la interdependencia y vinculación entre componentes de los sistemas sociales y ecológicos. La interdisciplina propone puentes entre ciencias naturales y ciencias sociales al fin de mejor entender problemas complejos.

Fomentar redes y equipos interdisciplinarios para abordar las diversas dimensiones sociales del ciclo de carbono. Concretamente, financiar proyectos de investigación interdisciplinarios, con representantes de facultades o centros de investigación que representan diversas disciplinas y formaciones científicas, puede aportar a reconocer la dimensión social del ciclo del carbono.

- *Vinculación con agendas consolidadas y, en consolidación, para generar respuestas al cambio climático:* desde la gestión de riesgos de desastre, hasta la restauración ecológica de paisajes. La ciencia de los flujos del ciclo de carbono puede aportar en las evaluaciones del estado actual y en los escenarios futuros del impacto de las intervenciones planeadas, así como en el monitoreo y la evaluación de las iniciativas. Por ejemplo, la dimensión social del ciclo de carbono en ecosistemas terrestres podría vincularse a la agenda futura de restauración de paisajes, al aportar una visión de restauración productiva a favor, no solo del ambiente, sino también del bienestar de las comunidades que manejan los ecosistemas. Hasta la fecha, las discusiones sobre la restauración de paisajes han sido altamente técnicas, enfocadas en las condiciones ecológicas para la conservación de ecosistemas y la reforestación. A estos discursos le falta integrar un análisis más robusto de las maneras en las cuales la gobernanza del uso del suelo, los arreglos de derechos a los recursos naturales y, la planeación territorial (los aspectos sociales del desafío de la conservación) afectan a los paisajes, su conservación y su restauración. En otro ejemplo de posibles sinergias, será clave hacia el futuro para la agenda de investigación de la dimensión social vincularse a los estudios emergentes de los sistemas urbanos, considerando el peso mayoritario que tienen las ciudades y los sistemas de producción industrial y consumo comercial en el balance del carbono. De hecho, la construcción de una ‘agenda gris’ de los flujos de carbono en espacios urbanos y sistemas de energía puede verse fortalecida por las herramientas de análisis de la investigación social sobre perspectivas, preferencias y decisiones políticas.
- *Poner la ciencia a disposición de los procesos sociales y las iniciativas civiles:* resulta apremiante facilitar espacios y mecanismos para la construcción de agendas desde abajo hacia arriba, incluyendo las perspectivas de las comunidades y construyendo desde lo local. Tal como el ejemplo de la campaña de investigación-acción *Una REDD para Salvar la Sombra*, movilizar las herramientas de la mejor ciencia disponible sobre los almacenes y flujos de carbono para darle valor añadido a los productos sustentables de cooperativas y organizaciones de producción. Estos proyectos de investigación colaborativa pueden servir no sólo para educar sobre los impactos en el flujo de carbono de las decisiones humanas y actividades económicas, pero también encontrar maneras para poner las herramientas de la ciencia del ciclo de carbono a disposición de los intereses y las necesidades de las comunidades forestales, grupos de producción y asociaciones civiles. Tal como reconocen McCall *et al.* (2016), si bien hay poco interés en el carbono, hay mucho interés en las comunidades forestales para cartografiar y monitorear linderos, recursos naturales y, flora y fauna. Esto implica un reconocimiento de las experiencias locales en la gestión de los ecosistemas (Valencia *et al.*, 2015; García-Barrios y González-Espinosa, 2017).
- *Desarrollar proyectos colaborativos relacionados con los mercados del carbono:* si bien la cantidad de estimaciones de emisiones ha aumentado, junto con discursos de la llamada *economía verde*, aún hay pocas propuestas de consolidación o participación en nuevos mercados verdes como los sistemas de bonos de carbono, mecanismos de desarrollo limpio y propuestas de estrategias de desarrollo bajo en emisiones. Se recomienda vincularse a las necesidades de investigación de iniciativas sociales (como, por ejemplo, estimar el balance de carbono en actividades de manejo forestal y productos forestales no maderables). Esto implica proyectos colaborativos de investigación, donde organizaciones sociales puedan ver sus necesidades de información reflejadas en las investigaciones académicas. La investigación podría aportar sustentos técnico-científicos para la promoción del



desarrollo de mecanismos de incentivos (reducción de impuestos, facilidades de trámites, acceso a mercados, PSA, etc.) para unidades productivas, organizaciones y empresas que establezcan programas eficientes y sostenibles con baja emisiones de GEI y alto almacenamiento de carbono (Conservation International México, 2011). Para ello es importante generar metodologías colaborativas de estudio ante los sesgos de métodos comunes y, al mismo tiempo, construir vínculos con redes inter-institucionales (gobierno, academia, ONGs) con comunidades y grupos de producción agropecuaria para el co-diseño y la innovación social.

- *Enfatizar el carbono en agroecosistemas y en los suelos:* Los espacios agrícolas son fuentes importantes de servicios ecosistémicos como la captura de carbono y servicios de polinización. El manejo que se les da y la aplicación de buenas prácticas, puede aumentar considerablemente sus aportaciones al ciclo del carbono. De la misma manera que los sistemas agroforestales aportan a servicios hidrológicos y biodiversidad, los pastizales y agostaderos son sistemas que capturan carbono bajo condiciones de manejo. Enfocarse en los agroecosistemas como proveedores de servicios ecosistémicos tiene alto potencial para incidir en el ciclo de carbono porque son más plásticos que los bosques, además que la planeación en el paisaje es más flexible.
- La mayoría del carbono en zonas agrícolas se encuentra en sus suelos. Adicionalmente, en estados como Chiapas, la mitad de las emisiones corresponden a la pérdida de carbono orgánico de los suelos (Covaleda *et al.*, 2016), lo que plantea un rol central para la conservación de los suelos y los cultivos compatibles con el manejo del mismo (como los sistemas agroforestales) en las políticas gubernamentales para la reducción de emisiones. Esto representa una ventana de oportunidad para colaborar con la promoción de estrategias de conservación de suelos para mejorar la productividad y, a la vez, mantener y aumentar los acervos de carbono. Cotler *et al.* (2016) identifican vacíos y contradicciones en las políticas públicas relevantes para los suelos, donde el

escaso presupuesto para la conservación de suelos ha fomentado acciones que siguen una trayectoria opuesta al conocimiento científico sobre carbono en suelos. Se sugiere retomar las propuestas basadas en la colaboración científica interinstitucional, presentadas en el marco de la Iniciativa 4 por 1000.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La dimensión social del balance del ciclo de carbono puede parecer oculta, pero se encuentra presente en los estudios, las prácticas de investigación y la literatura sobre flujos de carbono en ecosistemas terrestres en México. La dicotomía implícita entre sociedad y naturaleza se ve rebasada por la interacción e interdependencia entre los procesos de toma de decisiones y el ciclo del carbono. En este escrito se esbozan cuatro ejes estratégicos que ilustran la diversidad de abordajes de la dimensión social del ciclo de carbono en ecosistemas terrestres.

Primero, el estudio colaborativo de los flujos de carbono propone trayectorias para la participación de las comunidades forestales en la evaluación de su base de recursos naturales, en alianza con centros de investigación y sociedad civil organizada, para fortalecer el manejo y la conservación de dichos paisajes. Segundo, los ejercicios de modelación y escenarios futuros que contemplen las condiciones socioeconómicas aportan insumos desde la interdisciplina para la gestión de los riesgos de desastre y el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Tercero, discusiones sobre las buenas prácticas en agricultura vislumbran el potencial de los espacios transformados y manejados, como los agroecosistemas, para contribuir a las metas de adaptación al cambio climático, conservación de la biodiversidad y restauración ecológica. Cuarto, el análisis de la gobernanza estudia las relaciones de poder para identificar barreras y oportunidades para que gestión participativa y la toma de decisiones de abajo hacia arriba en la planeación y evaluación de los territorios.

El desafío del cambio climático y las nuevas políticas de gobernanza del cambio ambiental global, crean espacios de oportunidad para consolidar alianzas estratégicas entre diversas disciplinas académicas, y entre gobierno y sociedad civil organizada, para aportar a la comprensión de las influencias humanas sobre el balance del carbono. Con el aumento de interés en el manejo integral del paisaje y una visión integral

de los usos y valores locales que los habitantes dan a sus territorios, será clave en la agenda futura de la dimensión social reconocer la diversidad de servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas terrestres (no sólo captura de carbono, también provisión de agua, biodiversidad y alimentos) y estudiar las interacciones entre ellas.

Los ecosistemas terrestres juegan un papel clave en la mitigación y la adaptación a los impactos del cambio ambiental global. Para conservarlos, se vuelve imperativo establecer y fortalecer una combinación idónea de instituciones inclusivas y mecanismos de participación local para la construcción de agendas de investigación y políticas de manejo de abajo hacia arriba.

LITERATURA CITADA

- Aguilar-Ibarra, A., J. M. Galeana-Picaña, A. Guevara-Sanginés, A. D. Jiménez-Ortega, J. A. Lara-Pulido y J. M. Núñez. 2018. Valoración económica de servicios ecosistémicos en el complejo de áreas naturales protegidas de la Sierra Madre de Chiapas. CONACYT y Centro Geo. México.
- Aguilar-Støen, M., A. Angelsen and S. R. Moe. 2011. Back to the forest. Exploring forest transitions in Candelaria Loxicha, Mexico. *Latin American Research Review* 46:194-216.
- Altieri, M. and C. I. Nicholls. 2017. The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Climatic Change* 140:33-45.
- Arts, B. and I. Visseren-Hamakers. 2012. Forest Governance: a state of the art review. In: Arts, B., S. van Bommel, M. Ros-Tonen and G. Verschoor. *Forest-people interfaces: Understanding community forestry and biocultural diversity*. Wageningen Academic Publishers. Wageningen. pp. 241-257.
- Atangana, A., D. Khasa, S. Chang and A. Degrande. 2014. Agroforestry for soil conservation. *Tropical Agroforestry*. doi: 10.1007/978-94-007-7723-1_9
- Atmadja, S., S. D. Arwida, C. Martius and T. T. Pham. 2018. Financing REDD+: A transaction among equals, or an uneven playing field? In: A. Angelsen, C. Martius, V. de Sy, A. E. Duchelle, A. M. Larson and T. T. Pham (eds.) *Transforming REDD+: Lessons and new directions*. CIFOR. Bogor. pp. 29-40.
- Ayala-Carrillo, M. R., V. Gutiérrez-Villalpando y E. Zapata-Martelo. 2016. Género, cambio climático y REDD+: experiencias en el tiempo. *Terra Latinoamericana* 34:139-154.
- Balderas-Torres, A. and M. Skutsch. 2015. The potential role for community monitoring in MRV and in benefit sharing in REDD+. *Forests* 6:244-251.
- Banco Mundial. 2013. México procura adaptarse al cambio climático y mitigar sus efectos. 17 de abril. Disponible en: <http://www.bancomundial.org/es/results/2013/04/17/mexico-seeks-to-adapt-to-climate-change-and-mitigate-its-effects>.
- Banco Mundial. 2019. Mexico Country Context. Climate Change Knowledge Portal. Disponible en: <https://climateknowledge-portal.worldbank.org/country/mexico>.
- Bar-On, Y. M., R. Phillips and R. Milo. 2018. The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115:6506-6511.
- Biodiversity International. 2017. Mainstreaming Agrobiodiversity in Sustainable Food Systems: Scientific Foundations for an Agrobiodiversity Index. Biodiversity International. Rome.
- Boonstra, W. J. 2016. Conceptualizing power to study social-ecological interactions. *Ecology and Society* doi: 10.5751/ES-07966-210121.
- Bray, D. B., L. Merino, P. Negreros, G. Segura, J. M. Torres and H. F. Vester. 2003. Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology* 17:672-677.
- Carrillo-Fuentes, J. y A. Velasco-Ramírez. 2016. Estudio legal: Facultades y responsabilidades de manejo forestal y del suelo en REDD+ en México. Documento Ocasional 150 CIFOR. Bogor.
- Carrillo-Salgado, M. y A. Libert-Amico. (coords.). 2017. Economía campesina y estudios del café: experiencias productivas en el México del siglo XXI. Universidad Intercultural del Estado de Hidalgo. Tenango de Doria.
- CBD. 2000. Código de Conducta Ética Tkarihwaiéri para asegurar el respeto al patrimonio cultural e intelectual de las comunidades indígenas y locales. Decisión X/42. COP-10. Nagoya.
- CEPAL. 2015. Cambio climático y actividades agropecuarias en América Latina. Santiago de Chile. Disponible en: http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/39824/1/S1501286_es.pdf.
- Cerda, R., C. Allinne, C. Gary, P. Tixier, C. A. Harvey, L. Krolczyk, C. Mathiot, E. Clément, J. N. Aubertot and J. Avelino. 2017. Effects of shade, altitude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. *European Journal of Agronomy* 82:308-319.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. *En: Capital Natural de México, Vol. I: Conocimiento Actual de la Biodiversidad*. CONABIO. Ciudad de México. pp. 87-108.
- Chapela, G. (ed.). *Las empresas sociales forestales en México. Claroscuros y aprendizajes*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C. Ciudad de México.
- Chapela, F. 2015. The challenge of crafting institutions for the commons: the case of community forestry support programs in Mexico 2003-2008. *Journal of Agricultural Science and Technology* 5:347-356.
- Chazdon, R. L. y M. R. Guariguata. 2018. Herramientas de apoyo a decisiones para la restauración del paisaje forestal: estado actual y futuro. Documentos Ocasionales 189 CIFOR, Bogor.



- Chazdon, R. L., E. N. Broadbent, D. M. A. Rozendaal, F. Bongers, A. M. A. Zambrano, T. M. Aide, P. Balvanera, J. M. Becknell, V. Boukili, P. H. S. Brancalion, D. Craven, J. S. Almeida-Cortez, G. A. L. Cabral, B. de Jong, J. S. Denslow, D. H. Dent, S. J. Dewalt, J. M. Dupuy, S. M. Durán, M. M. Espirito-Santo, M. C. Fandino, R. G. César, J. S. Hall, J. L. Hernández-Stefanoni, C. C. Jakovac, A. B. Junqueira, D. Kennard, S. G. Letcher, M. Lohbeck, M. Martínez-Ramos, P. Massoca, J. A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y. R. F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E. A. Pérez-García, D. Piotto, J. S. Powers, J. Rodríguez-Velazquez, I. Eunice Romero-Pérez, J. Ruíz, J. G. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeifa, N. B. Schwartz, M. K. Steininger, N. G. Swenson, M. Uriarte, M. van Breugel, H. van der Wal, M. D. M. Veloso, H. Vester, I. C. G. Vieira, T. V. Bentos, G. B. Williamson and I. Poorter. 2016. Carbon sequestration potential of second growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci. Adv.* doi:10.1126/sciadv.1501639.
- CMNUCC. 1992. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. FCCC/INFORMAL/84, Ginebra.
- CMNUCC. 2015. Adoption of the Paris Agreement. Report No. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1. Disponible en: <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf>.
- CONAFOR. 2004. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo. Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 97 p.
- CONAFOR. 2009. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo (Re-Muestreo 2009). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 140 p.
- CONAGUA. 2017. Inventario Nacional de Humedales. SEMARNAT, Ciudad de México.
- Conservation International-Mexico. 2011. Estrategia para el sector cafetalero para la adaptación, mitigación y reducción de la vulnerabilidad ante el cambio climático en la Sierra Madre de Chiapas. Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural, Tuxtla Gutiérrez.
- Cook, S. 2018. The spice of life: the fundamental role of diversity on the farm and on the plate. IIED and Hivos, London and The Hague.
- Cotler, H., M. Martínez y J. D. Etchevers. 2016. Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación políticas públicas. *Terra Latinoamericana* 34:125-138.
- Covaleda, C., F. Paz y B. de Jong. 2013. Parametrización de modelos de estados y transiciones para el carbono y caracterización de la incertidumbre. *En: F. Paz, M. Bazán y V. Saynes (eds.). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 85-91.*
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana* 34:97-112.
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2017. Propuesta de escenarios de intervención para REDD+ y RETUS a nivel regional, en el estado de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:25-40.
- Covaleda, S., F. Paz y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación en el sector rural de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques*. doi: 10.21829/myb.2018.2401897.
- Covaleda, S., F. Paz y B. de Jong. 2012a. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. *En: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 374-381.*
- Covaleda, S., F. Paz y B. de Jong. 2012b. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. *En: F. Paz y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp:752-758.*
- Covaleda, S., F. Paz, A. Ranero y T. Ramos. 2015. Desarrollo de escenarios de mitigación para intervención con políticas públicas asociadas a REDD+ y RETUS en Chiapas. *En: F. Paz, J. C. Wong y R. Torres A. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Texcoco, Estado de México, México. pp. 574-778.*
- Cronkleton, P., D. B. Bray and G. Medina. 2011. Community forest management and the emergence of multi-scale governance institutions: Lessons for REDD+ development from Mexico, Brazil and Bolivia. *Forests* 2:451-473.
- de Jong, B. H. J. 2012. Step-wise approach to improving greenhouse gas inventories. *In: B. Mora, M. Herold, V. De Sy, A. Wijaya, L. Verchot and J. Penman (eds.). Capacity Development in National Forest Monitoring: Experiences and Progress for REDD+. Joint Report by CIFOR and GOF-C-Gold, Bogor, Indonesia. pp. 47-52.*
- de Jong, B. H. J., V. Cruz, M. Olguín y V. Maldonado. 2010. Formulación de un proyecto piloto REDD, usando el sistema de Plan Vivo en la Reserva de la Biósfera Selva el Ocote, en el estado de Chiapas. *El Colegio de la Frontera Sur.*
- de Sy, V., M. Herold, M. Brockhaus, M. Di Gregorio and R. R. Ochieng. 2018. Information and policy change: Data on drivers can drive change if used wisely. *In: A. Angelsen, C. Martius, V. de Sy, A. E. Duchelle, A. M. Larson and T. T. (eds.) Transforming REDD+: Lessons and new directions. CIFOR. Bogor. pp. 55-67.*

- Deschamps, P. y A. Larson. 2017. El proceso político de MRV para REDD+ en México: La interacción entre niveles nacional y estatal. Documento Ocasional 180, CIFOR, Bogor.
- Deschamps, P., N. Cisneros y A. Larson. 2017. MRV para REDD+ en México: el proceso político de una institución técnica. CIFOR Infobrief 187. Bogor. Disponible en: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/infobrief/6592-infobrief.pdf.
- Deschamps-Ramirez, P. y S. Madrid-Zubirán. 2018. Subsidios forestales sin rumbo. Apuntes para una política en favor de las comunidades y sus bosques. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C. México.
- Díaz-Solís, H., W. E. Grant, M. M. Kothmann, W. R. Teague, F. Paz-Pellat and M. Bolaños-González. 2016. Strategies to reducing GHG emissions in semi-arid rangelands of Mexico. *Terra Latinoamericana* 34:73-82.
- Donato, C., J. Kauffman., D. Murdiyarto., S. Kurnianto., M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience* 4:293-297.
- Dunlop, T. and E. Corbera. 2016. Incentivizing REDD+: How developing countries are laying the groundwork for benefit-sharing. *Environmental Science and Policy* 63:44-54.
- Ellison, D., C.E. Morris, B. Locatelli, D. Sheil, J. Cohen, D. Murdiyarto, V. Gutierrez, M. van Noordwijk, I.F. Creed, J. Pokorny, D. Gaveau, D.V. Spracklen, A. Bargués Tobella, U. Ilstedt, A.J. Teuling, S. Gebreyohannis Gebrehiwot, D.C. Sands, B. Muys, B. Verbist, E. Springgay, Y. Sugandi, C.A. Sullivan. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change* 43: 51-61.
- Ellison, A. M. 2008. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Research* 59:2-1
- Esquivel, E., B. de Jong, M. Olguín, M. P. Martínez, E. Orihuela y V. de la Cruz. 2010. Formulación de un proyecto REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación) usando el sistema Plan Vivo en la Reserva de la Biósfera El Ocote. Fase 2. Reporte técnico final. Financiado por la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID). Abt Associates Inc. Chiapas, México.
- FAO y FIDA. 2019. Cerrar las brechas. Nota de política pública para la inclusión de la perspectiva de género e intercultural en la agricultura y el desarrollo rural. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola. Ciudad de México. Disponible en: <http://www.fao.org/3/ca3278es/CA3278ES.pdf>.
- FAO. 2004. Actualización de la evaluación de los recursos forestales mundiales a 2005. Términos y definiciones. *Forest Resources Assessment WP 83*. Roma.
- FAO. 2016. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma.
- FAO. 2018. México rural del siglo XXI. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola. Ciudad de México.
- FAO. 2019. The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture. FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture. Rome.
- FAOSTAT. 2019. Datos sobre alimentación y agricultura. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/es/#home>.
- Friedlingstein, P., R. A. Houghton, G. Marland, J. Hackler, T. A. Boden, T. J. Conway, J. G. Canadell, M. R. Raupach, P. Ciiais and C. Le Quéré. 2010. Update on CO₂ emissions. *Nature Geoscience* 3:811-812.
- Galicia, L., A. M. Gamboa Cáceres, S. Cram, B. Chávez Vergara, V. Peña Ramírez, V., Saynes y C. Siebe. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34:1-30.
- García-Barrios, L. y M. González-Espinosa. 2017. Investigación ecológica participativa como apoyo de procesos de manejo y restauración forestal, agroforestal y silvopastoril en territorios campesinos. Experiencias recientes y retos en la sierra Madre de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:129-140.
- González, M. A. A., P. L. Enriquez, J. L. Rangel, C. García y C. Tejada. 2012. Contribución de la riqueza y la diversidad de aves en plantaciones de café de sombra del sureste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 15:629-647.
- Hamrick, K. and M. Gallant. 2017. Unlocking potential: state of the voluntary carbon markets 2017. *Forest Trends - Ecosystem Marketplace*. Washington D.C. 52 p.
- Hawthorne, S. D. and M. Boissiere. 2014. Literature review of participatory measurement, reporting and verification (PMRV). CIFOR Working Paper no. 152. Bogor. doi: 10.17528/cifor/005030.
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho-Rico, E. Pech., M. Pech., J. Ramírez. y C. Teutli. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- HLPE. 2017. Sustainable forestry for food security and nutrition. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. Rome.
- Höhne, N., T. Kuramochi, C. Warnecke, F. Röser, H. Fekete, M. Hagemann, T. Day, R. Tewari, M. Kurdziel, S. Sterl and S. Gonzalez. 2017. The Paris Agreement: resolving the inconsistency between global goals and national contributions. *Climate Policy* 17:16-32.
- Hristov, A. N., J. M. F. Johnson, C. W. Rice, M. E. Brown, R. T. Conant, S. J. Del Grosso, N. P. Gurwick, C. A. Rotz, U. M. Sainju, R. H. Skinner, T. O. West, B. R. K. Runkle, H. Janzen, S. C. Reed, N. Cavallaro and G. Shrestha. 2018. Chapter 5:



- Agriculture. In: N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, P. Romero-Lankao, and Z. Zhu (eds.). *Second State of the Carbon Cycle Report (SOC-CR2): A Sustained Assessment Report U.S. Global Change Research Program*. Washington, D.C. pp. 229-263.
- Imbach, P., E. Fung, L. Hannah, C. E. Navarro-Racines, D. W. Roubik, T. H. Ricketts, C. A. Harvey, C. I. Donatti, P. Läderach, B. Locatelli and P. R. Roehdanz. 2017. Coupling of pollination services and coffee suitability under climate change. *PNAS* 114:10438-1044.
- INALI. 2008. Catálogo de las lenguas indígenas nacionales: variantes lingüísticas de México con sus autodenominaciones y referencias geoestadísticas. *Diario Oficial de la Federación*, 14 de enero.
- INEGI. 2015. Encuesta Intercensal 2015, Aguascalientes.
- IPBES. 2019. *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services*. Paris.
- IPCC. 2007. *Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Cambridge University Press. Cambridge.
- IPCC. 2012. Resumen para responsables de políticas. En: Informe especial sobre la gestión de los riesgos de fenómenos meteorológicos extremos y desastres para mejorar la adaptación al cambio climático. En: C.B. Field, V. R. Barros, T. F. Stocker, D. Qin, D. J. Dokken, K. L. Ebi, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, G. -K. Plattner, S. K. Allen, M. Tignor y P. M. Midgley (eds.). *Informe especial de los Grupos de trabajo I y II del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*, Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, Nueva York. pp. 1-19.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects*. In: C.B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, and L. L. White (eds.). *Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. New York.
- Kashwan, P. 2017. *Democracy in the woods: environmental conservation and social justice in India, Tanzania and Mexico*. Oxford University Press.
- Kragten, M., T. P. Tomich, S. Vostl and J. Gockowki. 2001. Evaluating land use systems from a socio-economic perspective. ASB Lecture Note 8. International Centre for Research in Agroforestry, Southeast Asian Regional Research Programme. Bogor, Indonesia.
- Kütting, G. and R. Lipschutz. 2009. *Environmental governance: Power and knowledge in a local-global world*. Routledge. Nueva York.
- Larson, A. M. y E. Petkova. 2011. Riesgos y oportunidades. Una introducción a la gobernanza forestal, las comunidades y REDD+ en América Latina. pp. 9-31. En: Petkova, E., A. M. Larson y P. Pacheco (eds.). *Gobernanza forestal y REDD+. Desafíos para las políticas y mercados en América Latina*. CIFOR. Bogor.
- Lasco, R. D., R. J. P. Delfino and M. L. O. Espaldon. 2014. Agroforestry systems: helping smallholders adapt to climate risks while mitigating climate change. *WIREs Clim Change* 5:825-833.
- León-Merino, A., R. Rivera-Peña, M. Hernández-Juárez, D. M. Sangerman-Jarquín, L. Jiménez-Sánchez y E. Valtierra-Pacheco. 2017. Aprovechamiento de productos forestales no maderables en la comunidad Pensamiento Liberal Mexicano, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 18:3725-3738.
- Lewis, S. L., C. E. Wheeler, E. T. A. Mitchard and A. Koch. 2019. Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Comment. Nature* 568:25-28.
- Libert-Amico A. y T. Trench. 2016. Bosques y suelos en el contexto de REDD+: Entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana* 34:189-209.
- Libert-Amico, A. 2017. Transformación de los territorios cafetaleros en la mal-adaptación a la epidemia de la roya del café. En: M. Carrillo-Salgado y A. Libert Amico (coords.). *Economía campesina y estudios del café: experiencias productivas en el México del siglo XXI*. Universidad Intercultural del Estado de Hidalgo. Tenango de Doria. pp. 45-70.
- Libert-Amico, A. y F. Paz-Pellat. 2018. Del papel a la acción en la mitigación y adaptación: caso de la roya de los cafetales en Chiapas. *Madera y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401914
- Libert-Amico, A., T. Trench, A. Rodríguez y P. Martínez, 2018. Experiencias de gobernanza multinivel en México: innovación para la reducción de emisiones en ecosistemas terrestres. *Maderas y Bosques* doi:10.21829/myb.2018.2401909.
- Libert-Amico, A., C. Ituarte-Lima, T. Elmqvist. 2019. Learning from social-ecological crisis for legal resilience building: multi-scale dynamics in the coffee rust epidemic. *Sustainability Science*. doi: 10.1007/s11625-019-00703-x.
- Locatelli, B., P. Imbach and S. Wunder. 2014. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environmental Conservation* 41:27-36.
- López, G., D. Sotomayor, J. A. Amador and E. C. Shróder. 2015. Contribution of nitrogen from litter and soil mineralization to shade and sun coffee (*Coffea arabica* L.) agroecosystems. *Tropical Ecology* 56:155-167.
- López-Barrera, F., C. Martínez-Garza y E. Ceccon. 2017. Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:97-112.
- Madrid, L., J. Nuñez, G. Quiroz y Y. Rodríguez. 2009. La propiedad social forestal en México. *Investigación Ambiental* 2:179-186.
- Malone, E. L., M. Betsill, S. Hughes, R. Kemp, L. Lutzenhiser, M. Moezzi, B. L. Preston and T. O. West. 2018: Chapter 6: Social

- science perspectives on carbon. pp. 264-302. *In*: N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, P. Romero-Lankao and Z. Zhu (eds.). *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report* [U.S. Global Change Research Program, Washington, D.C.
- Martínez, N. y I. Espejel. 2015. La investigación de la gobernanza en México y su aplicabilidad ambiental. *Economía, Sociedad y Territorio* 15:153-183.]
- Maryudi, A., R. R. Devkota, C. Schusser, M. Movuh, M. Salla, H. Aurenhammer, R. Rotchanaphatharawit and M. Krott. 2012. Back to basics: Considerations in evaluating the outcomes of community forestry. *Forest Policy and Economics*. 14:1-5.
- Mbatu, R. 2016. REDD+ research: reviewing the literature, limitations and ways forward. *Forest Policy and Economics* 73:140-152.
- McCall, M. K., N. Chutz and M. Skutsch. 2016. Moving from Measuring, Reporting, Verification (MRV) of Forest Carbon to Community Mapping, Measuring, Monitoring (MMM): Perspectives from Mexico. *PLoS ONE*. doi: 10.1371/journal.pone.0146038.
- McDermott, C. L. and C. Ituarte-Lima. 2016. Safeguarding what and for whom? The role of institutional fit in shaping REDD+ in Mexico. *Ecology and Society*. doi: 10.5751/ES-08088-210109.
- Meli, P., F.F. Herrera, F. Melo, S. Pinto, N. Aguirre, K. Musálem, C. Minaverri, W. Ramírez, P.H.S. Brancalion. 2017. Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restoration Ecology* 25:156-163.
- Méndez-Toribio, M., C. Martínez-Garza, E. Ceccon y M. R. Guariguata. 2018. La restauración de ecosistemas terrestres en México: estado actual, necesidades y oportunidades. Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR). Bogor. Disponible en: <https://www.cifor.org/library/6853/>.
- Merino, L. 2012. Las condiciones de las comunidades forestales mexicanas y la política pública. Recuento de desencuentros. *En*: L. Durán y M. Guzmán (eds.). *La naturaleza en contexto. Hacia una ecología política mexicana*. El Colegio de San Luis y CRIM-UNAM y CEICH-UNAM.
- Merino, L. y G. Ortiz. 2013. Encuentros y desencuentros: las comunidades forestales y las políticas públicas en tiempos de transición. UNAM-Miguel Ángel Porrúa, México D.F.
- Merino, L., F. López-Barrera y A. Velázquez. 2010. Explorando los determinantes del buen manejo forestal comunitario. *Inter ciencia* 35:560-567.
- Merino, L., y A. E. Martínez. 2014. A vuelo de pájaro. Las condiciones de las comunidades con bosques templados en México. CONABIO. Ciudad de México. 196 p.
- Mesta-Fernández, M. E. 2016. Servicios ambientales: elementos para el desarrollo de un marco jurídico. *Terra Latinoamericana* 34:155-166.
- Michaelowa, K. and A. Michaelowa. 2017. Transnational climate governance initiatives: designed for effective climate change mitigation? *International Interactions* 43:129-155.
- Mitchell, T. 2011. *Carbon Democracy: Political Power in the Age of Oil*. Verso. Nueva York.
- Moguel, P. 2010. Café y biodiversidad en México: ¿por qué deben conservarse los cafetales bajo sombra?. *En*: Toledo, V. M. (coord.). *La biodiversidad en México. Inventarios, manejos, usos, informática, conservación e importancia cultural*. Consejo Nacional para la Cultura y las Artes y Fondo de Cultura Económica, México D.F.
- Moguel, P. and V. M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13:11-21.
- O'Neill, B. C., E. Kriegler, K. L. Ebi, E. Kemp-Benedict, K. Riahi, D. S. Rothman, B. J. van Ruijven, D. P. van Vuuren, J. Birkmann, K. Kok, M. Levy and W. Solecki. 2017. The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change* 42:169-180.
- Paz, F. y B. de Jong. 2012a. Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando la información cuantitativa y semi-cuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 275-281.
- Paz, F. y B. de Jong. 2012b. Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 281-287.
- Paz, F., B. de Jong, S. Covaleda, M. G. Morales, I. Amezcua, J. C. Gómez, M. M. Torres y A. Vargas. 2012c. Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 759-766.
- Paz, F., C. Cruz y B. de Jong. 2012b. Piloto REDD+ en Chiapas usando estrategias integrales de bajo costo de inventarios de carbono en ecosistemas terrestres. *En*: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 60-68.



- Paz, F., S. Covalada, A. Ranero, X. Ugarte, E. Esquivel, M. I. Marín, R. Cuevas, B. de Jong y J. D. Etchevers. 2012a. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. Recuperado de: http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php (Consulta: agosto 30, 2016).
- Paz-Pellat, F., A. Libert-Amico, A. Velázquez, M. Casiano, C. Sánchez, V. Salas, J. C. Cabrera, M. Bolaños y A. Villa. 2017. Inventario de carbono y biodiversidad en cafetales de la Sierra Madre de Chiapas: Informe Cerro Bola, La Concordia. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco. Disponible en: http://pmc carbono.org/pmc/descargas/proyectos/redd/Informe_Resultados_Cerro_Bola-La_Concordia.pdf.
- Perfecto, I., J. Vandermeer and S. M. Philpott. 2014. Complex ecological interactions in the coffee agroecosystem. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 45:137-158.
- Philpott S. M., B. B. Lin, S. Jha and S. A. Brines. 2008. A multi-scale assessment of hurricane impacts based on land-use and topographic features. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 128:12-20.
- PMC. 2008. Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono. A. Muhlia-Melo y F. García-Oliva (eds.) 19 p. Disponible en: http://www.pmc carbono.org/pmc/documentos/plan_cientifico.php.
- Porter-Bolland, L., E. A. Ellis, M. R. Guariguata, I. Ruiz-Mallén, S. Negrete-Yankelevich and V. Reyes-García, V. 2012. Community managed forests and forest protected areas: an assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management* 268:6-17.
- Presidencia de la República. 2012. Ley General de Cambio Climático. Diario Oficial de la Federación, 6 de junio.
- Presidencia de la República. 2018. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Diario Oficial de la Federación, 5 de junio.
- Pritchard, D. J. 2013. Community-based biodiversity monitoring in Mexico: current status, challenges, and future strategies for collaboration with scientists. pp.135-157. In: Porter-Bolland, L., I. Ruiz-Mallén, C. Camacho-Benavides and S. R. McCandless (eds.), *Community action for Conservation: Mexican Experiences*. Springer. New York.
- Rajamani, L. 2016. Ambition and differentiation in the 2015 Paris Agreement: interpretative possibilities and underlying politics. *International and Comparative Law Quarterly* 65:493-514.
- REDDX. 2016. México. Seguimiento al financiamiento para REDD+ periodo 2009-2014. *Forest Trends y BMZ*. Disponible en: http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_5367.pdf.
- Reed, J., J. van Vianen, S. Foli, J. Clendinning, K. Yang, M. MacDonald, G. Petrokofsky, C. Padoch and T. Sunderland. 2017. Trees for life: the ecosystem service contribution of trees to food production and livelihoods in the tropics. *Forest Policy and Economics*. DOI: 10.1016/j.forpol.2017.01.012.
- Reyes, M., S. Covalada, M. J. Pérez y F. Paz. 2012. Ordenamientos territoriales e intervenciones a escala local en Chiapas en REDD+: carbono, costos de oportunidad y modelos de estados y transiciones. En: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 699-703.
- Rockström, J. W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, III, E. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. De Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen and J. Foley. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14:1-35.
- Rogelj, J., M. den Elsen, N. Hohne, T. Fransen, H. Fekete, H. Winkler, R. Schaeffer, F. Sha, K. Riahi and M. Meinshausen. 2016. Paris Agreement climate proposals need a boost to keep warming well below 2 °C. *Nature* 534:631-639.
- Rojas, A., K. Hartman y R. Almonacid. 2012. El impacto de la producción de café sobre la biodiversidad, la transformación del paisaje y las especies exóticas invasoras. *Ambiente y Desarrollo* 16:93-104.
- RRI. 2018. A Global Baseline of Carbon Storage in Collective Lands. Rights and Resources Initiative; Woods Hole Research Center; World Resources Institute; Environmental Defense Fund; Alliance of Indigenous Peoples of the Archipelago; Mesoamerican Alliance of Peoples and Forests; Coordinator of Indigenous Organizations of the Amazon River Basin. Washington, D.C.
- Santos, M. 2017. Global justice and environmental governance: an analysis of the Paris Agreement. *Revista Brasileira de Política Internacional*. doi: 10.1590/0034-73292016001.
- Saynes-Santillán, V., J. D. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat y L. O. Alvarado-Cárdenas. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34:83-96.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 2004. Directrices Akwé: Kon voluntarias para realizar evaluaciones de las repercusiones culturales, ambientales, y sociales de proyectos de desarrollo que hayan de realizarse en lugares sagrados o en tierras o aguas ocupadas o utilizadas tradicionalmente por las comunidades indígenas y locales, o que puedan afectar a esos lugares. Montreal. (Directrices del CBD). 27 p.
- Simonet, G., A. Agrawal, F. Bénédet, C. de Perthuis, D. Haggard, N. Jansen, A. Karsenty, W. Liang, P. Newton, A. M. Sales, B. Schaap and C. Seyller. 2016. ID-RECCO, International Database on REDD+ projects, linking Economic, Carbon and Communities data. version 2.0. Disponible en: <http://www.reddprojectsdatabase.org>.
- Skutsch, M, A. Balderas-Torres and J. C. Carrillo-Fuentes. 2017. Policy for pro-poor distribution of REDD+ benefits in Mexico:

- How the legal and technical challenges are being addressed. *Forest Policy and Economics* 75:58–66.
- Skutsch, M. (ed.). 2011. Community forest monitoring for the carbon market: opportunities under REDD. Earthscan. London 186 p.
- Skutsch, M. and A. Balderas-Torres. 2017. Benefit sharing under REDD+ in Mexico. *Elementos para Políticas Públicas* 1:77-86.
- Soto, L. 2013. El café y la biodiversidad asociada. pp. 198-200. En: *La Biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. CONABIO y Gobierno del Estado de Chiapas, México.
- Soto, L. and C. M. Aguirre. 2015. Carbon stocks in organic coffee systems in Chiapas, Mexico. *Journal of Agricultural Science* 7:117-127.
- Soto, L., M. Anzueto, J. Mendoza, G. Jimenez and B. de Jong. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforest. Syst.* 78:39-51.
- Soto, L., Y. Romero, J. Caballero and G. Segura. 2001. Woody plant diversity and structure of shade-ground-coffee plantations in Northern Chiapas, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 49:977-987.
- Soto-Pinto, L. y G. Jiménez-Ferrer. 2018. Contradicciones socio-ambientales en los procesos de mitigación asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques* doi: 10.21829/myb.2018.240188.
- Spirić, J., E. Corbera, V. Reyes-García and L. Porter-Bolland. 2016. A dominant voice amidst not enough people: analysing the legitimacy of Mexico's REDD+ Readiness Process. *Forests* 7:28-49.
- Tapia-Tapia, E. C. y R. Reyes-Chilpa, 2008. Productos forestales no maderables en México: Aspectos económicos para el desarrollo sustentable. *Madera y Bosques* 14:95-112.
- Toledo, V. M. and P. Moguel. 2012. Coffee and sustainability: the multiple values of traditional shaded coffee. *Journal of Sustainable Agriculture* 36:353-377.
- Toledo, V. M. y B. Ortiz-Espejel. 2014. México, regiones que caminan hacia la sustentabilidad. Una geopolítica de las resistencias bioculturales. Universidad Iberoamericana Puebla, Puebla.
- Torres-Rojo, J. 2015. Desarrollo forestal comunitario: la política pública. CIDE, Ciudad de México.
- Trench, T., A. M. Larson, A. Libert-Amico y A. Ravikumar. 2018. Análisis de la gobernanza multinivel en México. Lecciones para REDD+ de un estudio sobre cambio de uso del suelo y distribución de beneficios en Chiapas y Yucatán. Documento de trabajo 243. CIFOR. Bogor.
- Troche-Souza C., M. T. Rodríguez-Zúñiga, S. Velázquez-Salazar, L. Valderrama-Landeros, E. Villeda-Chávez, A. Alcántara-Maya, B. Vázquez-Balderas, M. I. Cruz-López y R. Ressler. 2016. Manglares de México: Extensión, distribución y monitoreo 814 (1970/1980-2015). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- Troyo-Diéguéz, E., A. Cruz-Falcón, F. A. Beltrán-Morales, A. Nieto-Garibay, F. H. Ruiz-Espinoza, L. G. Hernández M. y B. Murilla-Amador. 2016. Impactos y escenarios económico-ambientales ante la demanda eléctrica y emisiones de CO2 debidos al abatimiento del nivel del agua subterránea. En: F. Paz y R. Torres (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. Síntesis a 2016. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. pp. 170-174.
- Valencia, V., P. West, E. J. Sterling, L. García-Barrios and S. Naeem. 2015. The use of farmers' knowledge in coffee agroforestry management: implications for the conservation of tree biodiversity. *Ecosphere* 6:1-17.
- Valencia, V., S. Naeem, L. García-Barrios, P. West and E. Sterling. 2016. Conservation of tree species of late succession and conservation concern in coffee agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 219:32-41.
- van Rikxoort H., G. Schroth, P. Läderach and B. Rodríguez-Sánchez. 2014. Carbon footprints and carbon stocks reveal climate-friendly coffee production. *Agron. Sustain. Dev.* 34:887-897.
- van Ruijven, B. J., M. A. Levy, A. Agrawal, F. Biermann, J. Birkmann, T. R. Carter, K. L. Ebi, M. Garschagen, B. Jones, R. Jones, E. Kemp-Benedict, M. Kok, K. Kok, M. C. Lemos, P. L. Lucas, B. Orlove, S. Pachauri, T. M. Parris, A. Patwardhan, A. Petersen, B. L. Preston, J. Ribot, D. S. Rothman and V. J. Schweizer. 2014. Enhancing the relevance of shared socioeconomic pathways for climate change impacts, adaptation and vulnerability research. *Climatic Change* 122:481-494.
- Vargas, R., E. A. Yépez, J. L. Andrade, G. Ángeles, T. Arredondo, A. E. Castellanos, J. Delgado-Balbuena, J. Garatuzza-Payán, E. González Del Castillo, W. Oechel, J. C. Rodríguez, A. Sánchez-Azofeifa, E. Velasco, E. R. Vivoni and C. Watts. 2013. Progress and opportunities for monitoring greenhouse gases fluxes in Mexican ecosystems: the MexFlux network. *Atmósfera* 26:325-336.
- Villaseñor, E., L. Porter-Bolland, F. Escobar, M. R. Guariguata and P. Moreno-Casasola. 2016. Characteristics of participatory monitoring projects and their relationship to decision-making in biological resource management: a review. *Biodiversity and Conservation*. doi: 10.1007/s10531-016-1184-9.
- Wong-González, J. C. y A. Libert-Amico. 2016. Planeación de la campaña de campo para cafetales en la Sierra Madre de Chiapas. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México.
- Zamora-Morales, B. P., M. Mendoza-Cariño y M. P. Guerrero-Ibarra. 2017. Tecnologías del INIFAP con relación a la mitigación del cambio climático y la captura de carbono en el suelo. *Elementos para Políticas Públicas* 1:159-172.
- Zomer, R. J., H. Neufeldt, J. Xu, A. Ahrends, D. Bossio, A. Trabucco, M. van Noordwijk and M. Wang. 2016. Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: the contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*. doi: 10.1038/srep29987.



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**