

Fernando Paz Pellat
Ruth Torres Alamilla
Alma Velázquez Rodríguez
Editores



Serie: Síntesis Nacionales

Estado Actual
del Conocimiento
del Ciclo del Carbono
y sus Interacciones en México:
Síntesis a 2017

Programa Mexicano del Carbono

Programa Mexicano del Carbono
Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada
Universidad Autónoma de Baja California





Forma correcta de citar:

Paz, F., R. Torres y A. Velázquez (Editores). 2017. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. 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. ISBN: 978-607-96490-5-0. 656 p.

ISBN: 978-607-96490-5-0



Programa Mexicano del Carbono A.C.
Calle Chiconautla No. 8 Interior A
Colonia Lomas de Cristo, 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.

Diseño Gráfico: Oscar J. Velázquez R.

Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017

Fernando Paz, Ruth Torres y Alma Velázquez

EDITORES

Programa Mexicano del Carbono.
Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
Universidad Autónoma de Baja California.

Ensenada, Baja California

2017

ISBN: 978-607-96490-5-0

ISBN: 978-607-96490-5-0



9 786079 649050

Índice de Revisores

BEN DE JONG

El Colegio de la Frontera Sur

ENRICO YÉPEZ GONZÁLEZ

Instituto Tecnológico de Sonora

FERNANDO PAZ PELLAT

Colegio de Postgraduados

GEORGINA SANDOVAL FABIÁN

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C.

GRACIELA ALCALÁ MOYA

Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Instituto Politécnico Nacional

HÉCTOR REYES BONILLA

Universidad Autónoma de Baja California Sur

JORGE ALFREDO HERRERA SILVEIRA

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, Unidad Mérida, Instituto Politécnico Nacional

JOSÉ RUBÉN LARA LARA

Centro de Investigaciones Científicas y de Educación Superior de Ensenada

JOSÉ TULIO ARREDONDO MORENO

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

JULIO CÉSAR RODRÍGUEZ CASAS

Universidad de Sonora

MARCOS CASIANO DOMÍNGUEZ

Programa Mexicano del Carbono

MARGARET SKUTSCH

Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México

MARIELA FUENTES PONCE

Universidad Autónoma Metropolitana

MARIO MANZANO CAMARILLO

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey

OSCAR BRIONES VILLARREAL

Instituto de Ecología, A.C.

RAMÓN SOSA ÁVALOS

Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima

SAÚL ÁLVAREZ BORREGO

Centro de Investigaciones Científicas y de Educación Superior de Ensenada

VINISA SAYNES SANTILLÁN

Colegio de Postgraduados

Prólogo

En noviembre de 2017 el Programa Mexicano del Carbono cumplió 12 años de su formación, por lo que felicitamos a todos sus socios por el esfuerzo en buscar la consolidación del colectivo científico.

En el marco de su aniversario, el Programa Mexicano del Carbono presenta al público, por sexta ocasión, la Síntesis Nacional del 2017, que recaba las investigaciones que tan esmeradamente realizan científicos nacionales y colegas de otros países, para contribuir al desarrollo y conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en las diversas áreas temáticas de su Comité Científico: Ecosistemas Terrestres, Ecosistemas Acuáticos, Atmósfera, Dimensión Social, Bioenergía y Sistemas Humanos.

Durante el Octavo Simposio Internacional del Carbono en México, que tuvo lugar en la Ciudad de Ensenada, Baja California, bajo el auspicio del Programa Mexicano del Carbono, el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y la Universidad Autónoma de Baja California, se presentaron muy variados trabajos, nacionales e internacionales, de excelencia en investigación. Se mantuvieron intensas jornadas de discusión e integración del conocimiento de las diferentes áreas, bajo una perspectiva de interés común y una visión multidisciplinaria y multi institucional de los diversos enfoques en la dinámica del carbono y sus interacciones.

Al igual que en las ocasiones anteriores, se privilegió la divulgación de nuevos paradigmas de investigación sobre el Ciclo del Carbono, así como el planteamiento de modernas tecnologías para su estudio, con la finalidad de continuar con el camino que se inició hace doce años, con la fundación del Programa Mexicano del Carbono, de desarrollar modelos y estrategias *ex profeso* para México, que respondan a su realidad política, económica, social y ambiental. Acorde con lo anterior, todas las contribuciones del presente compendio constituyen un reflejo fiel del interés de los estudiosos del Ciclo del Carbono, por entender y mejorar las condiciones del país.

Para finalizar, sólo resta agradecer a los participantes su interés y entusiasmo en la divulgación e integración del conocimiento en tan relevante tema y, esperar el siguiente Simposio para continuar con la consecución de las metas planteadas por el colectivo científico.

Fernando Paz Pellat

Coordinador General

Programa Mexicano del Carbono



CONTENIDO

| | |
|---|-----------|
| CAPÍTULO 1: | |
| ATMÓSFERA | 17 |
| 1.1 Estimaciones de captura de los parques y emisiones de CO ₂ vehicular en Tijuana, Baja California | 19 |
| 1.2 Modelación de la productividad primaria bruta diaria mediante cámaras digitales y datos climáticos | 25 |
| 1.3 Producción, consumo y emisión de metano en humedales costeros de Veracruz, México | 30 |
| 1.4 Chinampas: Consideraciones de manejo para la emisión de CO ₂ | 36 |
| 1.5 Emisiones de gases de efecto invernadero distintos al CO ₂ en cultivos de granos básicos | 40 |
| 1.6 Actividades antropogénicas y efecto en calidad de aire: Contraste entre áreas verdes y zonas transitadas | 46 |
| 1.7 Efecto del incremento en temperatura en la dinámica de CO ₂ en suelo del Valle del Yaqui | 53 |
| 1.8 Desempeño de una manipulación de temperatura en parcelas experimentales de trigo en el Valle del Yaqui | 57 |
| 1.9 Decrementos de precipitación ¿Afectarán similarmente la respiración del suelo en el bioma de pastizal semiárido con diferentes tipos de cubierta vegetal? | 63 |
| CAPÍTULO 2: | |
| BIOENERGÍA | 67 |
| 2.1 Comparación del tipo de cultivo en la producción de biodiésel a partir SCO | 69 |
| 2.2 Alternativas de mitigación de CO ₂ por el uso de leña en Villaflores, Chiapas, México | 74 |
| 2.3 Caracterización de aceites residuales como materia prima para biodiésel | 80 |

| | |
|--|------------|
| CAPÍTULO 3: | |
| DIMENSIÓN SOCIAL | 85 |
| 3.1 Ecofeminismo y etnoclimatología en la bioseguridad alimentaria basada en maíz nativo: Estrategias locales frente al cambio climático | 87 |
| 3.2 Paisajes bioculturales ante el cambio climático: Carbono y agrobiodiversidad en cafetales bajo sombra en Chiapas | 94 |
| 3.3 Modelo de precios hedónicos para la valoración del carbono en la Ciudad de México | 100 |
| 3.4 Lecciones aprendidas de la Primera Edición de la Escuela de Verano | 108 |
| 3.5 Pescadoras de la información en Isla Natividad, Baja California Sur | 115 |
| 3.6 Escenarios de futuro y concepción del riesgo entre pescadores artesanales de Alvarado, Veracruz, México | 118 |
| 3.7 ¿Está vinculada la disminución de capturas de las pesquerías ribereñas al cambio climático? | 124 |
| 3.8 Pesquería en Bahía de Agiabampo: Percepción socio-ambiental ante el cambio climático | 130 |
| 3.9 Red Temática Programa Mexicano del Carbono: Consolidación y logros 2016 - 2017 | 136 |
| 3.10 Estrategia estatal REDD+ Chiapas: Documento preliminar | 143 |
| | |
| CAPÍTULO 4: | |
| ECOSISTEMAS ACUÁTICOS | 151 |
| 4.1 Geles oceánicos, carbono orgánico entre particulado y disuelto | 153 |
| 4.2 Biomasa de los macroinvertebrados bentónicos en el perfil batimétrico de lagos de Montebello, Chiapas, México | 159 |
| 4.3 Distribución del carbono orgánico particulado en lagos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México | 166 |
| 4.4 Lagos del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México: Metabolismo Lacustre | 172 |
| 4.5 Flujo de CO ₂ océano-atmósfera en la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa | 178 |
| 4.6 Primeras mediciones del carbono inorgánico disuelto frente a Guaymas, Sonora | 184 |



| | | |
|------|--|-----|
| 4.7 | Variabilidad del carbono inorgánico disuelto frente a Navachiste, Sinaloa, en septiembre del 2016 | 189 |
| 4.8 | Carbono orgánico e inorgánico en sedimentos recientes del Golfo de México | 195 |
| 4.9 | Carbono orgánico en sedimentos de la laguna costera El Yucateco, Tabasco, México, procesos de transformación del nitrógeno | 201 |
| 4.10 | Invasión de carbono atmosférico en la frontera meridional de la corriente de California: Últimas tres décadas | 207 |
| 4.11 | Variación espacial de los géneros de foraminíferos bentónicos en una laguna costera del Golfo de California | 213 |
| 4.12 | Almacenes de carbono aéreo de sitios conservados y en proceso de restauración en manglares de Chiapas | 218 |
| 4.13 | Variabilidad de la producción primaria influenciada por procesos oceánicos en las costas de Nayarit | 225 |
| 4.14 | Carbono azul en núcleos sedimentarios de la Laguna Arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo | 232 |
| 4.15 | Productividad Primaria en el Pacífico central mexicano y datos de fitoplancton asociado | 239 |
| 4.16 | Almacenes de carbono en humedales costeros del Pacífico Norte y Península de Yucatán | 245 |
| 4.17 | Cuantificación de carbono en manglares en El Rabón, dentro de la RB Marismas Nacionales, Nayarit | 252 |
| 4.18 | Carbono almacenado en la capa superficial de suelo de dos manglares geográficamente contrastantes | 258 |
| 4.19 | Vegetation responses to temporal variability of climatic drivers: mangroves in the Mexican semiarid region | 265 |
| 4.20 | Extensión y crecimiento esquelético del coral <i>Pocillopora verrucosa</i> en la costa de Colima, México | 272 |
| 4.21 | Efecto de los vientos Santa Ana en la $p\text{CO}_{2w}$ y el FCO_2 al sur de la Corriente de California | 278 |
| 4.22 | Intercambio océano-atmósfera de CO_2 en un ecosistema coralino del Pacífico tropical mexicano | 283 |
| 4.23 | Almacenes de carbono en biomasa aérea de <i>Avicennia germinans</i> en zonas áridas | 290 |
| 4.24 | Desinformación: ¿La principal amenaza de los pastos marinos? | 295 |

| | | |
|------|---|-----|
| 4.25 | Carbon storage on mangrove and seagrass meadows sediments in the South of Sonora | 301 |
| 4.26 | El papel del pepino de mar en el flujo de carbono orgánico de los sedimentos | 307 |
| 4.27 | Actividad respiratoria de la comunidad microbiana en la corriente de California y Golfo de México | 313 |
| 4.28 | Flujos de CO ₂ aire-mar estimados en el Pacífico oriental tropical mexicano | 318 |
| 4.29 | Assessment of Carbon and Water Use Efficiency of the Ecosystems in the Yucatan Peninsula | 324 |
| 4.30 | Pulsos de carbono asociados a enfriamientos en una bahía al suroeste del Golfo de California | 332 |
| 4.31 | Primeras estimaciones de la biomasa de carbono de diatomeas y dinoflagelados del Golfo de México | 340 |
| 4.32 | Tasas de acumulación de carbono antropogénico en el Golfo de México | 346 |
| 4.33 | Variabilidad de la productividad primaria integrada en Perdido y Coatzacoalcos del Golfo de México (2006-2016) | 352 |
| 4.34 | Balance de Carbono Inorgánico en aguas superficiales del Pacífico Tropical frente a México en verano del 2015 | 359 |
| 4.35 | Efecto del río Amazonas en Sistema de CO ₂ en el Caribe Oriental | 367 |
| 4.36 | El papel del sedimento en el control biogeoquímico del sistema de carbono en Bahía San Quintín | 374 |
| 4.37 | Flujos de CO ₂ en Cabo Pulmo (B.C.S.), un arrecife de franja con influencia oceánica | 382 |
| 4.38 | Los pastos marinos como elemento clave en el sistema de carbono de una bahía costera | 389 |
| 4.39 | Monitoreo físico, químico y biológico de arrecifes templados en Baja California | 396 |
| 4.40 | Avances en la medición potenciométrica de la alcalinidad total en agua de mar | 402 |
| 4.41 | Variabilidad temporal del Carbono Inorgánico Disuelto y Oxígeno en el Golfo de México | 407 |
| 4.42 | Lagunas costeras hipersalinas de la Península de Baja California: Un potencial repositorio de carbono no cuantificado | 413 |
| 4.43 | Efecto del pH reducido en el desarrollo temprano del erizo morado <i>Strongylocentrotus purpuratus</i> | 418 |
| 4.44 | Variabilidad y efectos antropogénicos en el pH de tres lagunas costeras en San Diego | 425 |

CAPÍTULO 5: ECOSISTEMAS TERRESTRES 429

| | | |
|------|---|-----|
| 5.1 | Ecuaciones alométricas preliminares para la estimación de biomasa subterránea en <i>Pinus patula</i> | 431 |
| 5.2 | Pérdida de carbono Orgánico de Suelo por la Conversión de Vegetación Natural a Pastizales, México | 438 |
| 5.3 | Producción y descomposición de hojarasca en una cronosecuencia de selva mediana subperennifolia en Calakmul, Campeche | 444 |
| 5.4 | Control de calidad en el análisis de carbono del suelo: Experiencia de la REDLABS | 450 |
| 5.5 | Impactos del cambio climático en la Productividad Neta de ecosistemas en la región del monzón Norteamericano | 455 |
| 5.6 | Almacén de carbono en encinos en un gradiente altitudinal en Jalisco, México: Avances preliminares | 462 |
| 5.7 | Contenidos de carbono orgánico del suelo en sistemas agroforestales de cacao en Tabasco, México | 467 |
| 5.8 | Ecuaciones alométricas para estimar contenido de carbono aéreo en <i>Pinus rudis</i> Endl., en Acajete, Veracruz | 473 |
| 5.9 | Remediación de residuos mineros ácidos con dos biocharres y cal | 478 |
| 5.10 | Costras biológicas y respiración edáfica en un ecosistema árido del noroeste de México | 484 |
| 5.11 | Respiración de suelo en un cultivo de <i>Carya illinoensis</i> y <i>Capsicum annuum</i> | 491 |
| 5.12 | Secuestro de carbono en los sistemas forestales de la zona del volcán La Malinche | 496 |
| 5.13 | Estimación de carbono liberado por los residuos de la transformación primaria de la madera | 502 |
| 5.14 | Evaluation of the Urban Net Ecosystem Exchange across Different Landscapes in Phoenix, Arizona | 507 |
| 5.15 | Labranza de conservación y carbono del suelo en rotaciones maíz-sorgo-soya | 512 |
| 5.16 | Emisión de GEI en la ganadería de Aguascalientes y su contribución al inventario nacional | 517 |
| 5.17 | Almacenes de carbono orgánico aéreo en manglares sometidos a perturbaciones naturales | 523 |

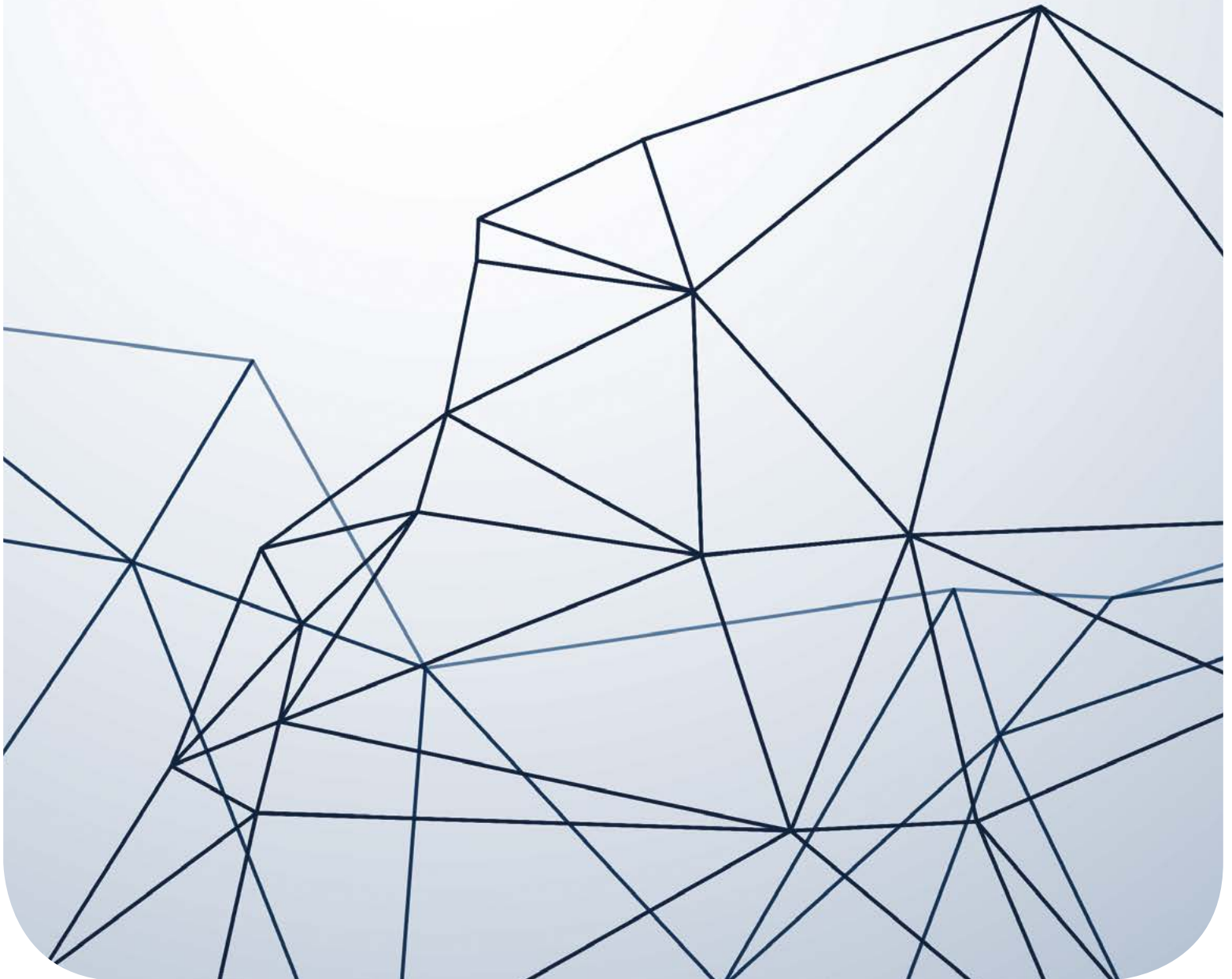
| | | |
|------|--|-----|
| 5.18 | C y N durante la descomposición de hojarasca en estados sucesionales del bosque tropical seco | 529 |
| 5.19 | Compartimentación del almacenamiento de carbono orgánico en ecosistemas ribereños de alta montaña de México | 534 |
| 5.20 | Estimación de biomasa de árboles individuales de especies arbóreas en bosques tropicales secundarios | 540 |
| 5.21 | Almacén de carbono del matorral xerófilo y del encinar del ANP Ecoguardas, Ciudad de México | 547 |
| 5.22 | Biomasa aérea y radicular de herbáceas, en Nuevo León | 553 |
| 5.23 | Inventario del carbono orgánico del suelo en el estado de Campeche: Una propuesta metodológica | 558 |
| 5.24 | Transferencia de carbono de la hojarasca al suelo en los desiertos mexicanos | 565 |
| 5.25 | Determinación de carbono orgánico en suelos de cultivos de maguey mezcalero en Matatlán, Oaxaca | 571 |
| 5.26 | Carbono y uso del suelo en ambientes riparios de montaña | 576 |
| 5.27 | Almacenamiento de carbono en bancos de forraje de especies leñosas en Yucatán | 583 |
| 5.28 | Susceptibilidad de los suelos y bosques a la deposición ácida en la región Xico-Coatepec, Veracruz | 590 |
| 5.29 | Contribución de las costras biológicas al flujo de CO ₂ en un matorral xerófilo de Sonora | 596 |
| 5.30 | Carbono orgánico total en suelos reforestados con <i>Eucalyptus</i> spp. y <i>Quercus</i> spp., en el Parque Estatal Sierra de Guadalupe, Estado de México | 602 |
| 5.31 | Parametrización de modelos de procesos para el análisis de la dinámica de carbono en bosques | 609 |
| 5.32 | Evaluación de diseños de muestreo para estimar cobertura forestal con fotografías digitales: Una simulación espacial | 615 |
| 5.33 | Differences in soil respiration in wet and dry seasons in a tropical dry forest in Northwestern of México | 621 |
| 5.34 | Patrones geoespaciales en la producción primaria de ecosistemas semiáridos mediante el uso de indicadores fenológicos | 627 |
| 5.35 | Protocolo para identificar costras biológicas costeras y su función en el ciclo del carbono | 634 |



| | | |
|------|--|-----|
| 5.36 | Diversidad florística y funcional en cafetales de la Sierra Madre de Chiapas | 640 |
| 5.37 | Sistema anidado de actividades agrícolas para la estimación de PSA de carbono en el Estado de México | 648 |

1

Atmósfera



1.1 Estimaciones de captura de los parques y emisiones de CO₂ vehicular en Tijuana, Baja California

Dominguez-Madrid Ana Y.¹

¹El Colegio de la Frontera Norte. Carretera Escénica Tijuana-Ensenada, Km 18.5, San Antonio del Mar, CP 22560 Tijuana, Baja California. Autor para correspondencia: yurendy@colef.mx

Resumen

Las áreas urbanas emiten grandes cantidades de dióxido de carbono, sin embargo el arbolado de los parques puede capturar este gas y actuar como sumideros naturales dentro de las ciudades. El conocimiento sobre el potencial de captura de la vegetación urbana en relación con el CO₂ emitido por los vehículos automotores es limitado y escaso, pero necesario para formular medidas de mitigación ante el cambio climático. En esta investigación se estima la capacidad de captura de CO₂ de los árboles de los parques de Tijuana que podrían contrarrestar las emisiones provenientes de los vehículos automotores. Para ello, en una muestra representativa de parques, se identificaron las especies vegetales, se midió el diámetro a la altura del pecho de cada árbol presente y se calculó la captura de CO₂ utilizando el software *i-tree design*. Para las emisiones de CO₂ de los vehículos se usó el método del IPCC (2006), que emplea la cantidad de combustible vendido. Los resultados muestran que los parques tienen un potencial de captura de CO₂ limitado para contrarrestar las emisiones de los vehículos.

Palabras clave: *arbolado urbano; vehículos automotores.*

Abstract

Urban areas release large amounts of carbon dioxide, however parks' trees can capture this gas and act as natural sinks within cities. Knowledge about the potential of urban vegetation in relation to the CO₂ produced by motor vehicles is limited and scarce but necessary to formulate mitigation measures to climate change. In this research, the ability to capture CO₂ from trees at Tijuana parks was estimated to counterbalance motor vehicles emissions. In order to do so, in a representative parks sample, species present were identified, diameter at breast height of each tree was measured and, the amount of CO₂ sequestration was calculated using *i-tree design* software. Vehicles CO₂ emissions were estimated using the sold fuel method of IPCC 2006. Results show that parks have limited CO₂ capture potential to offset emissions from vehicles.

Key words: *urban trees; motorized vehicles.*

Introducción

Durante el último siglo se ha dado un aumento en la temperatura en todo el mundo (Lashof y Ahuja, 1990), fenómeno que ha sido relacionado con el cambio climático antropogénico. Entre las causas del cambio climático destacan dos; la primera es el aumento de gases de efecto invernadero (GEI) de los cuales el dióxido de carbono (CO₂) es el más dominante (Olivier *et al.*, 2005) y, la segunda es la pérdida de sumideros naturales de carbono resultado de la deforestación de selvas y bosques (Challenger, 2009).

Los efectos del cambio climático se han hecho notar en zonas rurales y urbanas (Nowak y Crane, 2002). Sin embargo, son las ciudades las que más contribuyen al aumento de CO₂ atmosférico (Velasco y Roth, 2010), dado que consumen el 75% de la energía en el mundo, producen el 80% de las emisiones

globales de GEI y concentran un alto porcentaje de la población (Chuanglin *et al.*, 2015). Asimismo, cuando la población y la superficie urbana aumenta, se incrementan las emisiones de CO₂ como consecuencia, por un mayor consumo de combustible (Velasco y Roth, 2010; Liu y Li, 2012).

Ante la creciente emisión de GEI generados por el sector transporte en las ciudades resulta relevante buscar e implementar mecanismos de captura de carbono urbanos, que ayuden a disminuir la presencia de esas emisiones en el ambiente (Weissert *et al.*, 2014).

En las ciudades el conjunto de árboles urbanos, arbustos, césped y suelos permeables tienen el potencial para la mitigación local de las emisiones de CO₂, directa e indirectamente (Escobedo *et al.*, 2011).

En el presente trabajo se propone identificar la capacidad de absorción de CO₂ de los parques urbanos, dado por el arbolado, en la ciudad de Tijuana y, contrastarla con la de emisiones GEI provenientes del parque vehicular.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Como área de estudio se consideró a la ciudad de Tijuana en Baja California, México. Con una superficie de 92 108.727 ha conformada por 10 delegaciones: El Centenario, Centro, Playas de Tijuana, La Mesa, Mesa de Otay, San Antonio de los Buenos, Sánchez Taboada, Cerro Colorado, La Presa, Las Palmas y Cuero de Venados (IMPLAN, 2010).

Metodología

La información necesaria comprendió dos aspectos: el referente a las emisiones de CO₂ a partir del consumo de combustible del sector transporte y el CO₂ capturado por los árboles de los 240 parques urbanos existentes durante el año 2015.

La estimación de Captura de CO₂ fue con los datos de 54 parques que conformaron la muestra representativa de acuerdo a un muestreo aleatorio estratificado; considerando un nivel de confianza de 90% y un margen de error de 10%.

Con la finalidad de que esta muestra de parques tuviera una representatividad estadística, tanto espacialmente (por delegación), como por porcentaje de cobertura vegetal, el inventario de parques se estratificó considerando: el número de parques por delegación y el porcentaje de cobertura arbórea de estos parques (0 a 25%; 26 a 50%; 51 a 75% y 76 a 100%).

Para estimar el CO₂ capturado por cada parque de la muestra representativa se usó el programa en línea “*i-tree design v6.0*”, elaborado por el USDA Forest Service de Estados Unidos de America. Se obtuvieron los kilogramos de CO₂ capturados anualmente (año 2015) por cada árbol de acuerdo a su especie y tamaño, usando ecuaciones alométricas específicas para cada caso de acuerdo al programa.

Para estimar la captura de CO₂ de todos los parques de Tijuana, primero se estimó cuantos kg de CO₂/m² fueron capturados en el 2015 con los datos de la muestra representativa (sumatoria de los árboles presentes en cada uno de los parques) para después dividirlo entre la superficie de cobertura arbórea de los 54 parques en función del porcentaje observado en campo (m²).

Posteriormente para la estimación total de la captura de CO₂ de los parques de Tijuana se multiplicó el valor base del promedio de captura de CO₂ del inventario de los 54 parques (kgCO₂/m²/año) por la superficie de cobertura arbórea de los 240 parques urbanos de Tijuana (m²) (Huizar, 2012).

Las estimaciones de las emisiones de CO₂ provenientes del transporte se obtuvieron siguiendo las directrices del IPCC, utilizando el método del nivel 2 (IPCC, 2006).

Las emisiones se calcularon a partir de la cantidad y tipo de combustible quemado (considerado igual al consumible vendido) y su contenido de carbono siguiendo las ecuaciones del IPCC (2006) y la CONUEE (2009) haciendo la conversión de unidades de los datos a las unidades necesarias: primero se obtuvo por medio de Petróleos Mexicanos (PEMEX) el volumen de venta de combustible en el periodo de enero a diciembre del 2015 desgregadas por tipo de combustible (Magna, Premium y Diésel) en Tijuana; después se determinó la cantidad de combustible consumido por tipo de combustible, con datos nacionales en Tera Julios (TJ)¹. Para ello, fue necesario primero convertir el consumo de combustible en masa (toneladas) conforme a la ecuación 1.

$$C_c = \frac{V_c \cdot D_c}{1000} \quad (1)$$

donde, C_c es el consumo de combustible en masa (ton), V_c es la venta por tipo de combustible (m^3) y D_c es la densidad del tipo de combustible (kg/m^3). Posteriormente se utilizó la Ecuación 2 para conocer el Consumo energético en TJ, unidad indispensable para determinar las emisiones de CO_2 por consumo de combustible.

$$C_f = C_c \cdot PCN \quad (2)$$

donde, C_f es el consumo del energético “ f ” (TJ), C_c es el consumo de combustible en masa (ton) y PCN es el Poder Calorífico Neto (TJ/ton).

Una vez que se obtuvo el consumo energético en TJ se empleó la Fórmula 3.

$$E = \sum_a [Combustible_a \cdot EF_a] \quad (3)$$

donde, E son las emisiones de CO_2 (kg), $Combustible_a$ es el combustible vendido (TJ), EF_a es el factor de emisión (kg/TJ) y a es el tipo de combustible (gasolina magna, gasolina premium y diésel).

Para Tijuana se usaron los factores de emisión reportados por el Instituto Mexicano del Petróleo (INECC, 2014), para la gasolina proveniente de Veracruz, Villa Hermosa y para el Diésel de Villa Hermosa (Cuadro 1).

Cuadro 1. Poder calorífico neto, densidad y factores de emisión CO_2 por tipo de gasolina que llega a Tijuana.

| Tipo de Combustible | Poder calorífico Neto | | Densidad | | Factores de emisión |
|------------------------------|-----------------------|-------------|---------------|---------------|---------------------|
| | MJ/kg | TJ/ton | kg CO_2 /TJ | kg/ m^3 | kg CO_2 /TJ |
| Magna RP Veracruz | 42.72 | 0.04 | 0.740 | 740.00 | 73 943.26 |
| Magna RP Villa Hermosa | 42.83 | 0.04 | 0.740 | 740.00 | 73 684.91 |
| Premium RP Veracruz | 42.23 | 0.04 | 0.731 | 731.00 | 74 809.91 |
| Premium RP Villa Hermosa | 42.02 | 0.04 | 0.738 | 738.00 | 75 114.02 |
| Pemex Diésel RP Villahermosa | 42.37 | 0.04 | 0.820 | 820.00 | 74 216.80 |
| Promedio Magna | 42.78 | 0.04 | 0.740 | 740.00 | 73 814.09 |
| Promedio Premium | 42.13 | 0.04 | 0.735 | 734.50 | 74 961.97 |
| Promedio Diésel | 42.37 | 0.04 | 0.820 | 820.00 | 74 216.80 |

RP: Resto del País. Fuente: Modificado de Instituto Mexicano del Petróleo (INECC, 2014).

Para estimar los gases CH_4 y N_2O se utilizó la Ecuación 4 con base en el Método de Nivel 1 del árbol de decisiones del IPCC (2006) debido a que no se tienen factores de emisión específicos.

$$E = \sum_a [Combustible_a \cdot EF_a] \quad (4)$$

donde, E es la emisión del GEI en kg, EF_a es el factor de emisión (kg/TJ), $Combustible_a$ es el combustible consumido en TJ (representado por el combustible vendido) y a es el tipo de combustible (diésel y gasolina).

Finalmente, para obtener las emisiones en CO_{2e} se aplicó la Ecuación 5.

$$E^c \sum_{g=1}^G E_g^c \cdot FC_g \quad (5)$$

donde E^c son las emisiones de CO_{2e} por combustión en el sector energético (kg de CO_{2e}), E_{fg}^c son las

¹Tera Julios: unidad derivada del Sistema Internacional utilizada para medir energía.

emisiones totales de GEI “g” (kg) y FC_g es el factor de conversión sCO_{2e} para GEI “g” (kg de CO_{2e}/kg de GEI).

Resultados y Discusión

La superficie total de los 54 parques que conformaron la muestra representativa fue de 167 322 m². Su tamaño varió desde 371 m² hasta 14 792 m². Solo 42% de la superficie total (16.7 ha) de los parques muestreados presenta una cubierta arbórea, el resto se encuentra con infraestructura o suelo descubierto. En los parques muestreados se registraron un total de 3097 individuos, pertenecientes a 68 especies.

La captura de CO₂ por parque, varió dependiendo del número especies e individuos de cada una, su DAP, su estado o condición y la superficie arbolada del parque. Sin embargo, considerando que las características de los 54 parques de la muestra eran los mismos que para el resto de los parques urbanos de las 10 delegaciones de Tijuana, se estimó que los 240 parques urbanos capturaron en promedio 3.58 kgCO₂/m²/año, lo que equivale a 22 369.9 ton de CO₂ durante el 2015.

Por otro lado las emisiones de CO₂ estimadas por consumo de combustibles en Tijuana fue de 2622 Giga gramos de CO₂ durante el 2015 como se observa en el Cuadro 2, este dato se obtuvo siguiendo la fórmula de Emisiones de CO₂, descrita en la metodología.

Cuadro 2. Emisiones de CO₂ durante el 2015 en Tijuana. Fuente: Elaboración propia con datos de PEMEX del año 2015.

| Tipo de combustible | Consumo del energético (TJ) | X | Factor de Emisión (kg CO ₂ /TJ) | = | kg de CO ₂ emitido |
|---------------------|-----------------------------|---|---|----------|-------------------------------|
| Gasolina Magna | 22 660.33 | | 73 814.09 | | 1 672 651 836.17 |
| Gasolina Premium | 6103.83 | | 74 961.97 | | 457 555 362.56 |
| Diésel | 6629.41 | | 74 216.80 | | 492 013 547.66 |
| | | | Emisiones de CO₂ (kg de CO₂) | Σ | 2 622 220 746 |
| | | | Emisiones de CO₂ (Gg de CO₂) | | 2622 |

Aunque la información disponible sobre la cantidad de vehículos registrados en Tijuana es de 2014 (dato más reciente disponible) y la de las emisiones de CO₂ es de 2015, al dividir el parque vehicular entre las emisiones de CO₂ por el consumo de combustible durante el 2015 se obtuvo que cada vehículo emitió 4898 kg de CO₂ durante el 2015.

Adicionalmente se estimaron las emisiones de los otros dos GEI (CH₄ y N₂O) y dado que no existen datos detallados para estos GEI, se consideraron los factores de emisión estándar del IPCC (2006).

Los resultados de las emisiones de GEI atribuidas al consumo de combustible: CO₂, CH₄ y N₂O del transporte en Tijuana durante el 2015, revelan que el CO₂ es el principal GEI emitido con el 99.9% (Cuadro 3). Sin embargo cabe resaltar, que aunque el porcentaje de los otros dos gases es menor al 1%, su potencial de calentamiento, es decir, su capacidad de retención de calor en la atmosfera es muy alto y por lo tanto el tiempo para erradicar sus efectos es mayor (IPCC, 2006).

Cuadro 3. Emisiones de GEI por consumo de combustible en Tijuana durante el 2015. Fuente: Elaboración Propia con datos de PEMEX del año 2015.

| Tipo de combustible | kg de CO ₂ | kg de CH ₄ | kg de N ₂ O |
|---------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| Gasolina Magna | 1 672 651 836.17 | 67 981.0 | 13 596.2 |
| Gasolina Premium | 457 555 362.56 | 18 311.5 | 3662.3 |
| Diésel | 492 013 547.66 | 19 888.2 | 3977.6 |
| Total | 2 622 220 746 | 106 180.7 | 21 236.1 |

Se observa que el arbolado de los parques de Tijuana en 2015, contribuyó a capturar 3.6 kg de

CO₂/m²/año y cada vehículo emitió en promedio 4946 kg de CO₂. Con este valor, se estimó que sería necesario que por cada vehículo que estuvo en circulación se debía contar con 1301m² de arbolado en la ciudad para compensar las emisiones de CO₂, pero esto no fue posible y únicamente se capturó el 0.08% de las emisiones.

Se corroboró con otros estudios que las variables más relevantes a tomar en cuenta para la captura de CO₂ del arbolado urbano, son la especie, el DAP y la densidad de árboles por superficie (Escobedo *et al.*, 2010; Nowak *et al.*, 2016), siendo la especie la variable de mayor peso.

Por lo que respecta a la variable especie, en Tijuana *Eucalyptus globulus* es la que más captura CO₂ y es de las más abundantes, aunque también es considerada como especie invasora (Chaparro y Terradas, 2009).

Conclusiones

La captura de CO₂ de los parques muestreados durante el 2015, fue de 263 137 kg y de 3.6 kilogramos de CO₂/m²/año promedio considerando su cobertura arborea real. Ahora bien, al ampliar la información a los 240 parques registrados de Tijuana se estimó que fueron capturadas 21 372 ton de CO₂ durante el 2015.

Se encontraron 68 especies en los parques, sin embargo la población es desigual, por ejemplo solo dos especies, *Ficus benjamina* y *Eucalyptus globulus* concentran el 38% de los individuos inventariados. La mayoría de los árboles son jóvenes, el 80% de estos tuvo un DAP menor a 30 cm lo que es positivo pues señala el potencial para capturar y almacenar CO₂ durante lo que les resta de su periodo de vida.

La capacidad de captura de CO₂ varía por especie. En este estudio las especies que más capturaron son *Eucalyptus globulus*, *Schinus terebinthifolius* y *Washingtonia robusta*; por el contrario, las que menor capacidad de captura son *Azadirachta indica*, *Callistemon citrinus* y *Nerium oleander*.

Por otro lado, las emisiones estimadas por el consumo de combustible en Tijuana durante el 2015 fueron de 2622 Gg de CO₂, provenientes de 535 356 vehículos, (1% de transporte público y 99% de vehículos particulares) y 2631 Gg de CO_{2e} (Considerando CH₄, N₂O y CO₂).

La captura de CO₂ del arbolado de los parques de Tijuana cubre el 0.08% del emitido por los vehículos automotores. Este valor se encuentra dentro del reportado para otras ciudades del mundo (Nowak *et al.*, 2009; Vaccari *et al.*, 2013; Russo *et al.*, 2015). Sin embargo, los parques aún tienen un alto potencial para aumentar la captura de CO₂, ya sea por un incremento en: (i) su superficie o en (ii) su porcentaje de cobertura arborea, siguiendo los parámetros de organismos tanto nacionales como internacionales (ONU, OMS o Sedesol) debido a que poco más de 60% de la superficie de los parques no tiene cubierta arborea.

Es importante recalcar que el arbolado urbano no es suficiente para capturar todas las emisiones de CO₂ de la atmósfera, sino que es necesario implementar a la par mecanismos de reducción de emisiones de los vehículos automotores.

Finalmente, para complementar esta investigación, se recomienda a futuro estudiar por una parte, la captura de CO₂ del suelo y el mar (otros sumideros naturales) y las emisiones de fuentes fijas en Tijuana, que juegan un papel importante.

Literatura citada

- Challenger, A. 2009. Introducción a los servicios ambientales. Seminario de divulgación servicios ambientales: sustento de vida. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología, México. http://www.inecc.gob.mx/descargas/con_eco/2009_sem_ser_amb_pres_01_achallenger.pdf (Consulta: marzo 02, 2016).
- Chaparro, L. and J. Terradas. 2009. Ecological services of urban forest in Barcelona. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals. España. 103 p.
- Chuangling, C., S. Wang and G. Li. 2015. Changing urban forms and ethic dioxide emissions in China: A case study of 30 provincial capital cities. Applied Energy 158:519-531.
- CONUEE. 2009. Metodologías para la cuantificación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero y de Consumos Energéticos Evitados por el Aprovechamiento Sustentable de la Energía. Comisión Nacional para el Uso Eficiente de la Energía-Secretaría de Energía de México, México. 33 p.



- Escobedo, F., S. Varela, M. Zhao, J. E. Wagner and W. Zipperer. 2010. Analyzing the efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon emissions from cities. *Environmental Science & Policy* 13:362-372.
- Escobedo, F., T. Kroeger and J. Wagner. 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159:2078-2087.
- Huizar, H. 2012. Evaluación de los parques de Tijuana desde un enfoque de justicia ambiental. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Norte. Tijuana, Baja California. 133 p.
- IMPLAN. 2010. Programa de desarrollo urbano del centro de población Tijuana, B.C. 2008-2030, PDUCP T 2010-2030. XIX. Instituto Municipal de Planeación Ayuntamiento de Tijuana, México. <http://www.implantijuana.org/informaci%C3%B3n/planes-y-programas-1/pducpt-2010-2030/> (Consulta: mayo 29, 2016).
- INECC. 2014. Factores de emisión para los diferentes tipos de combustibles fósiles que se consumen en México, Tercer Informe-Final. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 47 p.
- IPCC. 2006. Combustión Móvil. *En*: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Ed.). Energía. Capítulo 3, Volumen 2. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/2_Volume2/V2_3_Ch3_Mobile_Combustion.pdf (Consulta: mayo 05, 2016).
- Lashof, D. and D. R. Ahuja. 1990. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. *Nature* 344:529-531.
- Liu, C. and X. Li. 2012. Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry & Urban Greening* 11:121-128.
- Nowak, D. and D. Crane. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the United State American. *Environmental Pollution* 116:381-389.
- Nowak, D. J., A. R. Bodine, R. E. Hoehn III, C. B. Edgar, D. R. Hartel, T. W. Lister and T. J. Brandeis. 2016. Austin's Urban Forest 2014. U.S. Forest Service. Estados Unidos de América. Boletín NRS-100. 64 p.
- Nowak, D. J., R. E. Hoehn, D. E. Crane, J. C. Stevens and C. L. Fisher. 2009. Assessing Urban Forest Effects and Values, Chicago's Urban Forest. USDA Forest Service, Estados Unidos de América. Boletín NRS-37. 31 p.
- Olivier, J., J. V. Aardenne, F. Dentener, L. Ganzeveld and J. Peters. 2005. Recent trends in global greenhouse gas emissions: regional trends 1970-2000. *Environmental Sciences* 2:81-99.
- Russo, A., F. J. Escobedo, N. Timilsina and S. Zerbe. 2015. Transportation carbon dioxide emission offsets by public urban trees: A case study in Bolzano, Italy. *Urban Forestry & Urban Greening* 14:398-403.
- Vaccari, F. P., B. Gioli, P. Toscano and C. Perrone. 2013. Carbon dioxide balance assessment of the city of Florence (Italy), and implications for urban planning. *Landscape and Urban Planning* 120:138-146.
- Velasco, E. and M. Roth. 2010. Cities as net sources of CO₂: Review of atmospheric CO₂ exchange in urban environments measured by eddy covariance technique. *Geography Compass* 4:1238-1259.
- Weissert, L. F., J. A. Salmon and L. Schwendenmann. 2014. A review of the current progress in quantifying the potential of urban forests to mitigate urban CO₂ emissions. *Urban Climate* 8:100-125.

1.2 Modelación de la productividad primaria bruta diaria mediante cámaras digitales y datos climáticos

Cueva Alejandro¹; Bullock Stephen H.¹; Méndez-Alonzo Rodrigo¹; López-Reyes Eulogio¹ y Vargas Rodrigo²

¹Departamento de Biología de la Conservación, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Carretera Tijuana-Ensenada 3918, Fraccionamiento Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware. Newark, DE 19716, USA.

Autor para correspondencia: acueva@cicese.edu.mx

Resumen

La productividad primaria bruta (GPP) es el componente más importante del ciclo del carbono, por lo cual es indispensable modelar su variación con métodos accesibles en gran escala. En el presente estudio, se describe un modelo simple para la estimación de la GPP derivado de un índice de vegetación proveniente de la toma de fotografías digitales RGB repetidas y variables climáticas y su validación con la GPP estimada con la técnica de covarianza de vórtices, en un matorral semiárido con clima mediterráneo en el norte de la península de Baja California. En general, la GPP_{mod} y la GPP_{EC} presentaron semejante representación temporal, mientras que GPP_{mod} fue menor que GPP_{EC} durante la temporada de crecimiento y aparentemente mayor durante la de desecación. Esto puede ser debido a que los parámetros del modelo espectral no estén representando adecuadamente las condiciones fisiológicas de la vegetación, especialmente en los meses después de que las hojas alcanzaron su madurez y se encuentran en condiciones ambientales marginales para la productividad. Esta investigación pone de relieve la importancia de adoptar métodos de percepción remota cercana a la superficie, a fin de realizar modelación de GPP en un amplio número de sitios y condiciones ambientales no abarcados por torres de covarianza de vórtices. Se hace un llamado a esfuerzos de prueba para ampliar enlaces multi-institucionales y a nivel internacional.

Palabras clave: *intercambio neto del ecosistema; covarianza de vórtices; fenocam; fenología; matorral esclerófilo.*

Abstract

The study of gross primary productivity (GPP) is one of the major interests of the community that studies the carbon cycle, given that it is the principal flux of carbon from the atmosphere to terrestrial ecosystems. The present report describes a simple model for estimating GPP, using a vegetation index derived from repeated, terrestrial RGB photographs, light use efficiency and climatic variables (GPP_{mod}), for a semi-arid shrubland in a Mediterranean climate in northern Baja California. GPP_{mod} modeled from images was compared to GPP_{EC} estimated with the techniques of eddy covariance. In general, GPP_{mod} and GPP_{EC} showed similar temporal patterns, while GPP_{mod} tended to be lower than GPP_{EC} during the growing season but greater during the season of drying. This discrepancy might be due to inadequacy of the parameters in representing the physiological condition of the foliage, especially in the months after maturation when environmental conditions were marginal for productivity. The present GPP_{mod} model was derived from others with some changes of parameters and of the values of others. The use of near-surface remote sensing, with simple equipment, is promising but still requires basic adjustments and comparison with other methods when applied to sites with different plant functional types and environmental regimes. Call for efforts to tests the method more broadly in the context of inter-institutional and international collaboration.

Key words: *net ecosystem exchange; eddy covariance; phenocam; phenology; shrubland.*

Introducción

La productividad primaria bruta (GPP, por sus siglas en inglés) es el principal flujo de carbono entre la superficie terrestre continental y la atmósfera (Beer *et al.*, 2010). Desde hace décadas, una forma común de estimar la productividad de ecosistemas ha sido mediante la poda y medición de variables alométricas de la vegetación en un área determinada. Desde hace casi dos décadas, la técnica de covarianza de vórtices (EC, por sus siglas en inglés) ha permitido estimar la GPP a escalas temporales sub-horarias, efectivamente integrando toda la vegetación en parcelas de varias hectáreas. Sin embargo, el método de poda tiene como inconveniente su baja resolución temporal, así como la mano de obra intensiva, mientras que el método de EC requiere una alta inversión inicial y operativa, además de ser limitada en su aplicación por la topografía. Entonces, es deseable el desarrollo de métodos para estimar la GPP de manera económica, precisa y escalable en tiempo (minutos a meses) y en espacio (cm² a hectáreas).

El monitoreo de la fenología de la vegetación, mediante el uso de herramientas de percepción remota cercana a la superficie (*near-surface remote sensing*), ha ido incrementando en estudios del intercambio de carbono entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera (Richardson *et al.*, 2007). Las phenocams, cámaras digitales que toman fotografías en frecuencias determinadas (*e.g.*, cada media hora) a parches de vegetación, han demostrado ser herramientas útiles en el desarrollo de índices de vegetación, similares al ampliamente utilizado *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI).

La GPP proveniente de productos satelitales (*e.g.*, MODIS), es estimada mediante las relaciones entre parámetros meteorológicos, un índice de vegetación, parámetros relacionados a la eficiencia del uso de la luz por la vegetación y estimaciones de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación. Utilizando principios similares, este trabajo presenta un modelo simple para la estimación de la GPP a nivel diario, utilizando un índice de vegetación derivado de fotografías repetidas utilizando phenocams, así como datos climáticos, en un matorral semiárido en el norte de la península de Baja California, México.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El sitio de estudio se localiza en el rancho El Mogor, en las inmediaciones del Valle de Guadalupe, Baja California, México (32.0302 N, 116.6042 W, 406 m s.n.m.). El clima en El Mogor es semiárido-mediterráneo, con inviernos húmedos y frescos y, veranos cálidos y secos. La precipitación media anual ha sido de 281 mm y, la temperatura media anual ha sido de 16.6 °C. Se puede reconocer una temporada de crecimiento del día del año 1 al 180 y, otra de desecación del día del año 181 al 366. Las especies predominantes son arbustos perennifolios, aunque hay arbustos caducifolios y herbáceas, con poca mezcla de especies exóticas. La estación EC en El Mogor, instalada y operada por el Laboratorio de Plantas y Ecosistemas Terrestres del CICESE, forma parte de la red mexicana de torres micro-meteorológicas de mediciones de gases de efecto invernadero (MexFlux) (Vargas *et al.*, 2013).

Instrumentación

Dentro del área que influía al equipo EC (*footprint*) se instalaron tres cámaras (M-550, Moultrie, Birmingham, AL, USA), paralelas al suelo y c. 1.2 m arriba del suelo, orientadas al norte, con vegetación a 2 a 10 m distancia. Cada cámara tomó una foto cada media hora desde las 04:30 hasta las 19:30. La

cámara registra en tres bandas (rojo, verde y azul o “RGB”). Se trabajó con una resolución de 2304 x 1728 píxeles, limitándose a partes relevantes de las imágenes.

La torre de El Mogor cuenta con equipo para mediciones micrometeorológicas y de gases de efecto invernadero utilizando las técnicas de EC, con lo siguiente: un analizador de gases (CO₂ y H₂O) en infrarrojo (LI7500, LI-COR, Lincoln, NE, USA), un anemómetro ultrasónico (WindMaster, Gill Instruments, Hampshire, UK), un sensor de temperatura y humedad relativa del aire (HMP155, Vaisala, Helsinki, Finland), un pluviómetro digital (TR-525M, Texas Electronics, TX, USA), piranómetros para medir la radiación neta (NR Lite2, Kipp & Zonen, Delf, The Netherlands), radiación global (LI-200R, LI-COR, Lincoln, NE, USA) y radiación fotosintéticamente activa (LI-190R, LI-COR, Lincoln, NE, USA), sensores de temperatura y humedad de suelo (Hydra Probe II, Stevens, Portland, OR, USA) y, sensores para medir los flujos de calor de suelo (HFP01, Hukseflux, Delf, The Netherlands). Los datos derivados de los sensores fueron guardados en dos sistemas de adquisición de datos (LI7550A, LI-COR, Lincoln, NE, USA; XLite 9210B, Sutron, Sterling, VA, USA).

Análisis de datos.

Los datos del sistema EC fueron procesados y promediados a medias horas. Para calcular los flujos de carbono se utilizó el programa EddyPro (V 6.0.0, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA; disponible en <https://www.licor.com/>). Las correcciones y el control de calidad de datos consistieron en: corrección por inclinación del terreno, corrección por cambios en la densidad del aire y detección de datos anómalos ($>\pm 3$ desviaciones estándar). El rellenado de datos faltantes y la partición del intercambio neto del ecosistema (NEE, por sus siglas en inglés), en sus componentes de GPP y respiración del ecosistema. Estos se llevaron a cabo en la herramienta en línea del Instituto Max Planck, disponible en <https://www.bgc-jena.mpg.de/bgi/index.php/Services/REddyProcWeb>.

La estimación del índice de vegetación derivado de las cámaras, se realizó a partir de la intensidad (0 a 255) en las tres bandas. Usando los promedios diarios de las intensidades, se estimó el índice de verdor (I_g) (Ecuación 1).

$$I_g = (2 \times \text{verde}) - (\text{rojo} + \text{azul}) \quad (1)$$

Para analizar las fotografías se utilizó una interface gráfica obtenida gratuitamente del PhenoCam Network, disponible en <https://phenocam.sr.unh.edu/webcam/tools/>.

Modelado de la producción primaria bruta

Para estimar la GPP, se utilizó un modelo donde se asume que GPP sigue una relación lineal con la radiación fotosintéticamente activa absorbida (APAR, por sus siglas en inglés). APAR puede ser sustituido por algún índice de vegetación, tal como el NDVI, o en el caso del estudio presente por I_g (Ecuación 2)

$$GPP_{mod} = EUL_{max} \times I_g \times GSI \times PAR \quad (2)$$

donde, EUL_{max} es el valor máximo de eficiencia de uso de luz ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1} / \mu\text{mol Photon m}^2 \text{ s}^{-1}$), PAR es la radiación fotosintéticamente activa incidente ($\mu\text{mol Photon m}^2 \text{ s}^{-1}$) y el GSI es un índice ambiental (climática, pero sin dimensiones). En este estudio el GSI se definió como el producto de funciones simples de la temperatura máxima (T_{max} ; °C), el déficit de presión de vapor (VPD ; kPa), las horas de luz (fotoperiodo; h) y, el contenido volumétrico de agua del suelo (SWC ; $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) (Ecuación 3).

$$GSI = f(T_{max}) \times f(\text{fotoperiodo}) \times f(VPD) \times f(SWC) \quad (3)$$

Se consideró que estas variables limitan los procesos biogeoquímicos en esta vegetación. Se representaron estas variables por 0 o 1 en relación con ciertos umbrales (Cuadro 1) y entre los umbrales por valores obtenidos por interpolación lineal entre 0 y 1.

Cuadro 1. Umbrales límites para componentes del índice de la estación de crecimiento.

| Variable | Sin restricción | Con restricción |
|---------------------------------------|-----------------|-----------------|
| Tmax (°C) | ≤15 | ≥30 |
| VPD (kPa) | ≤0.9 | ≥4.1 |
| Fotoperiodo (h) | ≤10 | ≥11 |
| SWC (m ³ m ⁻³) | ≥0.15 | ≤0.05 |

Resultados y Discusión

La producción primaria bruta estimada por el método de covarianza de vórtices (GPP_{EC}), para el periodo de estudio de enero a diciembre de 2016, varió entre 0.08 y 5.5 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Por otro lado, la GPP_{mod} varió entre 0.18 y 4.63 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. En general, la representación temporal de la GPP_{mod} fue semejante a la GPP_{EC} (Figura 1). La correlación lineal entre la GPP_{EC} y la GPP_{mod} para el año (Figura 1) fue buena, $r=0.73$, pero en general hubo una subestimación de alrededor del 9% ($GPP_{mod}=0.91*GPP_{EC}$). Cuando se hizo la comparación para la temporada de crecimiento, la correlación fue $r=0.72$ y hubo una subestimación alrededor del 15% ($GPP_{mod}=0.85*GPP_{EC}$). Finalmente, para la temporada de desecación, la correlación fue $r=0.68$, con una subestimación potencial del 27% ($GPP_{mod}=1.27*GPP_{EC}$).

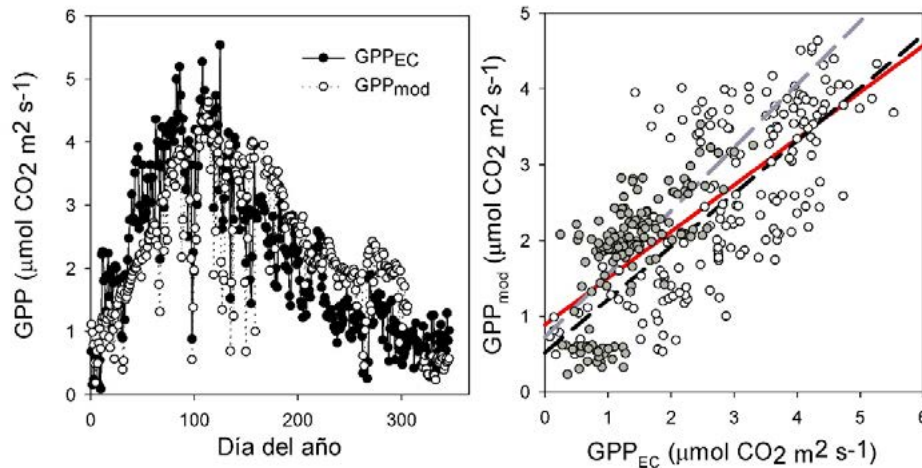


Figura 1. Panel izquierdo: producción primaria bruta GPP_{EC} (círculos negros) y GPP_{mod} (círculos blancos) para un matorral costero en el Valle de Guadalupe, B. C., México, durante el año 2016. Panel derecho: Relación lineal entre la GPP_{EC} y GPP_{mod} . La línea roja es la regresión lineal para el periodo completo, la línea negra es la regresión lineal para la temporada de crecimiento, mientras que la línea gris es la regresión lineal para la temporada de desecación.

En general, se pudo observar que la GPP_{mod} fue más parecida a GPP_{EC} durante la temporada de crecimiento, en comparación con la temporada de desecación, inferido por el índice de correlación y los valores de las pendientes de las regresiones lineales. Mientras que los datos de GPP_{mod} y GPP_{EC} siguen similarmente una tendencia de incremento durante la temporada de crecimiento, en la temporada de desecación los valores de GPP_{EC} son inferiores que los de GPP_{mod} (Figura 1). Así mismo, alrededor del día del año 270 (septiembre 27) se aprecia que la GPP_{mod} incrementó, debido posiblemente a precipitación extraordinaria, sin embargo, la GPP_{EC} no presentó éste aumento.

Esta sobrestimación de la GPP_{mod} durante la temporada de desecación puede ser debido a varias razones. Mientras que el GSI es concebido como un modelo de los efectos del ambiente sobre la fotosíntesis, aparentemente no refleja diferencias en el follaje en desarrollo y maduración en comparación con su envejecimiento. Además, durante la temporada de crecimiento la vegetación puede aproximar su eficiencia de uso de la luz al parámetro de EUL_{max} , debido a que las condiciones de humedad y temperatura, así como la turgencia del follaje son favorables para la fotosíntesis. El follaje post-maduro no tendría la misma eficiencia. Además, el modelo asume que los componentes de GSI son de igual

importancia, en todo el año. También habría que reconocer que GPP_{EC} deriva de modelos con sus propios supuestos no puestos a prueba en este sitio. Finalmente, el índice de verdor (Ig) derivado de las cámaras RGB, a pesar de tener una buena relación con la GPP_{EC} , puede que no esté reflejando óptimamente el estado fisiológico de follaje. El Ig puede reflejar el verdor relativamente bien, sin captar condiciones de estrés en las hojas que se han representado con otras bandas.

Conclusiones

El modelo desarrollado de GPP_{mod} demostró una promisoría relación con GPP_{EC} y se presenta como una alternativa de muy bajo costo además de adaptable a escalas entre 1 m^2 y más de 1 ha . Así mismo, abre nuevos panoramas y necesidades de investigación, tanto técnicas como científicas. Es necesario desarrollar y adoptar nuevos métodos para inferir el estado fisiológico de la vegetación a nivel ecosistema con una mayor resolución temporal y espacial, en comparación con los productos satelitales, tales como las herramientas de percepción remota cercana a la superficie. Dentro del conocimiento de los autores, el presente reporte es el primero de un índice espectral de monitoreo fenológico en México utilizando cámaras en campo (phenocams).

Es indispensable hacer comparaciones de métodos para estimar el intercambio de carbono entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera, particularmente dirigidas a desarrollar métodos más accesibles y flexibles que EC. Esto podrá generar colaboraciones multi-institucionales, así como integrar a México en redes de monitoreo de la fenología internacionales.

Agradecimientos

AC agradece una beca otorgada por CONACyT para sus estudios doctorales. Se agradece apoyo al proyecto por el CICESE. AC fue miembro de CABEMAS mientras desarrolló el presente estudio. Se agradece a Natalia Badán Dangón por permitir mantener el estudio dentro del rancho El Mogor.

Literatura citada

- Beer, C., M. Reichstein, E. Tomelleri, P. Ciais, M. Jung, N. Carvalhais, C. Rödenbeck, M. A. Arain, D. Baldocchi, G. B. Bonan, A. Bondeau, A. Cescatti, G. Lasslop, A. Lindroth, M. Lomas, S. Luysaert, H. Margolis, K. W. Oleson, O. Roupsard, E. Veenendaal, N. Viovy, C. Williams, F. I. Woodward and D. Papale. 2010. Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. *Science* 329(5993):834-838.
- Richardson, A. D., J. P. Jenkins, B. H. Braswell, D. Y. Hollinger, S. V. Ollinger and M. -L. Smith. 2007. Use of digital webcam images to track spring green-up in a deciduous broadleaf forest. *Oecologia* 152(2):323-34.
- Vargas, R., E. A. Yépez, J. L. Andrade, G. Ángeles, T. Arredondo, A. E. Castellanos, J. Delgado-Balbuena, J. Garatuza-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* 23(3):325-336.



1.3 Producción, consumo y emisión de metano en humedales costeros de Veracruz, México

Hernández-Alarcón María E.¹ y Ramírez-Hernández Rosalía²

¹Red de Manejo Biotecnológico de Recursos-Instituto de Ecología A.C. Carretera Antigua a Coatepec, 351, El Haya, CP 91070, Xalapa, Veracruz, México.

²Instituto Tecnológico de Veracruz. Miguel Ángel de Quebedo 2779, Formando Hogar CP 91897, Veracruz, Veracruz, México.
Autor para correspondencia: elizabeth.hernandez@inecol.mx

Resumen

El metano es un potente gas de efecto invernadero, los humedales son importantes fuentes naturales de este gas. No todo el metano que se produce en los humedales es liberado a la atmósfera, pues parte del mismo es oxidado por bacterias aerobias en los suelos de los humedales. Conocer la dinámica de producción, consumo y emisión de metano en los humedales es importante para poder establecer estrategias de mitigación de la emisión de este gas. Se estudió la producción, consumo y emisión de metano en tres tipos de humedales costeros, selvas inundables, humedales herbáceos y manglares en Veracruz. Se encontró que, en los tres tipos de humedales, la producción de metano se lleva a cabo principalmente en las capas más profundas del suelo (50-100 cm). El consumo de metano fue claro en las selvas inundables a partir de los 30 cm, con una clara disminución de la concentración, mientras que en los humedales herbáceos y manglares, en las capas más someras (0-30 cm) se observó aumento y disminución de la concentración de metano, indicando que hubo consumo y producción del mismo. Las emisiones de metano más bajas se observaron en las selvas inundables, seguidas por los manglares y los humedales herbáceos.

Palabras clave: *gases efecto invernadero; oxidación de metano; metanogénesis; metanotrofia.*

Abstract

Methane is a powerful greenhouse gas; wetlands are important natural sources of this gas. Not all methane that is produced in wetland soils is liberated to the atmosphere, since part of it is oxidized by aerobic bacteria in the soils of the wetlands. To know the dynamics of production, consumption and methane emission in the wetlands is important to be able to establish strategies of mitigation of the methane emission. Studied the production, consumption and emissions of methane in three types of coastal wetlands, freshwater forested wetlands, freshwater herbaceous wetlands and mangrove swamps in Veracruz. In the three types of wetlands, methane production was carried out principally in the deepest layers of the soil (50-100 cm). Methane consumption was clear in the freshwater forested wetlands from 30 cm, with a clear decrease of the concentration, while in the herbaceous wetlands and mangrove swamps, in the shallowest layers (0-30 cm) there was observed increase and decrease of the concentration of methane, indicating that there was consumption and production of this gas. The lowest methane emission was observed in the freshwater forested wetlands, followed by mangrove swamps and the herbaceous wetlands.

Key words: *greenhouse gases; methane oxidation; methanogenesis; methanotrophy.*

Introducción

El metano es reconocido como uno de los cuatro principales gases de efecto invernadero, sus emisiones se estiman en aproximadamente 600 Tg año^{-1} y su concentración atmosférica se ha incrementado continuamente durante los últimos 300 años, mayormente debido a las actividades antropogénicas (Singh *et al.*, 2010). El metabolismo del metano en el planeta incluye su producción, oxidación y emisión a la atmósfera siendo una parte importante en el ciclo global del carbono.

Los suelos de humedales son importantes sumideros de carbono debido a la alta productividad de las plantas y a la lenta descomposición de materia orgánica que ocurre en los suelos inundados. Sin embargo, en éstos suelos se llevan a cabo procesos anóxicos y anaerobios como la desnitrificación y metanogénesis cuyos productos finales entre otros son el óxido nitroso (N_2O) y el metano (CH_4), los cuales son gases de efecto invernadero (Marín-Muñiz *et al.*, 2015). En el caso del metano, no todo el gas que se produce en los humedales es liberado a la atmósfera, pues parte del metano que se produce en las zonas anaeróbicas es oxidado por las bacterias metanotróficas en las partes aeróbicas, principalmente en la zona de la rizósfera (Fauber *et al.*, 2012). El entender el metabolismo de metano en los humedales tropicales es importante para poder establecer estrategias de mitigación de las emisiones de este potente gas de efecto invernadero.

En este trabajo se investigó la producción y la emisión de metano y se infirió el consumo de este gas en suelos de humedales en un gradiente costero del Golfo de México en Veracruz.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Mancha, municipio de Actopan, Veracruz ($19^\circ 49' 47'' \text{ N}$, $96^\circ 26' 59'' \text{ W}$) y en Boquilla de Oro, municipio de Alto Lucero, Veracruz ($19^\circ 49' 47'' \text{ N}$, $96^\circ 26' 59'' \text{ W}$) (Figura 1). El clima de la planicie costera del Golfo de México tiene tres temporadas marcadas: un periodo de lluvias entre los meses julio a octubre, frente frío con fuertes vientos y lluvias entre noviembre y febrero y una temporada de secas entre los meses marzo a junio (Infante *et al.*, 2011). La precipitación promedio anual fluctúa entre 1200 y 1650 mm. El promedio anual de temperatura varía entre 17 y 37°C .

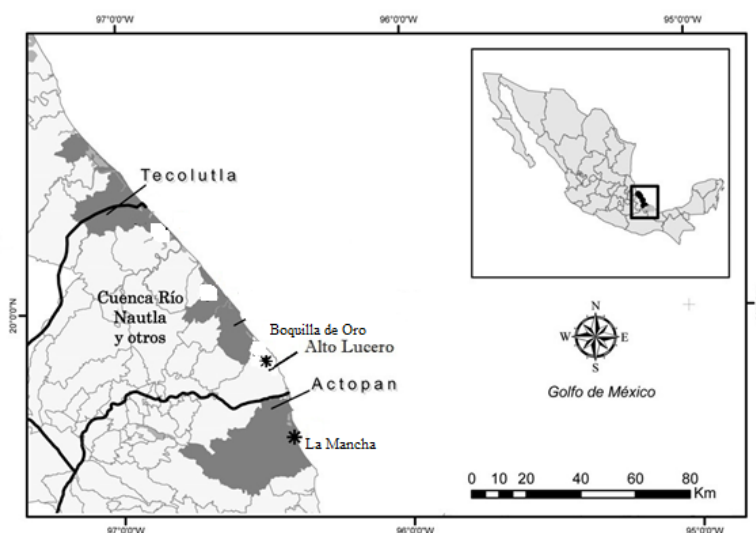


Figura 1. Localización del área de estudio.

Medición de la concentración de metano a diferentes profundidades

Para la medición de la concentración de metano, se utilizaron tubos de silicón (el silicón es impermeable al agua, pero permeable a gases) de 0.5 cm de diámetro x 15 cm de largo, los cuales se sellaron con silicón en uno de los extremos y en el otro se unieron a manguera industrial impermeable a gas de 1 cm de diámetro, en cuyo otro extremo se colocó un septo de gris butiril. Se utilizó un tubo de PVC de 4 pulgadas, para sujetar los tubos de silicón a diferentes profundidades (100, 50, 30, 20, 10, 5 y 2.5 cm), el tubo se enterró 100 cm en los suelos de los tres tipos de humedales (selvas inundables, humedales herbáceos y manglares), se colocaron tres tubos de PVC con tubos de silicón en cada tipo de humedal, en un transecto lineal separados aproximadamente 100 m. Para medir la concentración de metano, a través del septo en el extremo de manguera industrial, se extrajo una muestra de gas, con ayuda de una jeringa con aguja y llave de paso. Las muestras de gas se colocaron en viales de vidrio herméticamente cerrados y previamente evacuados al vacío, que se transportaron al laboratorio para la cuantificación de metano.

Las emisiones de CH₄ se determinaron mediante la técnica de la cámara cerrada (Hernández y Mitsch, 2006). Se instalaron tres cámaras en cada tipo de los humedales, dichas cámaras son redondas y están construidas de PVC. Las cámaras consisten de una base insertada permanentemente en el suelo del humedal a aproximadamente 5 cm y una tapa removible que se coloca sobre un marco o collar que tiene la base, en el cual se agrega agua como sello entre la base y la tapa y ésta se coloca cada vez que se mide la emisión de gases. En la parte superior de la tapa hay insertado un termómetro de alcohol para medir la temperatura al interior de la cámara en cada tiempo de muestreo, un septo de butil gris que sirve como puerto de muestreo. Cuando los niveles de agua son tan altos que no se puede mantener la cámara cerrada con el contrapeso, se utilizan tapas flotantes, las cuales consisten de la misma tapa descrita anteriormente, a dichas tapas se les coloca una cinta de espuma de poliuretano en la parte inferior. Lo anterior, permite el sello entre el agua y la tapa y ésta queda flotando en la superficie del agua. Para estabilizar la tapa durante la toma de muestra, ésta se sujeta a un tubo delgado que se clava en el suelo junto a la base permanente. Antes de sellar la tapa con la base y después cada 10 min se tomaron gases internos de la cámara con ayuda de una jeringa con aguja y llave de paso y se colocaron en viales de vidrio herméticamente cerrados y previamente evacuados al vacío, que se transportaron al laboratorio para la cuantificación de metano.

Cuantificación de metano

La concentración de los gases se analiza mediante un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer Clarius 5000) con detector de ionización de flama (FID), equipado con columna empacada de acero inoxidable de 6' (1.8 m) con Porapak Q (80/100 mallas de 2 m). La temperatura del horno e inyector son operadas a 40 y 85 °C, respectivamente. La temperatura del FID es mantenida a 150 °C, N₂ fue usado como gas acarreador a un flujo de 7 ml min⁻¹. Gases estándares (Matheson gas) de CH₄ equilibrados con N₂ fueron usados para preparar la curva de calibración.

Resultados y Discusión

Producción de metano

La concentración de metano en los suelos, nos indica la producción de este gas en las diferentes capas de los suelos de los humedales. El perfil vertical de la concentración de metano fue diferente entre los tipos de humedales y entre los sitios (Figura 2). En los humedales arbóreos de agua dulce, también llamados selvas inundables, en ambos sitios, se observó que la producción de metano se da en las capas más profundas (50-100 cm) y en las capas superiores a 50 cm, la concentración disminuye. En general,

las concentraciones de metano en el suelo fueron mayores en boquilla de oro que en la mancha y de enero a marzo, no se observaron variaciones temporales.

En los humedales herbáceos de agua dulce de la Mancha, se observó que las mayores concentraciones de metano fueron en las capas más profundas y que disminuyó a los 30 cm, pero a partir de esa profundidad hubo aumento y disminución de las concentraciones. A diferencia, en los humedales herbáceos de Boquilla de Oro, las concentraciones más altas de metano no se observaron en las capas más profundas, si no que a 10 cm y es sólo en las capas superiores a 10 cm, en donde se observa disminución de la concentración.

En los manglares de ambos sitios, las mayores concentraciones de metano, se observaron en las capas más profundas (50 y 100 cm), en la Mancha, a partir de los 30 cm, se observó una disminución de la concentración de metano, pero en Boquilla de Oro, hay una disminución a los 30 cm, pero después aumenta y se mantiene similar entre los 20 y 2.5 cm de profundidad.

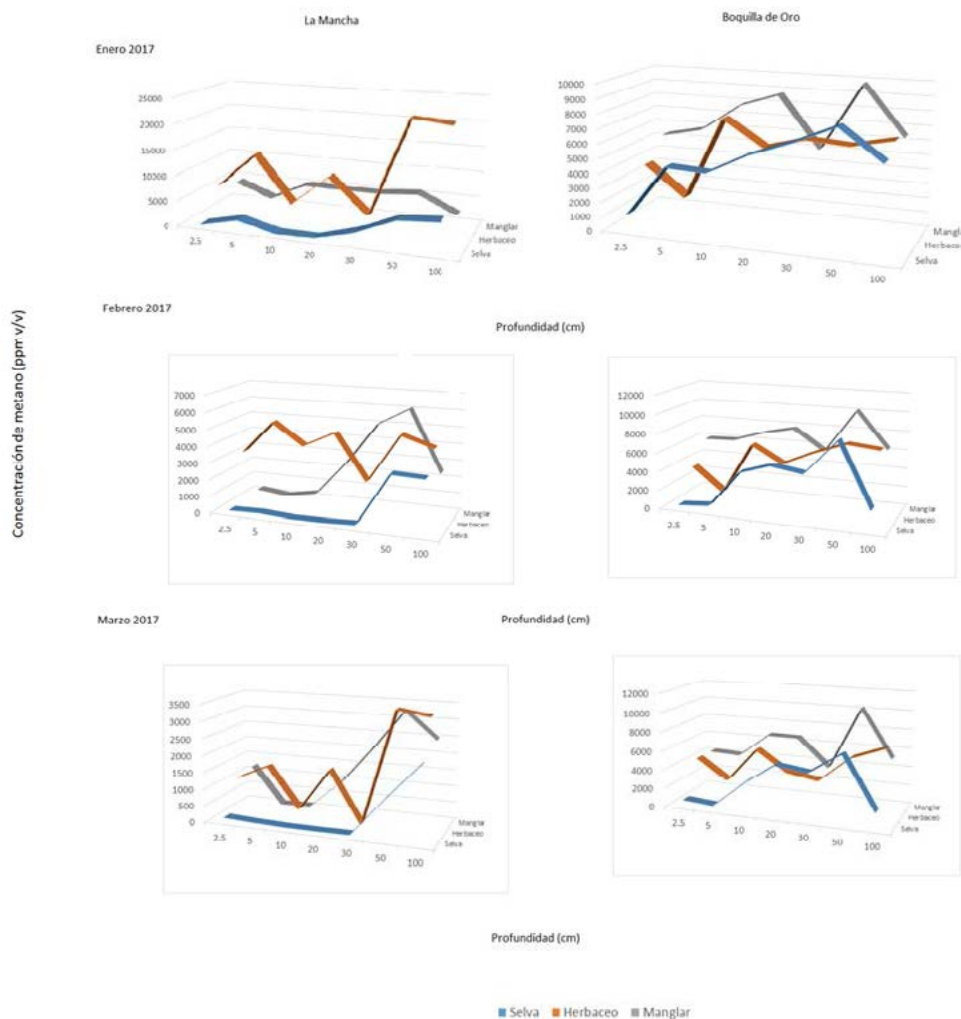


Figura 2. Concentraciones de metano a diferentes profundidades de los suelos de humedales costeros en la planicie costera de Veracruz.

Emisiones de metano

Las selvas inundables, tanto en Boquilla de Oro, como en la Mancha, mostraron las emisiones más bajas de metano (Figura 3). Mientras que los humedales herbáceos mostraron altas emisiones en ambos sitios, en enero y febrero, en marzo en humedal herbáceo de Boquilla de Oro, disminuyeron sus emisiones.

En cuanto a las emisiones de metano en los manglares, se observaron patrones diferentes en los sitios estudiados. En la Mancha las emisiones de metano en los manglares de enero a marzo, similares en magnitud a las observadas en las selvas inundables, mientras que en boquilla de Oro, las emisiones fueron altas en enero y febrero y disminuyeron en marzo.

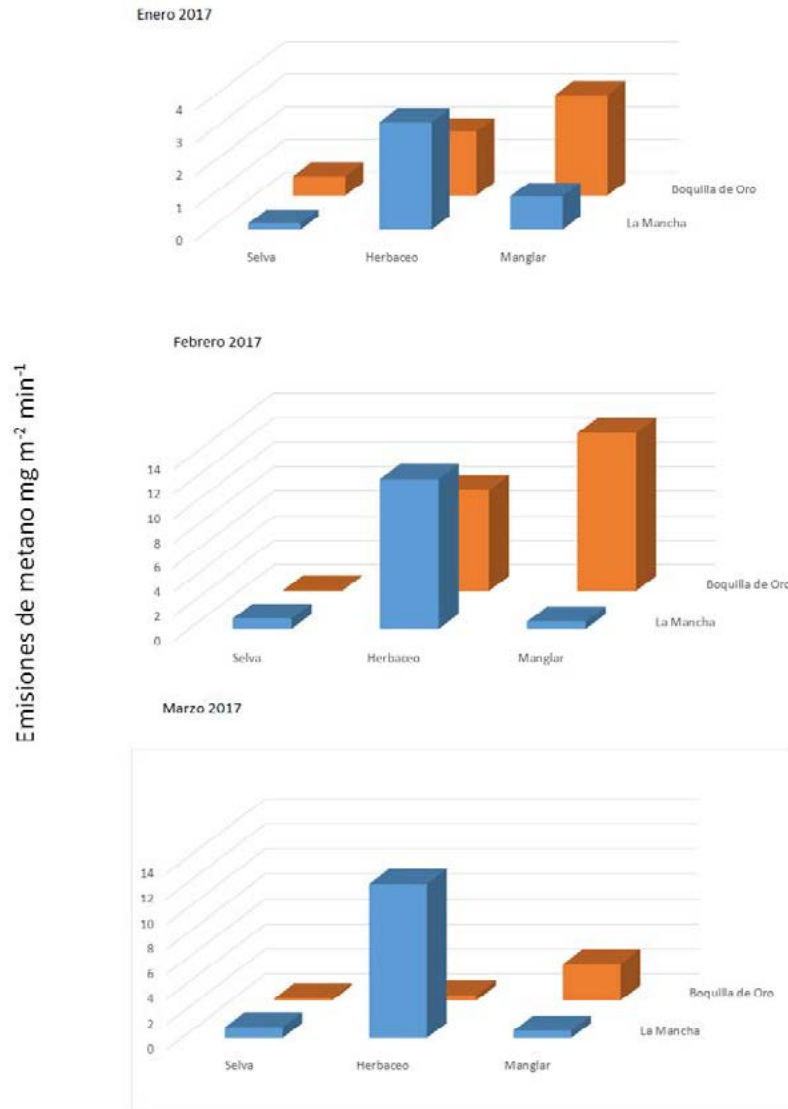


Figura 3. Emisiones de metano en un gradiente e humedales costeros en la planicie costera de Veracruz.

Conclusiones

La producción de metano en los suelos de humedales costeros (selva inundable, humedal herbáceo y manglar) se presentó en las capas más profundas (50-100 cm). El consumo de metano en las selvas inundables se fue constante a partir de los 30 cm de profundidad, con una clara disminución de la concentración de metano en el suelo. Mientras que, en los humedales herbáceos y manglares, se observó un patrón de consumo y producción de metano en las capas de 0-30 cm de profundidad. Las más bajas emisiones de metano se observaron en las selvas inundables, donde se observó un claro consumo del metano en el suelo, seguido por los manglares y las más altas emisiones se observaron en los humedales herbáceos.

Agradecimientos

Este proyecto fue financiado por el proyecto el CONACYT a través del fondo de Ciencia Básica.

Literatura citada

- Singh, B. K., R. D. Bardgett, P. Smith and D. S. Reay. 2010. Microorganisms and climate change: terrestrial feedbacks and mitigation options. *Nature Reviews Microbiology* 8:779–790
- 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
- Fauber, A. C., M. Hoppert, P. Walther and M. Kazda. 2012. Roots of the wetland plants *Typha latifolia* and *Pragmites australis* are inhabited by methanotrophic bacteria biofilm. *Flora* 207:775-782
- Infante, D., P. Moreno-Casasola, C. Madero-Vega, G. Castillo-Campos and B. Warner. 2011. Floristic composition and soil characteristics of tropical freshwater forested wetlands of Veracruz on the coastal plain of the Gulf of Mexico. *Forest Ecology and Management* 262:1514-1531
- Hernandez, M. E. and W. J. Mitsch. 2006. Influence of hydrologic pulses and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes in Midwestern USA. *Wetlands* 26(3):862-877.



1.4 Chinampas: Consideraciones de manejo para la emisión de CO₂

Espinasa J.¹; Farfan L.¹; Espinosa G.² y Payan F.²

¹Maestría en Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Canal de Miramontes No. 3855, Ex de San Juan de Dios, CP 14387, Ciudad de México, México.

²Departamento de Producción Agrícola y Animal, Sistemas Agrícolas en Condiciones Limitantes de la Producción, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Canal de Miramontes No. 3855, Ex de San Juan de Dios, CP 14387, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: fpayan@correo.xoc.uam.mx

Resumen

Debido a las actividades antropogénicas la concentración de CO₂ atmosférico ha ido aumentando a lo largo de los últimos 250 años, alcanzando niveles superiores a las 400 ppm en promedio a nivel global. La Materia Orgánica del Suelo (MOS) es uno de los principales reservorios de C. Estimado entre 1500-3500 PgC a nivel global. Las unidades agrícolas son de suma importancia en este sentido ya que representan un 10% del total global de C almacenado en suelos y en ellas la cantidad de C se encuentra altamente influenciada por las prácticas de manejo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la emisión de CO₂ en diferentes regímenes de manejo (huertos de vegetales, siembras de temporal y pasturas) a los que se encuentran expuestas las chinampas del Valle de México y ver si están siendo un sumidero de carbono o un agente emisor. El tipo de suelo de la zona es un Antroposol térrico y se obtuvo una emisión similar en tres de los diferentes regímenes de manejo que se estudiaron. Correspondiendo al Huerto B.1:0.59 g (CO₂).m⁻² h⁻¹, Huerto B.2:0.58 g (CO₂).m⁻² h⁻¹, Siembra de temporal 0.734 g(CO₂).m⁻² h⁻¹. Mientras que las pasturas emitieron la mayor cantidad: 7.49 g(CO₂).m⁻² h⁻¹. Los datos muestran que dependiendo del tipo de manejo al que se encuentran sujetos existe una mayor emisión de CO₂ por parte de los suelos.

Palabras clave: *materia orgánica del suelo; carbón; gases de efecto invernadero.*

Abstract

Due to anthropogenic activities CO₂ concentration has increased over the last 250 years, reaching levels above 400 ppm on average global atmospheric. Organic Soil Matter (SOM) is one of the main reservoirs of C. Estimated between 1500-3500 PgC globally. Agricultural units are extremely important in this sense since they represent 10% of the total C stored in soils and in them the amount of C is highly influenced by management practices. The objective of this work was to evaluate the emission of CO₂ from soil in different management regimes (vegetable orchards, temporary crops and pastures) to which the chinampas of the Valley of Mexico are exposed and to see if they are being a carbon sink or a release agent. The type of soil in the area is a terric Anthroposol. A similar emission was obtained in three of the different management regimes that were studied. Corresponding to Vegetable Garden B.1:0.59 g (CO₂).m⁻² h⁻¹, Vegetable garden B.2:0.58 g (CO₂).m⁻² h⁻¹, Temporary plantation 0.734 g (CO₂).m⁻² h⁻¹. While the pastures emitted a greater amount: 7.49 g (CO₂).m⁻² h⁻¹. Data show that depending on the type of management to which they are subject there is a greater emission of CO₂ by the soils.

Key words: *soil organic matter; carbon; Green House Gases.*

Introducción

Debido a las actividades antropogénicas la concentración de CO₂ atmosférico ha ido aumentando a lo largo de los últimos 250 años, alcanzando niveles superiores a las 400 ppm en promedio a nivel global

(Le Quéré *et al.*, 2015). Este aumento se ha asociado principalmente al uso de combustibles fósiles y a cambios en el uso de suelo asociado a la pérdida de biomasa vegetal y Carbono (C) en el suelo (Le Quéré *et al.*, 2015). El aumento en la concentración de CO₂, uno de los principales Gases de efecto Invernadero (GEI), ha llevado a un aumento en la temperatura de la Tierra y el derretimiento de los hielos árticos (Le Quéré *et al.*, 2015). Si esto continúa se espera que los niveles de los océanos se eleven y que los procesos climáticos se vean radicalmente modificados, teniendo un enorme impacto para las actividades humanas y toda la vida en general.

La Materia Orgánica del Suelo (MOS) es uno de los principales reservorios de C. Estimado entre 1500-3500 PgC a nivel global (Le Quéré *et al.*, 2015). Los factores que afectan la capacidad de un suelo para retener y almacenar carbono van desde la composición mineralógica, pH, cantidad y calidad del C incorporado, clima, vegetación asociada, precipitación (Six *et al.*, 2002).

Las unidades agrícolas (sin contar los pastizales) son de suma importancia en este sentido ya que representan un 10% del total global de C almacenado en suelos y en ellos la cantidad de C se encuentra altamente influenciada por las prácticas de manejo (Kong *et al.*, 2005). Se estima que alrededor de 180 PgC ha sido emitido desde 1750 por cambios en el uso de suelo (desde ecosistemas nativos a tierras cultivables y zonas urbanas) (Le Quéré *et al.*, 2015). Por lo que estrategias para aumentar el C en las unidades de producción y mejorar la producción (evitando nuevos cambios en el uso de suelo para la producción de comida) están siendo desarrolladas y hoy en día se reconoce la necesidad de aumentar los niveles de C en los suelos como una estrategia para combatir el cambio climático (Minasny *et al.*, 2016).

Las prácticas que se han propuesto para proteger y aumentar los niveles de C en MOS son: uso de composta, aumento en la cantidad de C incorporado al suelo en forma de residuos vegetales, prácticas de no-arado, agroforestería, uso de especies fijadoras de nitrógeno, rotación de cultivos, cultivos de cobertura, recambio de sistemas de producción anual a sistemas perenes, manejo mejorado de pasturas (Paustian *et al.*, 2016; Six *et al.*, 2002) y en últimos años el uso de biochar y vermicomposta (Lal, 2010).

Cambios en la cantidad de CO₂ en respuesta a diferentes regímenes de manejo han sido descritos en suelos con bajos contenidos de MOS. En donde se ha visto que los cambios de ecosistemas nativos a tierras de uso agrícola llevan a una disminución en los niveles de MOS (Elleret y Bettany, 1995).

El papel de suelos con alto contenido de MOS ha sido menos estudiado en relación a su capacidad para almacenar y emitir CO₂. Algunos ejemplos existen, como es el caso de las “Terra Preta” en el Amazonas donde debido a actividades humanas las propiedades del suelo se han visto drásticamente modificadas ocasionando un aumento en la fertilidad y la cantidad de C en los suelos (Glaser *et al.*, 2000).

Las chinampas representan un método tradicional de cultivo considerado altamente productivo y sustentable (Jiménez-Osornio y Gómez-Pompa, 1991). Hoy en día las chinampas enfrentan múltiples desafíos como es el cambio del uso del suelo, cambios en la cantidad y calidad de las fuentes de agua, contaminación por metales pesados (Bellos *et al.*, 2001), salinización (Krasilnikov *et al.*, 2011), cambios en los métodos de producción, introducción de especies exóticas y abandono (Torres-Lima *et al.*, 1994).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la emisión de CO₂ en diferentes regímenes de manejo (huertos de vegetales, siembras de temporal y pasturas) a los que se encuentran expuestas las chinampas y ver si están siendo un sumidero de carbono o un agente emisor.

Materiales y Métodos

Diseño

El tipo de suelo de la zona es un Antroposol terrico (Krasilnikov *et al.*, 2011). El punto de muestreo está localizado en 19°16'22.987' ' N y 99°5'16.558" O. Se evaluaron cuatro regímenes de manejo: 1) Huerto biointensivo 1 (5 años), 2) Huerto biointensivo 2 (1 año), 3) Siembra de temporal y 4) Pastura. Se tomaron cinco mediciones por régimen (n=5) en septiembre de 2015.

Medición de CO₂

Para la medición de CO₂ se utilizó el modelo EGM-4 de pp-Systems. Consiste en una cámara de monitoreo con un ventilador y sensor infrarrojo de CO₂ que permite obtener valores de emisión en g(CO₂)/(m² h) en campo.

Análisis Estadístico

Los resultados fueron analizados en el paquete estadístico JMP (SAS© 2011) por medio de un análisis de ANOVA con prueba de Tuckey para ver si hay diferencias estadísticas entre los diferentes regímenes de manejo.

Resultados y Discusión

Como se puede ver en la Figura 1 se obtuvo una emisión similar en tres de los diferentes regímenes de manejo que se estudiaron. Correspondiendo al Huerto B. 1: 0.59 g (CO₂).m² h⁻¹, Huerto B. 2: 0.58 g (CO₂).m² h⁻¹, Siembra de temporal 0.734 g (CO₂).m² h⁻¹. Mientras que las pasturas emitieron una mayor cantidad: 7.49 g (CO₂).m² h⁻¹. Esta diferencia en la emisión de CO₂ por las pasturas en relación a los demás regímenes de manejo es de suma importancia en la relación en el ciclo del C en la zona de chinampas ya que es 14 veces mayor que para los huertos bio-intensivos y la siembra de temporal.

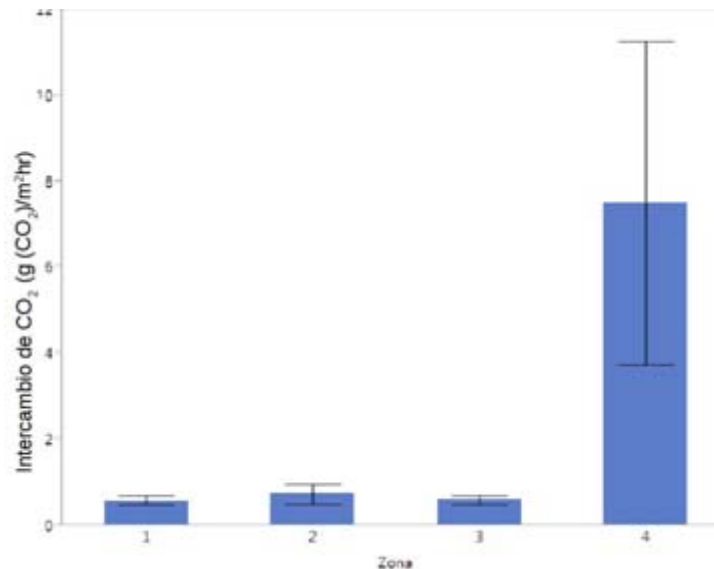


Figura 1. Emisión de CO₂ en diferentes manejos en las chinampas del Valle de México. n=5 p<0.0001.

Asumiendo que la emisión de CO₂ se mantiene constante a lo largo del año este tipo de manejo estaría teniendo una emisión 65 612 kg/m² al año en comparación con 5177.16 kg/m² al año que los huertos se encuentran emitiendo y 6394.8 kg/m² al año que le correspondería a la siembra de temporal (emitiendo un aproximado de 60 kg/m² mas en las pasturas). Esta emisión podría verse afectada e incluso ser mayor ya que en otros estudios en cultivos de maíz y amaranto se ha estudiado la emisión de CO₂ por parte de los suelos en la chinampas del Valle de México, en donde se ha observado un aumento en este en los meses de octubre y noviembre (término del periodo de lluvia) (Ortiz-Cornejo *et al.*, 2015) aunque no se había evaluado la emisión por parte de diferentes regímenes de manejo como son los pastizales y huertos (en donde hay un riego constante a lo largo de todo el año).

Esta emisión de CO₂ por parte de los suelos en los pastizales probablemente se ve compensada por la biomasa generada a través de los procesos fotosintéticos por lo que para tener un panorama más claro de lo que está ocurriendo es necesario contemplar la biomasa generada dentro de los pastizales, huertos y siembra de temporal y cuanto de esta siendo estabilizada en la MOS.

Conclusiones

Las chinampas del Valle de México además de su valor cultural se consideran un método de producción sustentable donde los ciclos naturales se encuentran incorporados a la producción agrícola. Hoy en día este agroecosistema se encuentra amenazado por distintos factores entre los que destacan la expansión urbana, el abandono, contaminación del agua y cambio de métodos de producción. Por lo que entender que factores son de importancia para su conservación y uso sustentable son de suma importancia para su permanencia en el futuro. También debido al Cambio Climático su importancia como sumideros de C o como un emisor adquieren relevancia para la disminución de los niveles de contaminación atmosférica que hoy vive la Ciudad de México. Los datos obtenidos muestran que dependiendo del tipo de manejo al que se encuentran sujetos existe una diferencia en la emisión de CO₂ por parte de los suelos (Figura 1). Esta relación debe de estudiarse más a fondo tomando en cuenta los niveles de MOS presentes en los suelos así como la biomasa producida por los diferentes regímenes de manejo para generar estrategias que permitan aumentar la producción, capturar más C y almacenarlo en el suelo.

Literatura citada

- Bello, R. R., L. J. Cajuste, D. F. Román and N. E. G. Calderón. 2001. *Agrociencia* 35(4):385-395.
- Ellert, B. H. and J. R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75(4):529-538.
- Glaser, B., E. Balashov, L. Haumaier, G. Guggenberger and W. Zech. 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry* 31(7):669-678.
- Krasilnikov, P., R. R. Bello, N. E. G. Calderón and H. M. O. Escobar. 2011. Artificial chinampas soils of Mexico City: their properties and salinization hazards Suelos artificiales de chinampas de la Ciudad de México: propiedades y riesgos de salinización Solos artificiais da cidade do México-Chinampas: propriedades e riscos de salinização. *Spanish Journal of Soil Science*.
- Kong, A. Y., J. Six, D. C. Bryant, R. F. Denison and C. Van Kessel. 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 69(4):1078-1085.
- Jiménez-Osornio, J. J. and A. Gómez-Pompa. 1991. Human role in shaping of the flora in a wetland community, the chinampa. *Landscape and urban planning* 20(1-3):47-51.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop science* 50(Supplement_1):S-120.
- Le Quéré, C., R. Moriarty, R. M. Andrew, J. G. Canadell, S. Sitch, J. I. Korsbakken and R. A. Houghton. 2015. Global carbon budget 2015. *Earth System Science Data* 7(2):349-396.
- Minasny, B., B. P. Malone, A. B. McBratney, D. A. Angers, D. Arrouays, A. Chambers and D. J. Field. 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292:59-86.
- Paustian, K., J. Lehmann, S. Ogle, D. Reay, G. P. Robertson and P. Smith. 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532(7597):49-57.
- Ortiz-Cornejo, N. L., M. Luna-Guido, Y. Rivera-Espinoza, M. S. Vásquez-Murrieta, V. M. Ruíz-Valdiviezo and L. Dendooven. 2015. Greenhouse gas emissions from a chinampa soil or floating gardens in Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 31(4):343-350.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil* 241(2):155-176.
- Torres-Lima, P., B. Canabal-Cristiani and G. Burela-Rueda. 1994. Urban sustainable agriculture: the paradox of the chinampa system in Mexico City. *Agriculture and human values* 11(1):37-46.



1.5 Emisiones de gases de efecto invernadero distintos al CO₂ en cultivos de granos básicos

Saynes-Santillán Vinisa¹; Ortiz-Monasterio Iván²; Guerra-Zitlalapa Luis²; Zúñiga-Peralta Kathia¹; Etchevers-Barra Jorge D.¹; Cueto-Wong José A.³ y Báez-Pérez Aurelio⁴

¹Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

²Centro Internacional de Mejoramiento del Maíz y Trigo (CIMMYT). Km 45 Carretera México-Veracruz, El Batán.

³Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias- Campo Experimental La Laguna. Boulevard Santos Valdez 1200 Poniente, Centro, Matamoros, Coahuila.

⁴Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias- Campo Experimental Bajío. Carretera Celaya-San Miguel de Allende, Celaya Guanajuato.

Autor para correspondencia: vinisa.saynes@colpos.mx

Resumen

El uso de fertilizantes es indispensable para la producción masiva de alimentos, sin embargo su uso indiscriminado ha generado problemas de contaminación del agua, del suelo y del aire. El uso indebido de los fertilizantes nitrogenados ha agravado la emisión de óxido nitroso (N₂O) que contribuye al cambio climático global. El grupo de investigación conformado por iniciativa y financiamiento del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) bajo el programa Enhancement Capacity for Low Development Strategies y posteriormente de CONACYT explora la forma de hacer un uso racional de los fertilizantes, reduciendo al mínimo los daños colaterales ambientales y a la salud. Globalmente hay un movimiento científico que se resume en la frase “too much of a good thing”, esto es, demasiado de algo bueno y que expresa que eso beneficioso e indispensable para la supervivencia de la sociedad humana, simultáneamente atenta contra su propia supervivencia y la de muchas otras especies del planeta. El objetivo principal del proyecto es generar el conocimiento básico adecuado para mejorar la eficiencia de uso de los fertilizantes sin sacrificar los rendimientos de los cultivos ni los ingresos de los productores y, simultáneamente reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Este trabajo presenta los avances del proyecto que aspira a obtener información que permita desarrollar y proponer estrategias sostenibles para el uso de fertilizantes.

Palabras clave: *agricultura; óxido nitroso; fertilizantes.*

Abstract

The use of fertilizers is essential to has allowed the mass production of food and the people to be fed. However, its unlimited use has led to soil, air and, surface and underground water contamination. Inadequate use of nitrogen fertilizers has increased nitrous oxide (N₂O) emissions enhancing global climate change. The research group formed by initiative and with funds of the United States Department of Agriculture (USDA) under the framework program Enhancement Capacity for Low Development Strategies and CONACYT explores the path to sustainably use nitrogen fertilizers, decreasing collateral health damages. There is a global scientific trend that can be summarized into the phrase “too much of a good thing”, which expresses how something beneficial and essential for human society can also jeopardize the survival of our own specie and other species of the planet. The main goal of this project is to generate a basic understanding that allows the improvement of fertilizers use efficiency without compromising crop yields and producers incomes while reducing greenhouse gas emissions. This paper outlines the up-to-date progress of the Project that aims to provide information to develop strategies for the sustainable use of nitrogen fertilizers.

Key words: *agriculture; nitrous oxide; fertilizers.*

Introducción

Uso de los fertilizantes: las dos caras de la moneda

El uso de fertilizantes en la agricultura es esencial para maximizar los rendimientos (producción obtenida por unidad de superficie), los ingresos de los productores, el bienestar de sus familias y son una herramienta indispensable para lograr la seguridad alimentaria. Aproximadamente la mitad de la población mundial actual está viva debido a la producción y uso de fertilizantes y al mejoramiento genético de las especies cultivadas (Erisman *et al.*, 2008), que han hecho posible la producción masiva de alimentos, particularmente de granos básicos. Actualmente habitan el planeta 7 000 millones de personas y la población continúa creciendo. Sin el uso de fertilizantes sería imposible cubrir la creciente demanda global de alimentos (Galloway *et al.*, 2003). Desde el punto de vista de la productividad agrícola los beneficios de aplicar fertilizantes son evidentes, sin embargo, la tasa a la cual han sido y están siendo añadidos a los suelos está generando daños ambientales, particularmente en el caso de los fertilizantes nitrogenados (Galloway *et al.*, 2003). En los últimos 60 años la producción antropogénica de nitrógeno para su uso en fertilizantes ha duplicado las tasas de fijación (mecanismos de ingreso del nitrógeno a los ecosistemas por vías naturales) (Sutton *et al.*, 2011). Actualmente 100 Tg de nitrógeno están siendo añadidos a los suelos cada año globalmente (Erisman *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 (N_r , formas de nitrógeno capaces de combinarse con otras formas químicas en el ambiente) están siendo añadidas a los cultivos (Delgado *et al.*, 2011). Sin embargo, la adición de grandes cantidades de fertilizantes no garantiza un incremento ilimitado en la producción, ya que las plantas únicamente absorben el nitrógeno que requieren, aunque también puede presentarse toxicidad por exceso de nitrógeno en ellas. Se estima que aproximadamente la mitad del fertilizante aplicado a los cultivos es incorporado en la biomasa de las plantas, mientras que la otra mitad se pierde en forma gaseosa a la atmósfera, o se lixivía (transporte de moléculas de nitrógeno en el agua) desde el suelo hacia cuerpos de agua (Galloway *et al.*, 2003). Sin embargo, frecuentemente puede perderse el 70% y aprovecharse el 30% del nitrógeno aplicado en los fertilizantes.

El uso excesivo de fertilizantes en la agricultura incrementa el potencial de pérdida del N_r , que es ampliamente dispersado por procesos de transporte hidrológico en forma de amoníaco (NH_3) (aunque éste también puede ser emitido a la atmósfera), amonio (NH_4) y nitrato (NO_3^-) y, atmosférico en forma de óxidos de N (NO_x) y óxido nitroso (N_2O) (Weathers *et al.*, 2013). Desde el punto de vista económico el exceso en la aplicación de nitrógeno y la ineficiencia en su aplicación, además de la contaminación, encarecen significativamente el proceso productivo de los cereales, por el precio que tiene el fertilizante en el mercado, resultando en una rentabilidad baja.

El objetivo del presente trabajo fue cuantificar las emisiones de N_2O del sector agrícola mediante la identificación de la dosis y el tipo de fertilizante que genere menor contaminación atmosférica e hídrica y que resulte en mayores rendimientos para los productores de granos básicos en México. Específicamente, esta investigación plantea: (i) Conocer las emisiones de N_2O y la concentración de NO_3^- en cultivos de maíz y de trigo tratados con diferentes dosis y tipos de fertilizantes (inorgánicos, de lenta liberación y orgánicos con y sin digestión anaeróbica); (ii) Calibrar modelos predictivos de las pérdidas hídricas y atmosféricas de nitrógeno para los suelos mexicanos y (iii) Mejorar la eficiencia en el uso del nitrógeno mediante buenas prácticas de manejo y el uso de modelos calibrados para suelos mexicanos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Se seleccionaron cuatro sitios (Estación Experimental del INIFAP en la Comarca Lagunera; Estación Experimental El Batán del CIMMYT; Estación Experimental de INIFAP Bajío y Estación Experimental de la Universidad Autónoma de Baja California), para realizar los experimentos por ser clave en la producción de maíz y de trigo en México. En el Cuadro 1 se sintetizan los detalles del diseño experimental, los sitios, los cultivos, las variables medidas y los tratamientos aplicados.

Cuadro 1. Síntesis del diseño experimental indicando los sitios seleccionados, los cultivos, los tratamientos y las variables medidas.

| Sitio | Cultivo | Fechas de siembra | Tratamiento (kg N ha ⁻¹) | Variable |
|---------------------------|----------------|----------------------------|--------------------------------------|--|
| El Batán, Edo. de México | Maíz | Primavera-verano (abril) | Testigo Urea: 100, 200, 300, 400 | Propiedades físicoquímicas del suelo Emisión de N ₂ O. |
| Celaya, Guanajuato | Maíz | Primavera-verano (mayo) | Testigo Urea: 100, 200, 300, 400 | Concentración de N inorgánico en el suelo (nitratos y amonio). |
| Mexicali, Baja California | Trigo | Otoño-Invierno (noviembre) | Testigo Urea: 100, 200, 400 | |
| Comarca Lagunera | Maíz forrajero | Primavera-verano (junio) | Testigo Urea: 100, 200, 400 | |

Mediciones

En cada una de las estaciones experimentales seleccionadas se estableció un diseño de bloques completos al azar con cuatro o cinco tratamientos (Cuadro 1) y tres repeticiones. En cada bloque se aplicó una de las diferentes dosis de fertilizante inorgánico: 0, 100, 200, 300 y 400 kg N ha⁻¹. El fertilizante utilizado fue urea y se aplicó en banda entre los surcos de manera superficial. Se realizaron 63 muestreos (210 d) para la medición de la dinámica del nitrógeno.

En cada muestreo se realizaron mediciones de la concentración de nitrógeno inorgánico en el suelo (nitratos y amonio) y de emisiones de N₂O mediante el establecimiento de dos cámaras estáticas cerradas (25 cm de altura, 15.24 cm de diámetro y tapas con un septo de goma) en cada bloque que permanecieron durante todo el ciclo del cultivo. La colecta de muestras de gases del interior de las cámaras se realizó posterior al cierre de las cámaras utilizando una jeringa de 20 ml en intervalos de 10 minutos durante 40 minutos. Las muestras de gas fueron almacenadas en viales ámbar con capacidad de 14 ml previamente sellados. Cada vez que se realizó muestreo de gases se realizaron colectas de suelo de 0-10 cm de profundidad para la determinación del contenido de humedad y de la concentración de nitrógeno inorgánico. Los muestreos se hicieron diario durante tres días después de la fertilización y posteriormente dos veces a la semana durante todo el ciclo.

Mediciones en laboratorio

La determinación de la concentración de N₂O en las muestras de gas se realizó en un cromatógrafo de gases Shimadzu (Modelo GC-2014 Greenhouse gas Analyzer). El cromatógrafo está equipado con

detector de captura de electrones (ECD) que cuenta con una fuente de radiación de ^{63}Ni y funciona a una temperatura de $325\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Para la determinación de la concentración de nitratos y amonio se realizó una extracción con KCl 1M , posteriormente se realizó una destilación seguida de titulación de las muestras con ácido sulfúrico 0.005N .

Resultados y Discusión

Se concluyeron todas las mediciones correspondientes al ciclo agrícola en el cual se midieron emisiones de N_2O y la concentración de nitrógeno inorgánico en suelos con aplicación de diferentes dosis de fertilizante nitrogenado inorgánico (urea). Actualmente se continúa con las mediciones de las pérdidas atmosféricas e hídricas de Nr en suelos con aplicación de diferentes tipos de fertilizantes.

En este apartado se reportan los resultados de los análisis preliminares del primer ciclo agrícola del sitio ubicado en la Estación Experimental del CIMMYT-El Batán.

Variación temporal en la dinámica del Nr

Considerando un ciclo de muestreo de 195 días (mayo-diciembre, 2014), se observaron picos en mayo de emisiones de N_2O y de N inorgánico posterior a la fertilización y el riego (Figura 1). En contraste con los meses restantes la emisión de N_2O y la concentración de NO_3 y NH_4 se redujeron hasta en 93%. En general los valores de NO_3 y NH_4 observados se encuentran dentro de los rangos reportados en otras investigaciones (Dendooven *et al.*, 2012; Govaerts *et al.*, 2006), aunque los valores máximos observados en este estudio son mayores debido a las altas tasas de fertilización (en las otras investigaciones se utilizaron dosis máximas de $100\text{-}200\text{ Kg N ha}^{-1}$). Las concentraciones de NO_3 y NH_4 del suelo, no son constantes durante el ciclo del cultivo del maíz. Resultados semejantes se encontraron en sistemas de trigo en el Valle del Yaqui de Sonora, México, donde Christensen *et al.* (2006) reportaron que después de la aplicación del fertilizante, la concentración de NO_3 residual del suelo aumentó con la aplicación del riego ya que promovió la desnitrificación. Para la misma zona de estudio (El Batán) Dendooven *et al.* (2012) reportaron que una concentración de NO_3 entre 10 y $26\text{ mg NO}_3\text{ kg}^{-1}$, después de la aplicación de la urea. Las emisiones de N_2O se deben en 90% a procesos microbiológicos. La desnitrificación es usualmente la principal fuente de N_2O bajo condiciones de alto contenido de agua en el suelo lo que explica los picos de producción de N_2O posterior a la fertilización (producción de NO_3 que son requisito indispensable para que ocurra la desnitrificación) y el riego.

Efecto de la forma de aplicación y la dosis de fertilizante en la dinámica del Nr

La máxima concentración de NO_3 se encontró en los suelos con aplicación de 300 y 400 kg N ha^{-1} que fue 34%, 28% y 32% mayor en comparación con el tratamiento testigo y con las dosis de 100 y 200 kg N ha^{-1} ($p=0.019$; $F=3.76$) (Cuadro 2). La máxima concentración de NH_4 se observó en las dosis de 300 y 400 kg N ha^{-1} que fueron 45%, mayores en comparación con el tratamiento testigo ($p<0.001$; $F=9.71$). La mayor emisión de N_2O se observó en los suelos con aplicación de 300 y 400 kg N ha^{-1} y fue 82% mayor en comparación con la emisión correspondiente al tratamiento testigo ($p=0.001$; $F=6.28$). Aproximadamente el 50 % del fertilizante que se añade a los suelos no es tomado por las plantas (Matson *et al.*, 1998). En el suelo, el nitrógeno nítrico y amoniacal se distribuye en el espacio poroso transportado por la solución del suelo. Sin embargo no todo el espacio poroso es colonizado por las raíces, lo cual origina una ineficiencia en la toma del nitrógeno. El Nr que no es aprovechado por las raíces de las plantas ni por los microorganismos del suelo es transportado desde la parte superficial del suelo a partes más profundas mediante la lixiviación (Weathers *et al.*, 2013) lo que puede explicar el incremento de la

concentración de NO_3^- y NH_4^+ en los suelos con las aplicaciones más altas de fertilizante inorgánico. Además, el incremento en la producción de NO_3^- probablemente favoreció el proceso de desnitrificación y la mayor producción de N_2O en los tratamientos con las dosis más altas de aplicación de fertilizante nitrogenado.

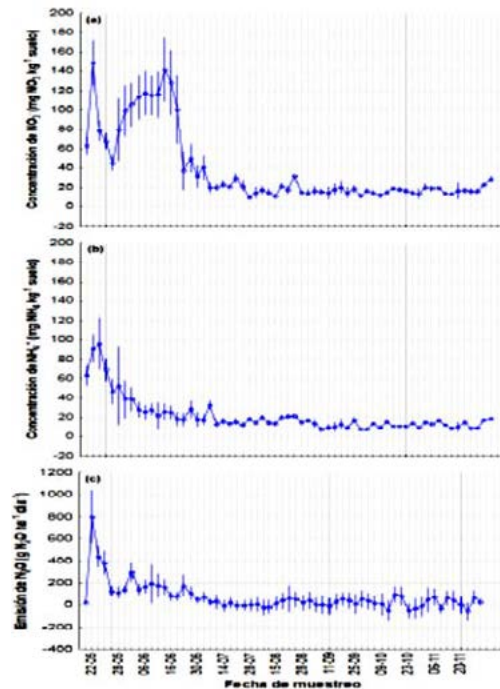


Figura 1. Variación temporal del nitrógeno en el suelo y de sus emisiones en el ciclo agrícola de cultivos con maíz de temporal: (a) concentración de NO_3^- ($\text{mg NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ suelo); (b) concentración de NH_4^+ ($\text{mg NH}_4 \text{ kg}^{-1}$ suelo); (c) emisión de N_2O ($\text{g N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$).

Cuadro 2. Valores acumulados de NO_3^- , NH_4^+ y N_2O . Los valores entre paréntesis representan el error estándar de la media.

| Ubicación | Tratamiento (kg N ha^{-1}) | NO_3^- | NH_4^+ | N_2O |
|--------------|---------------------------------------|---|---|---|
| | | ($\text{mg NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ suelo día) | ($\text{mg NH}_4 \text{ kg}^{-1}$ suelo día) | ($\text{g N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$) |
| Sobre surcos | Testigo | 13.5 ± 0.3 | 5.1 ± 0.0 | 4.9 ± 0.6 |
| | 100 | 13.0 ± 0.0 | 5.7 ± 0.0 | 18.3 ± 1.3 |
| | 200 | 11.1 ± 0.1 | 5.6 ± 0.0 | 26.0 ± 1.2 |
| | 300 | 16.5 ± 0.9 | 6.2 ± 0.0 | 31.9 ± 1.4 |
| | 400 | 15.9 ± 0.0 | 5.9 ± 0.0 | 26.9 ± 2.0 |
| Entre surcos | Testigo | 5.8 ± 0.0 | 4.6 ± 0.0 | 8.2 ± 0.4 |
| | 100 | 8.1 ± 0.1 | 5.4 ± 0.0 | 17.8 ± 0.2 |
| | 200 | 8.6 ± 0.2 | 6.2 ± 0.1 | 18.7 ± 1.4 |
| | 300 | 10.8 ± 0.1 | 11.3 ± 0.2 | 36.2 ± 3.0 |
| | 400 | 13.5 ± 0.5 | 8.6 ± 0.3 | 42.7 ± 1.4 |

Conclusiones

En el caso del sitio experimental El Batán, las mayores pérdidas de Nr (emisión de N_2O , y acumulación de NO_3^- y NH_4^+ en los suelos) ocurren en los tratamientos con aplicación de 300 y de 400 kg N ha^{-1} . Sin embargo en datos no mostrados se ha observado que los rendimientos no son distintos entre las parcelas con aplicación de 200, 300 y 400 kg N ha^{-1} . Estos resultados sugieren que la aplicación de

200 y 300 kg N ha⁻¹ sería suficiente para mantener el rendimiento y evitar la emisión de N₂O y la contaminación de suelos y de cuerpos de agua con la acumulación de NO₃ en el suelo.

Literatura citada

- Christensen, L., W. J. Riley and I. Ortiz-Monasterio. 2006. Nitrogen Cycling in an Irrigated Wheat System in Sonora, Mexico: Measurements and Modeling. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 75(1-3):175-186.
- Delgado, J. A., P. M. Groffman, M. A. Nearing, T. Goddard, D. Reicosky, R. Lal, N. R. Kitchen, C. W. Rice, D. Towery and P. Salon. 2011. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. *Journal of Soil and Water Conservation* 66:118A-129A.
- Dendooven, L., V. F. Gutierrez-Oliva, L. Patino-Zuniga, D. A. Ramirez-Villanueva, N. Verhulst, M. Luna-Guido and B. Govaerts. 2012. Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional cultivation of maize in the central highlands of Mexico. *Science of the Total Environment* 431:237-244.
- Erisman, J. W., M. A. Sutton, J. Galloway, Z. Klimont and W. Winiwarter. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geosciences* 1:636-639.
- Galloway, J. N., J. D. Aber, J. W. Erisman, S. P. Seitzinger, R. H. Howarth, E. B. Cowling and B. J. Cosby. 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* 53:341-356.
- Govaerts, B., K. D. Sayre, J. M. Ceballos-Ramirez, M. L. Luna-Guido, A. Limon-Ortega, J. Deckers and L. Dendooven. 2006. Conventionally Tilled and Permanent Raised Beds with Different Crop Residue Management: Effects on Soil C and N Dynamics. *Plant and Soil* 280(1-2).
- Sutton, M. 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472:159-161.
- Matson, P., R. Naylor and J. I. Ortiz-Monasterio. 1998. Integration of environmental, agronomic and economic aspects of fertilizers management. *Science* 280:112-114.
- Weathers, K. C., D. L. Strayer and G. E. Likens. 2013. *Fundamentals of Ecosystem Science*. Elsevier.

1.6 Actividades antropogénicas y efecto en calidad de aire: Contraste entre áreas verdes y zonas transitadas

Macías-Plata Luis G.¹; López-Verdugo Luz I.¹; Sánchez-Mejía Zulia M.¹; Robles-Morua Agustín¹ y Álvarez-Yepiz Juan C.¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medioambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 sur, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora, México.

Autor para correspondencia: luzirania@hotmail.com

Resumen

Se midieron en cinco áreas urbanas transitadas y cinco parques de Cd. Obregón PM_{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y HR (%), con el objetivo de conocer la importancia de áreas verdes en regulación de calidad aire y disminución del efecto isla de calor. Las PM_{2.5} presentaron valores esperados: menores concentraciones de partículas suspendidas, donde el menor valor se obtuvo en Parque Casa Blanca ($2.848 \mu\text{g m}^{-3}$) y el mayor valor en calles 5 de febrero y Galeana ($27.050 \mu\text{g m}^{-3}$). Cuatro de cinco zonas transitadas fueron mayores a cuatro parques, exhibiendo una mejor calidad de aire en estos últimos. La temperatura y HR no muestran un comportamiento representativo en áreas verdes o zonas urbanas. Se midió también el ciclo diurno de las mismas variables donde las mayores concentraciones de PM_{2.5} se obtuvieron de las 8:00 a las 10:00 h y de las 15:30 a las 21:30 h debido al inicio de jornadas laborales y actividades recreativas en las horas con menor sol. La temperatura muestra los valores más altos en las horas de mayor intensidad solar (13:30 a 14:00 h) mientras que las más bajas en el horario nocturno. La HR muestra los valores más altos de las 22:00 a las 1:00 h, donde no hay evaporación por el sol y los valores más bajos alrededor de las 12:00 h.

Palabras clave: *PM_{2.5}; efecto isla de calor; zona urbana.*

Abstract

Five urban areas and parks in Cd. Obregon (Sonora) were monitored for: PM_{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$), temperature ($^{\circ}\text{C}$) and RH (%), with the aim to know the role of green areas in the regulation of air quality and decrease of the heat island effect. PM_{2.5} measures showed expected values: lower PM concentrations, the lowest observation was in Casa Blanca Park ($2.848 \mu\text{g m}^{-3}$) and the highest in the streets 5 de Febrero and Galeana ($27.050 \mu\text{g m}^{-3}$). Four of five urban zones were higher than four parks, showing a better air quality and, proving our hypothesis. The temperature and the RH do not show a different behavior between green areas or urban zones, potentially because of planetary boundary layer dynamics during the day. The diurnal cycle of PM_{2.5} shows higher concentrations during rush hours 8:00 to 10:00 h and 15:30 to the 21:30 h due the beginning of workday and recreational activities at the hours with the less solar radiation. The temperature shows the highest values in the hours of higher solar intensity (13:30 to 14:00 h) while the lowest values during the nocturnal time. RH shows the lowest values at 22:00 to 1:00 h, where evaporation decreases due to lack of sunlight.

Key words: *PM_{2.5}; heat island effect; urban area.*

Introducción

El aire está compuesto principalmente por N₂ (80%) y O₂ (20%), sin embargo hay otros elementos como monóxido de carbono (CO) y partículas suspendidas (e.g., polvo, cenizas, PM₁₀, PM_{2.5}) que

dependiendo de su cantidad y duración pueden resultar nocivas para los seres vivos (Cabrera y Giacobone, 2010) y juegan un papel importante en la calidad de aire de las ciudades. Los índices de calidad de aire nos indican la cantidad de contaminantes presentes en la atmósfera y si hay que tomar medidas de mitigación por el impacto que pudieran tener a la salud humana y otros seres vivos.

Se le llama partículas PM_{2.5} y PM₁₀ a las partículas de fracción respirable suspendidas en el aire menor a 2.5 y 10 micrómetros (NOM-025-SSA, 2014). Estas tienen repercusiones sobre la salud: agravan el asma, reducen la función pulmonar y se relacionan con el incremento de la mortalidad (Meza-Figueroa *et al.*, 2007; Cabrera y Giacobone, 2010). Las PM_{2.5} también llamadas partículas finas normalmente son generadas por procesos de combustión como las emisiones provenientes de fábricas, automóviles, construcciones, quemas agrícolas, etc. Pueden durar de días a semanas en la atmósfera y se transportan de cientos a miles de kilómetros por los vientos. Se componen principalmente de sulfatos y nitratos y, de otros compuestos como el amonio, iones de hidrógeno, carbón elemental, compuestos orgánicos, metales como Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe, etc. y, agua ligada a las partículas, bacterias y virus (SEMARNAT, 2011).

En las ciudades las actividades antropogénicas que resultan en la emisión de PM_{2.5} también tienden a aumentar la temperatura, este proceso es el resultado de la utilización de pavimentos oscuros que absorben más radiación. La presencia de vegetación absorbe radiación, sin embargo también transpiran, lo que resulta en un amortiguamiento de la temperatura. A este gradiente térmico que se observa entre los espacios urbanos densamente ocupados y construidos y la periferia rural o peri-urbana se le conoce como efecto isla de calor (Córdova, 2011). Parques y áreas verdes dentro de áreas urbanas pueden ayudar a reducir los efectos de las islas de calor disminuyendo la temperatura hasta 2 °C (Sarricolea y Martín, 2014). La vegetación enfría las zonas aledañas a través de la evapotranspiración, proceso que dispersa el calor gracias a la humedad de las hojas y la sombra que brindan. En los parques la cantidad de partículas suspendidas y de temperatura es menor y, la humedad relativa es mayor a la de las zonas transitadas y zonas residenciales de las ciudades (Figura 1).

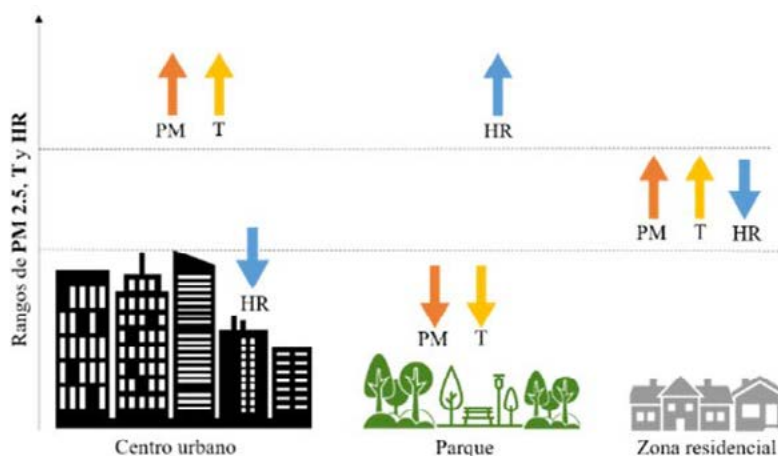


Figura 1. Diagrama conceptual de la isla de calor y el papel de las áreas verdes. Donde PM (partículas suspendidas) es PM_{2.5}, T es temperatura (°C) y HR es humedad relativa (%). La dirección de las flechas indica cómo cambia disminuyendo o aumentando la variable en comparación a otro sitio de la ciudad y la altura indica la magnitud en unidades de esta variable.

El objetivo de este trabajo es caracterizar las condiciones de calidad de aire, T y HR y comparar en un gradiente de áreas verdes a zonas urbanizadas en Cd. Obregón (Sonora). Se tiene como hipótesis que las áreas verdes presentan valores que en comparación a zonas muy concurridas de la ciudad sean altos en humedad, bajos en temperatura y con mejor calidad del aire gracias a la presencia de vegetación (bajas concentraciones de PM_{2.5}). Respecto a la variación de estos parámetros a lo largo de 24 h, se espera que las concentraciones más altas de PM_{2.5} ocurran en las horas pico (7 a. m., 1 p. m. y 7 p. m.) que es

cuando hay mayor actividad de personas y movimiento de automóviles. En el caso de la humedad relativa se espera que los valores sean más altos en el lapso de madrugada ya que esa hora es la más alejada a la presencia del sol y para entonces el calor almacenado por el concreto ya habrá sido liberado, al mismo tiempo la temperatura también será menor en las horas con ausencia de sol.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

Esta investigación se realizó en el centro urbano Cd. Obregón, Sonora. La población de Ciudad Obregón es de 433 050 habitantes (INEGI, 2015a). Está ubicada en la planicie costera del sur de Sonora, cuenta con una superficie de aproximadamente 59.3 km², en los que el número de viviendas es de 111 505 (INEGI, 2015b). De éstas, las zonas oeste, sureste y sur de la ciudad son las más cercanas al Valle del Yaqui. Las principales actividades económicas son la agricultura, industria, ganadería, pesca y acuicultura, de las que las principales emisiones de partículas pueden provenir por plaguicidas, fertilizantes, quema de biomasa y residuos de cultivo del sector agrícola. El clima es seco muy cálido (Bsh), con un rango de precipitación de 100 a 400 mm y de temperatura de 18 a los 43 °C (INEGI, 2009).

Ciudad Obregón es el centro urbano más grande que esta en el Valle del Yaqui, debido a ello el efecto de isla de calor es más perceptible. En la ciudad, el desarrollo urbano está focalizado en áreas residenciales, se cuenta con una laguna y alrededor de veinte parques que se piensa cumplen con la función de áreas verdes: regular el clima cálido de la ciudad y reducir el efecto isla de calor.

Monitoreo de calidad de aire

Con el sensor AirBeam (HabitatMap ©) se realizaron mediciones de partículas suspendidas PM_{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$), temperatura (°C), humedad relativa (%). Los datos se registran en un celular a través de la aplicación AirCasting.

Las áreas verdes que se seleccionaron como sitio de muestreo fueron cinco parques (Casa Blanca, Pioneros, Goya, Ostimuri, Teatro ITSON) que forman parte de los más representativos de Ciudad Obregón, con área grande y una vasta cantidad de vegetación. Por otro lado las cinco zonas urbanas muestreadas fueron aquellas calles o esquinas con mayor tráfico vehicular (Estacionamiento Walmart, Antonio Caso y Kino, París y Guerrero, California y Guerrero, 5 de febrero y Galeana). La selección de sitios se basó en las características de la superficie terrestre y actividades antropogénicas (Figura 2).



Figura 2. Ubicación de sitios de muestreo: arriba área verde (Parque Pioneros), abajo zona transitada (estacionamiento Walmart).

Se realizaron mediciones a la misma hora cada día durante 5 min (e.g., 14:05 a 14:10 h) en áreas verdes y zonas urbanas y, durante un día en el mismo punto cada media hora durante 3 min (e.g., 6:30 a 6:33 h). Los datos obtenidos de la calidad de aire fueron comparados con la NOM-025-SSA1-2014 que establece los valores máximos permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM10 y PM2.5 en el ambiente donde en un rango de 24 h se permite máximo una concentración de $45 \mu\text{g m}^{-3}$ y en un año $12 \mu\text{g m}^{-3}$ en promedio. Adicionalmente, se realizó el monitoreo del ciclo diurno de las mismas variables.

Análisis estadísticos

En el programa estadístico JMP se realizó un análisis de ANOVA para ver diferencias significativas entre los sitios, para cada variable medida, como prueba post-hoc se realizó una comparación de medias usando Student *t*.

Resultados y Discusión

En cuanto a PM2.5 en áreas verdes, el Parque Ostimuri presentó la mayor concentración ($9.358 \mu\text{g m}^{-3}$) mientras que el parque de Casa Blanca presentó la menor concentración ($2.848 \mu\text{g m}^{-3}$) (Figura 3). Por otro lado, en las zonas transitadas en la esquina de las calles 5 de Febrero y Galeana la concentración máxima fue de $27.050 \mu\text{g m}^{-3}$, mientras que la de menor concentración fue entre la calle París y Guerrero ($7.251 \mu\text{g m}^{-3}$) (Figura 3). Parque Pioneros, Parque Teatro ITSON y la esquina entre calles París y Guerrero no presentan diferencias significativas mientras que entre Parque Pioneros y Parque Goya tampoco existen diferencias significativas. Cuatro de cinco sitios transitados (Figura 3) tienen valores mayores a las áreas verdes en PM2.5, cumpliéndose la hipótesis propuesta: áreas verdes presentan mejor calidad de aire a otros puntos de la ciudad donde existen mayor actividad antropogénicas.

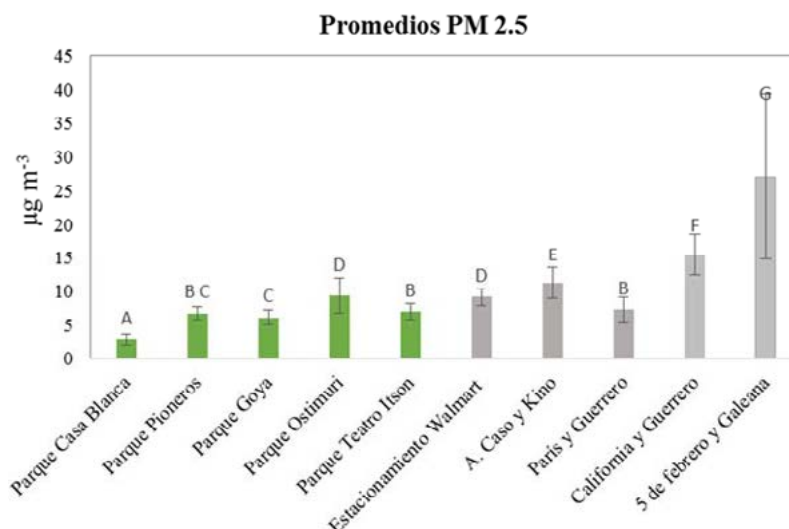


Figura 3. Promedios de PM2.5 para áreas verdes (barras verdes) y áreas transitadas de la ciudad (barras grises). Misma letra encima de la barra indica que no hay diferencias significativas, post-hoc Student *t*.

Los promedios de temperatura (Figura 4) varían de 30 hasta $36 \text{ }^\circ\text{C}$ entre todos los sitios, siendo el más alto el Parque Goya y el más bajo el de las calles California y Guerrero. Se observa que no hay diferencias significativas entre Parque Pioneros y las calles A. Caso y Kino, sin embargo, no hay gran diferencia en los datos entre zonas verdes y zonas transitadas. La temperatura en la ciudad no presenta un

comportamiento específico para áreas verdes. Las altas temperaturas de la región se ven reflejadas en ambos sitios. Lo que sugiere que la capa límite planetaria se encuentra homogéneamente mezclada durante el día.

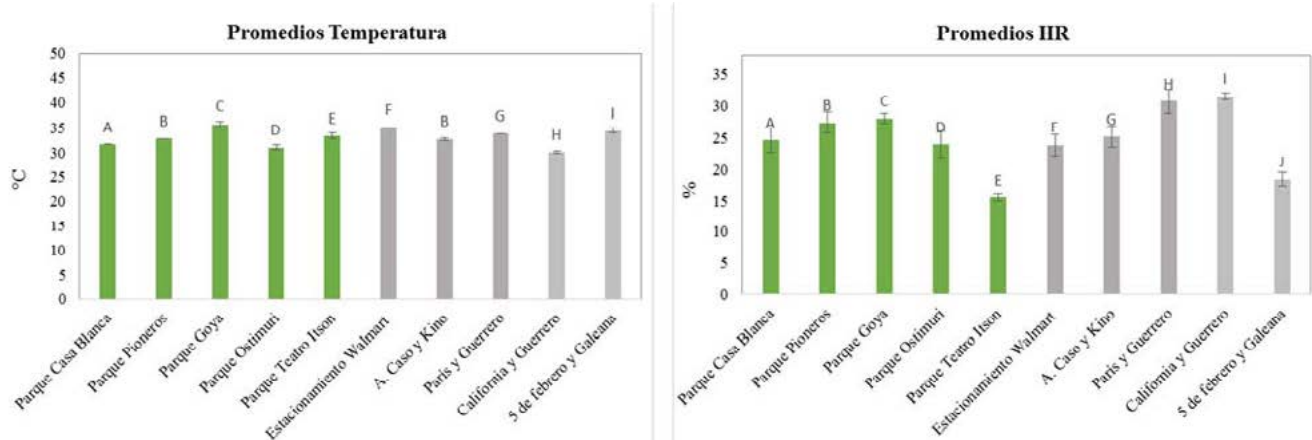


Figura 4. Temperatura y humedad relativa (HR) para áreas verdes (barras verdes) y áreas transitadas de la ciudad (barras grises). Misma letra encima de la barra indica que no hay diferencias significativas, post-hoc Student *t*.

Los promedios de HR no muestran un comportamiento representativo de áreas verdes o zonas urbanas. Los valores más bajos se obtuvieron en Parque Teatro ITSON y calles 5 de febrero y Galeana, con 14 y 19% respectivamente, los cuales corresponden a un área verde y una zona urbana. Esto sugiere que a pesar de que la vegetación esté presente en las áreas verdes, la transpiración no afecta la HR del ambiente.

Los resultados del comportamiento de PM_{2.5} durante 24 h (Figura 5) muestran un aumento considerable en las concentraciones de partículas entre 8:00 y 10:00 h donde el valor máximo es a las 9:30 h (30.172 $\mu\text{g m}^{-3}$). Esto puede deberse a que a esta hora se inicia el periodo laboral de las personas que trabajan en sábado y el tránsito de automóviles puede influenciar el aumento de partículas. El aumento de partículas a partir de las 15:30 hasta las 21:30 h puede deberse a que a estas horas se aumenta el tránsito vehicular por: 1) finalización de labores y 2) actividades recreativas en horarios con menos sol. Es importante mencionar que los puntos más altos en la madrugada se relacionan a corrientes de aire que se observó, influyen en el aumento drástico de los valores, así como se ha observado en una investigación realizada en Cincinnati, Ohio (Clarke, 1969) donde se analizó el efecto de la capa límite y el arrastre de viento que ocurrió de una zona rural hacia la ciudad por el efecto “plume”.

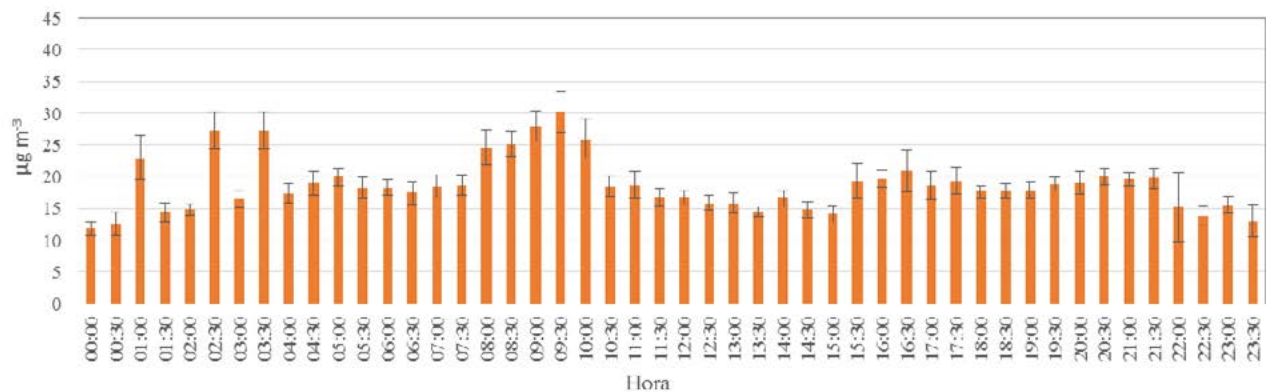


Figura 5. Promedios de PM_{2.5} en $\mu\text{g m}^{-3}$ durante 24 h.

La temperatura durante la mañana y la noche se mantiene en un rango de 24 a 27 °C (Figura 6), esto en ausencia de sol. Los valores más altos se observan a las 13:30 y 14:00 horas y esto se debe a que es la

hora con mayor intensidad solar. El sensor captura las tendencias de la temperatura observadas con la estación meteorológica local (datos no presentados en este trabajo).

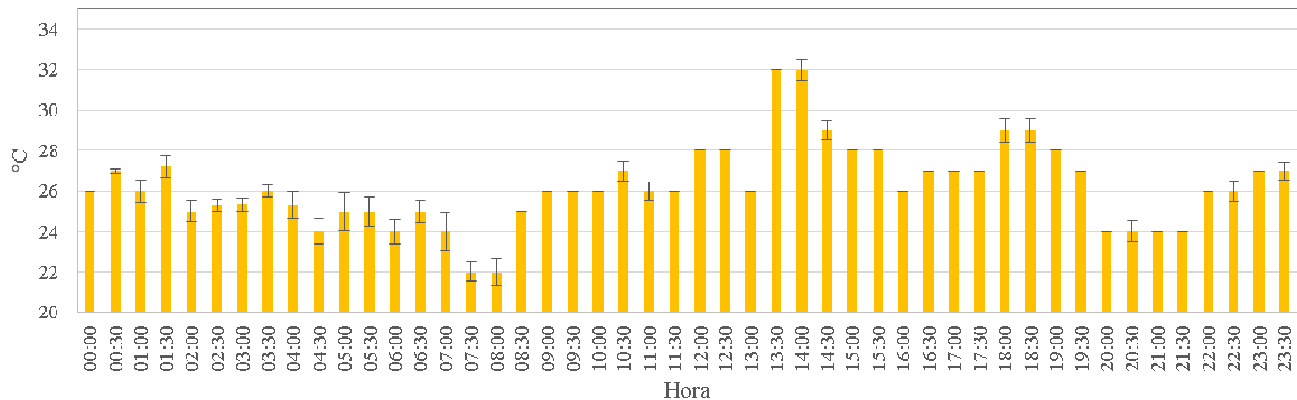


Figura 6. Promedios de temperatura en °C durante 24 h.

Se observa que los valores más altos de HR fueron tomados en las horas sin sol y que estos ascienden a las 22:00 h (Figura 7), después de ese punto empezó a disminuir donde desde las 1:30 hasta las 6:00 h se muestran datos muy similares. Datos elevados observados a las 7:30 h, pueden deberse al proceso de irrigación in-situ efectuado por los propietarios del terreno. A partir de las 8:30 h se puede apreciar cómo es que la HR va bajando en las horas con mayor intensidad solar, presentando un comportamiento típico diurno, donde los valores menores se presentan a las 12:00 h (Moradi, 2016). Por otro lado, el comportamiento al pasar de las horas de HR no es claro, lo que muestra la incertidumbre de medir en un solo punto.

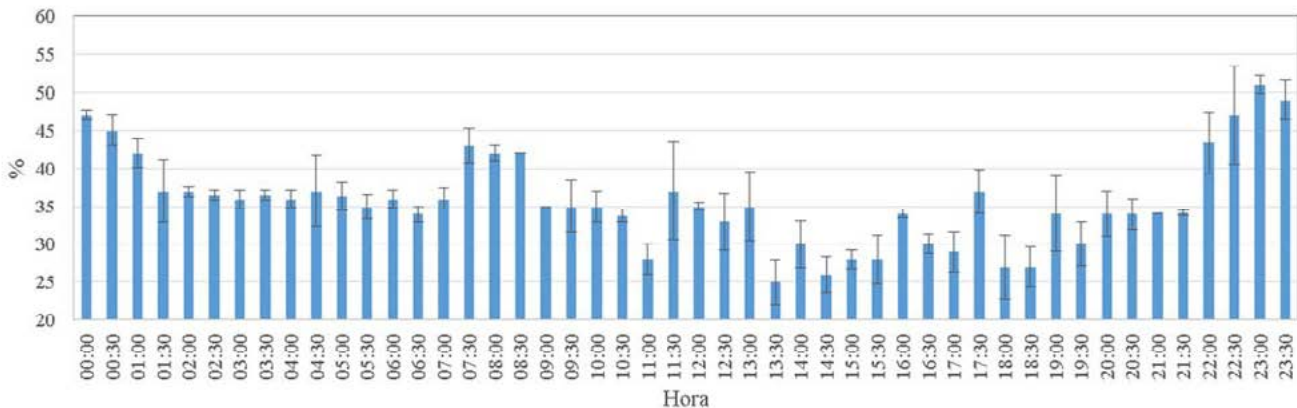


Figura 7. Promedios de humedad relativa (HR) en % durante 24 h.

Conclusiones

Las actividades antropogénicas que alteran la calidad de aire urbana en conjunto con el efecto isla de calor hacen ver la importancia de áreas verdes que regulan en cierta medida parámetros como partículas suspendidas., que en su fracción respirable, tienen efectos nocivos en la salud humana. He ahí la necesidad de una red de monitoreo con datos continuos en áreas urbanas.

El uso de sensores puntuales nos da una idea de la concentración de PM_{2.5} en un sitio de interés ante eventos climáticos u horas pico: zonas residenciales, avenidas más concurridas o parques; pero generan gran incertidumbre si el número de sensores es limitado. La utilidad de estos sensores radica en el



monitoreo en cantidad y continuidad de datos en ciudades, pudiendo explicar con menor incertidumbre efecto isla de calor, ciclos diurnos, contraste entre áreas verdes, áreas transitadas y zonas residenciales.

Agradecimientos

PROFAPI-2016 y por el apoyo con las mediciones en distintos puntos, un agradecimiento especial a Miguel Trevizo.

Literatura citada

- Cabrera, S. and G. Giacobone. 2010. Monitoreo de líquenes como bioindicadores de contaminación. Buenos Aires, Argentina.
- Clarke, J. F. 1969. Nocturnal urban boundary layer over Cincinnati, Ohio. *Monthly Weather* 582-589.
- Córdova, K. 2011. Impactos de las islas térmicas o islas de calor urbano, en el ambiente y la salud humana. Análisis estacional comparativo: Caracas, octubre-2009, marzo-2010. *Terra (XXVII)*95-122.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Cajeme, Sonora. Insitituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- INEGI. 2015a. Anuario Estadístico y Geográfico de Sonora 2015. Sonora, México. Insitituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- INEGI. 2015b. Número de habitantes por municipio: Sonora. Insitituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Moradi, I., P. Arkin, R. Ferraro and P. Eriksson. 2016. Diurnal variation of tropospheric relative humidity in tropical regions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6913–6929.
- NOM-025-SSA. 2014. Valores límite permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM10 y PM2.5 en el aire ambiente y criterios para su evaluación. México.
- Sarricolea, E. and J. Martín. 2014. El estudio de la Isla de Calor Urbana de Superficie del Área Metropolitana de Santiago de Chile con imágenes Terra-MODIS y Análisis de Componentes Principales1. *Revista de Geografía Norte Grande* 57:123-141.
- SEMARNAT. 2011. Guía metodológica para la estimación de emisiones de PM2.5. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

1.7 Efecto del incremento en temperatura en la dinámica de CO₂ en suelo del Valle del Yaqui

Olivas-Castillo Claudia J.¹; Garatuza-Payan J.¹; Yépez Enrico A.¹; Vega-Puga Masuly¹; Rivera-Díaz M.¹ y de los Santos-Villalobos Sergio¹

¹Instituto Tecnológico de Sonora, *Campus* Centro. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora.
Autor para correspondencia: claudia3010@hotmail.com

Resumen

El Valle del Yaqui podría verse afectado por el incremento de temperatura según escenarios del cambio climático. En este trabajo se realizó una manipulación experimental aumentando 2 °C la temperatura del dosel en un cultivo de trigo en el Valle del Yaqui. El experimento consistió en instalar seis parcelas con aumento de temperatura en 2 °C simulado con radiadores térmicos infrarrojos y seis controles en condiciones normales en cultivo de trigo. Se realizaron mediciones de respiración de suelo (Rs) con un sistema de flujo de gases automatizado. El mayor flujo se presentó en la fase fenológica del llenado de grano ya que en esta fase se presentó el mayor porcentaje de humedad en el suelo. Sin embargo, solo se encontraron diferencias significativas de Rs entre las parcelas de control y temperatura durante la fase de encañamiento y la del llenado de grano. La respiración del suelo representa una fracción importante del flujo de carbono.

Palabras clave: *cambio climático; respiración de suelo; cultivo de trigo.*

Abstract

The Yaqui Valley could be affected by increments of temperature according to climate change scenarios. In this work, an experimental manipulation was performed increasing 2 °C at the canopy temperature in a wheat crop in the Yaqui Valley. The experiment consisted in installing six plots with temperature increased by 2 °C with infrared heaters and six reference plots in wheat crop. Soil respiration (Rs) measurements were performed with an automated gas flow system to obtain the CO₂ flux. The highest flow occurred in the phenological phase of grain filling as this phase presented the highest percentage of moisture in the soil. However, differences were only found during the vegetative growth and during the grain filling stage. Soil respiration represents a significant fraction of the carbon flux.

Key words: *climate change; soil respiration; wheat crop.*

Introducción

El Valle del Yaqui se localiza al noroeste de México, en una región semiárida, en la cual su principal actividad económica es la agricultura por lo cual presenta alta vulnerabilidad, al Cambio Climático (CC) (Lares-Orozco *et al.*, 2016), debido a la disminución de la cantidad de horas frío durante el invierno y a la amplia variabilidad de las temperaturas (Asseng *et al.*, 2015). Estos factores han provocado disminuciones significativas en la producción de cultivos importantes, siendo el trigo uno de los mayormente afectados.

Una posible consecuencia del aumento de temperatura del aire será un cambio en los ciclos de carbono incluyendo la respiración del suelo (Rs) en los suelos agrícolas (Well *et al.*, 2013). La Rs está controlada por factores abióticos como: la disponibilidad de nutrientes, propiedades físicas del suelo, la

disponibilidad de humedad y la temperatura, por lo que cualquier perturbación en estos factores tendría un impacto importante en la R_s . Además existen factores bióticos como la respiración de los microorganismos que se localizan rizadosfera del cultivo, la cual puede representar una proporción importante de la R_s total (Moyano *et al.*, 2007). Por lo tanto cualquier cambio en estos factores podría afectar la respuesta del ciclo del carbono terrestre y el cambio climático global en las regiones agrícolas de la tierra (Fang *et al.*, 2017). La importancia de las mediciones de R_s yace en que un aumento en el flujo de R_s podría intensificar el CC.

Este trabajo busca evaluar la respuesta de la R_s de un cultivo de trigo, bajo condiciones experimentales de aumento de temperatura (+ 2 °C).

Materiales y Métodos

Área de estudio

El presente estudio se desarrolló durante el ciclo agrícola diciembre 2016 a abril 2017, en el Centro Experimental de Transferencia de Tecnología (CETT 910) ubicado en la zona agrícola del Valle del Yaqui, Sonora. Localizado en latitud 27°21'57.08" N y longitud 109°54'48.51" O (Figura 1). El experimento se llevó a cabo en una superficie de 400 m².

Las características climáticas del sitio de estudio presentan una temperatura promedio mínima de 9.6 °C y máxima de 27.3 °C, con una precipitación media anual de 320 mm la mayoría de esta se presenta durante la temporada del monzón de Norteamérica (Ahrens *et al.*, 2008).

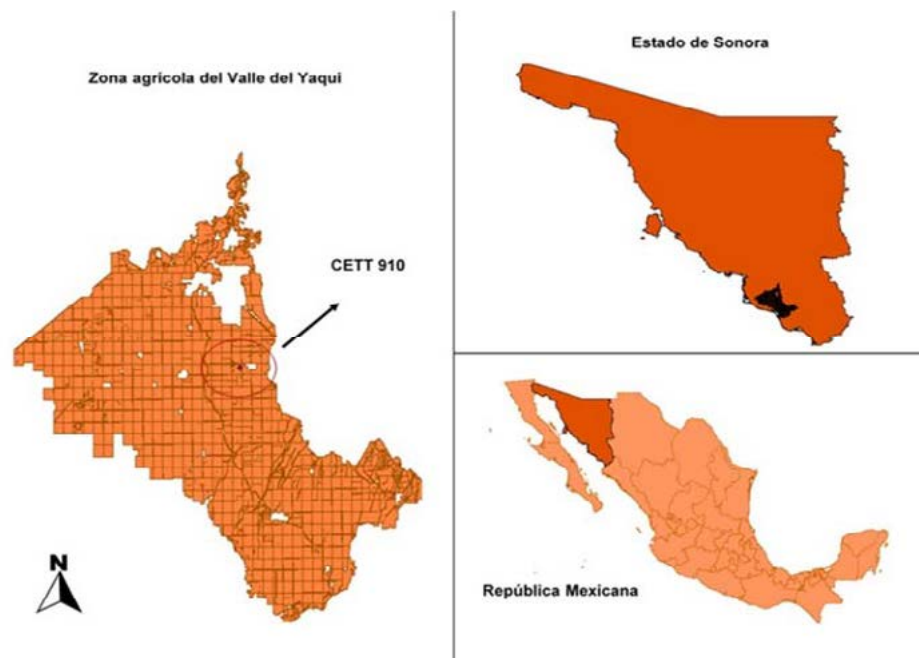


Figura 1. Localización del área de estudio, Centro de Transferencia de Tecnología Experimental 910, Valle del Yaqui, Sonora.

Metodología

La distribución de las parcelas experimentales consistió en seis parcelas, en donde se reguló la temperatura del dosel en un cultivo de trigo, aumentando en 2 °C la temperatura y seis parcelas de control.

Cada parcela de calor fue instrumentada con seis radiadores para generar calor en un área de 3 m de diámetro de acuerdo a la metodología de Kimball (2005).

Para inducir el aumento de temperatura, sobre una estructura de sostén en forma de triángulo equilátero con medidas de 5.20 m, se instalarán radiadores termales, modelos FTE-1000 (1000W, 240 V, 245 mm largo x 60 mm ancho) elaborados por la compañía Mor Electric Heating Association Inc. (Comstock Park, MI, USA). Con ángulo de 45° y altura de 1.20 m sobre el dosel. Para monitorear la temperatura del dosel se utilizaron radiómetros infrarrojos (Apogee inst.) que miden temperaturas de -30 a 65 °C. Estos se colocaron en un tubo con un ángulo de 45° y altura de 1.20 m sobre el dosel en el vértice del triángulo de una estructura triangular. El control de temperatura se realizó con un datalogger (CR-1000 Campbell Sci) el cual se encargó de enviar la señal de control para regular la corriente de un dimmer encargado de regular los radiadores.

Respiración de suelo

El flujo de carbono (CO₂) en suelo se hizo mediante un sistema automatizado para flujo de gases en suelo Li-8100A (Li-Cor inc). En cada parcela se instalaron dos aros de pvc con diámetro de 10 cm, uno en surco y uno en el lomo del surco, dando un total de 16 aros en el experimento. La medición se llevó a cabo cada 21 d durante las etapas fenológicas del cultivo. La cámara cuenta con una unidad de control que alberga los datos registrados y en laboratorio fueron analizados el software SoilFluxPro. Durante cada medición de intercambio de gases se cuantificó la humedad volumétrica del suelo (%), por medio de un sensor de humedad Theta Probe ML2x, Delta Device (Cambridge, U.K.).

Los datos se sometieron a un análisis de varianza simple (ANOVA) por fase fenológica y una prueba de comparación múltiple de rangos en el programa estadístico Statgraphics plus 5.1.

Resultados y Discusión

La Rs no mostró diferencia significativa entre el tratamiento y control durante la duración del cultivo (Figura 2). Sin embargo, separando por fase fenológica del cultivo se encontraron los resultados mostrados en el Cuadro 1, en el cual se observan las diferencias por fase fenológica: durante el encañado presentó diferencia ya que en esta fase la planta se está enfocando en crecer y el calor estimula el metabolismo en la planta lo cual podría resultar en un incremento de la respiración de raíces. En la fase del llenado de la Rs fue mayor en las parcelas de control, esta diferencia posiblemente sea explicada por una disminución en la respiración de raíces debido a los requerimientos energéticos durante el llenado de grano.

Cuadro 1. Resultados de ANOVA por fase fenológica.

| Fase | Germinación | | Amacollamiento | | Encañado | | Espigado | | Llenado | |
|------|-------------|----|----------------|----|----------|-------|----------|----|---------|------|
| | P | * | P | * | P | * | P | * | P | * |
| | 0.68 | Ne | 0.35 | Ne | 0.01 | -1.55 | 0.58 | Ne | 0.04 | 1.81 |

La mayor tasa se presentó en la fase fenológica del llenado de grano con una media de 6.1 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para el control y de 4.7 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para el tratamiento. Cabe mencionar que esta fase se presentó el mayor porcentaje de humedad en el suelo con una media de 23.4% para el control y 22.15% para el tratamiento atribuyendo así un mayor flujo en Rs (Li, G. *et al.*, 2017). En relación a la humedad del suelo no se encontró diferencia significativa entre el control y tratamiento (Figura 2).

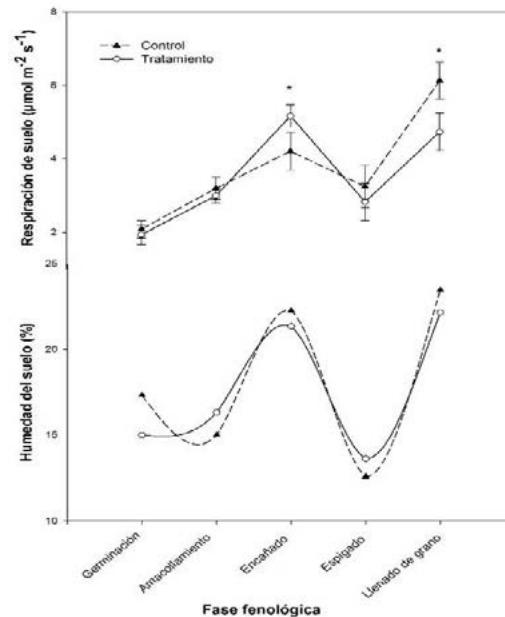


Figura 2. Respiración y humedad de suelo por fase fenológica en cultivo de trigo en el Valle de Yaqui, Sonora México. Los valores que se muestran son promedios \pm error estándar. Las fases marcadas con * representa la diferencia significativa ($p < 0.05$) entre el tratamiento y control por fase.

Conclusiones

La respiración de suelo no mostro diferencia significativa entre tratamiento y control. Por lo tanto el incremento de la temperatura en 2 °C no causo ningún impacto significativo en el flujo de CO₂ en el suelo agrícola del Valle del Yaqui. Sin embargo se considera que para poder observar un mayor impacto es necesario relacionar estos resultados con otros factores microbiológicos, bioquímicos y rendimiento del cultivo de trigo.

Literatura citada

- Asseng, S., F. Ewert, P. Martre, R. P. Rotter, D. B. Lobell, D. Cammarano, B. A. Kimball, M. J. Ottman, G. W. Wall, J. W. White, M. P. Reynolds, P. D. Alderman, P. V. V. Prasad, P. K. Aggarwal, J. Anothai, B. Basso, C. Biernath, A. J. Challinor, G. De Sanctis, J. Doltra, E. Fereres, M. Garcia-Vila, S. Gayler, G. Hoogenboom, L. A. Hunt, R. C. Izaurralde, M. Jabloun, C. D. Jones, K. C. Kersebaum, A. -K. Koehler, C. Muller, S. Naresh-Kumar, C. Nendel, G. O/Leary, J. E. Olesen, T. Palosuo, E. Priesack, E. Eyshi, E. Rezaei, A. C. Ruane, M. A. Semenov, I. Shcherbak, C. Stockle, P. Stratonovitch, T. Streck, I. Supit, F. Tao, P. J. Thorburn, K. Waha, E. Wang, D. Wallach, J. Wolf, Z. Zhao and Y. Zhu. 2015. Rising temperatures reduce global wheat production. *Nature Climate Change* 5(2):143-147.
- Ahrens, T. D., J. M. Beman, J. A. Harrison, P. K. Jewett and P. A. Matson. 2008. A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico. *Water Resources Research* 44(7).
- Fang, C., J. S. Ye, Y. Gong, J. Pei, Z. Yuan, C. Xie and Y. Yu. 2017. Seasonal responses of soil respiration to warming and nitrogen addition in a semi-arid alfalfa-pasture of the Loess Plateau, China. *Science of the Total Environment*.
- Kimball, B. A. 2005. Theory and performance of an infrared heater for ecosystem warming. *Global Change Biology* 11(11):2041-2056.
- Lares-Orozco, M. F., A. Robles-Morúa, E. A. Yopez and R. M. Handler. 2016. Global warming potential of intensive wheat production in the Yaqui Valley, Mexico: a resource for the design of localized mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production* 127:522-532.
- Li, G., S. Kim, S. H. Han, H. Chang and Y. Son. 2017. Effect of Soil Moisture on the Response of Soil Respiration to Open-Field Experimental Warming and Precipitation Manipulation. *Forests* 8(3):56.
- Luers, A. L., D. B. Lobell, L. S. Sklar, C. L. Addams and P. A. Matson. 2003. A method for quantifying vulnerability, applied to the agricultural system of the Yaqui Valley, Mexico. *Global Environmental Change* 13(4):255-267.
- Moyano, F. E., W. L. Kutsch and E. D. Schulze. 2007. Response of mycorrhizal, rhizosphere and soil basal respiration to temperature and photosynthesis in a barley field. *Soil Biology and Biochemistry* 39(4):843-853.
- Schindlbacher, A., S. Wunderlich, W. Borken, B. Kitzler, S. Zechmeister-Boltenstern and R. Jandl. 2012. Soil respiration under climate change: Prolonged summer drought offsets soil warming effects. *Global Change Biology* 18:2270-2279.

1.8 Desempeño de una manipulación de temperatura en parcelas experimentales de trigo en el Valle del Yaqui

Vega-Puga M. G.¹; Rivera-Díaz M. A.¹; Argente-Martínez L.¹; Oliva-Castillo C.¹; Delgado-Balbuena J.²; Arredondo-Moreno T.²; Garatza-Payan J.¹ y Yépez E. A.¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de febrero 818 Sur, Col. Centro, CP 85000. Cd. Obregón Sonora, México.

²División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica.
Autor para correspondencia: enrico.yepetz@itson.edu.mx

Resumen

El sistema climático global cambia rápidamente debido al incremento en la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera con lo que se prevé un incremento en la temperatura de la superficie de la tierra. Sin embargo, poco se sabe de los efectos que este incremento en temperatura tendrá sobre los agroecosistemas. Por esto, es necesario el desarrollo y uso de métodos que permitan simular los posibles efectos de dichos cambios en los agroecosistemas. En el Centro Experimental de Transferencia y Tecnología (CETT) del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), situado en el Valle del Yaqui, se instaló un sistema de control de temperatura que consiste en parcelas experimentales que tienen un arreglo de seis radiadores distribuidos en una estructura metálica en forma de triángulo a una altura de 1.2 m sobre el dosel del cultivo, para mantener la temperatura del dosel a 2 °C por encima de la temperatura de una parcela contigua de control. Se evaluó la eficiencia del sistema durante todo el periodo de crecimiento de un cultivo de trigo. El sistema es capaz de mantener la temperatura 2 °C por arriba de la referencia, sin embargo, dependiendo de la etapa fenológica del cultivo el sistema fue ineficiente en el control de temperatura entre las 10 y las 18 h cuando las velocidades de viento fueron mayores. Aun así, mediciones del índice de vegetación (NDVI) sugieren respuestas contrastantes del trigo durante el ciclo de cultivo invierno-primavera.

Palabras clave: *agroecosistemas; cambio climático; manipulación de ecosistemas.*

Abstract

The global climate system will change rapidly, due to the increase of greenhouse gases in the atmosphere, which means that it is necessary to use methods that simulate the possible effects on agroecosystems. At the Centro Experimental de Transferencia y Tecnología (CETT) del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON), located at the Yaqui Valley, we installed a system of outdoor temperature control, consisting of infrared radiators distributed in a triangular metal structures at a height of 1.2 m above the crop canopy to manipulate the canopy temperature (+2 °C) above ambient temperature and evaluate their efficiency during the period of growth in wheat cultivation. The system was capable of maintaining +2 °C over the reference plots, however, depending on the phenological stage of the cultivar, the system was inefficient in controlling temperatures between 10 and 18 h when wind speeds were higher. Nevertheless, measurements of the vegetation index (NDVI) suggest contrasting responses in wheat over the winter-spring cycle of 2016-2017.

Key words: *agroecosystems; climate change; ecosystem manipulation.*

Introducción

El sistema climático global cambia rápidamente debido al incremento en la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera con lo que se prevé un incremento en la temperatura de la superficie de la tierra. De acuerdo a los diversos modelos de circulación general y distintas rutas de concentraciones representativas propuestas por el panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) la temperatura promedio global de la superficie podría tener un incremento de entre 1.1 y 6.4 °C para el año 2100 (Pachauri *et al.*, 2015).

Estos cambios generarán impactos en los ecosistemas y agrosistemas, por el fuerte control en los procesos ecológicos que ejerce el clima. En estudios donde se han establecido condiciones experimentales de las proyecciones de cambios climáticos, se han documentado efectos fisiológicos, efectos en la anatomía y morfología y los efectos sobre el rendimiento agronómico de los cultivos (Kimball *et al.*, 2012, Asseng *et al.*, 2015). Un aspecto importante en el pronóstico del impacto del cambio climático en los ecosistemas es la experimentación de estas condiciones en campo, para tener un panorama más completo e integral de los cambios en los ecosistemas (proceso suelo-planta-atmósfera) (De Boeck *et al.*, 2015). Por ello, se han propuesto sistemas para mantener las condiciones requeridas lo más representativas posibles en campo y evitar los efectos de las condiciones externas del tratamiento (Kimball *et al.*, 2015).

En este trabajo se presenta un sistema de control de temperatura en parcelas experimentales de campo siguiendo el diseño original de Kimball (2005). El objetivo de este estudio es analizar la eficiencia en el control de este sistema durante en un cultivo de trigo en el Valle del Yaqui, durante el ciclo agrícola de otoño-invierno 2016-2017.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El área donde se instaló el experimento se encuentra en el Campo Experimental de Transferencia de Tecnología (CETT) del Instituto Tecnológico de Sonora, dentro de la zona del Valle del Yaqui, en una latitud aproximada de 27°22'1.2" N y una longitud de 109°54'50.4" O. El clima que se tiene en la región es semiárido, con tasas de precipitación muy variadas, el promedio anual de precipitación es de 317 mm y un promedio diario de temperatura de 24 °C (Matson *et al.*, 1998).

Metodología

El arreglo experimental cuenta con 24 parcelas: 12 parcelas con incremento de temperatura (parcelas tratamiento) y 12 parcelas de referencia (Figura 1C), sin embargo, En el presente estudio se presentan resultados solo de 16 parcelas, ocho de referencia y ocho con el tratamiento de calor.

Cada una de las parcelas calientes cuenta con un arreglo de seis calentadores de 1000W, 240 V, Modelo FTE-1000 (Mor Electric Heating Association Inc.), montados en una estructura metálica en forma de triángulo equilátero (Figura 1A) con lados de 5.2 m. Cada uno de los lados del triángulo cuenta con dos calentadores infrarrojos, formando una área de control de temperatura de 7.1 m² en forma circular. En uno de los vértices de cada triángulo se colocó un termómetro infrarrojo (IRTS Apogee Instruments Inc., Logan, UT, USA) a un ángulo de 45° (Figura 1B) para tener la medición de temperatura de la superficie del centro del área de control. Finalmente la altura del arreglo se mantuvo siempre a una distancia de 1.2 m sobre el dosel del cultivo.

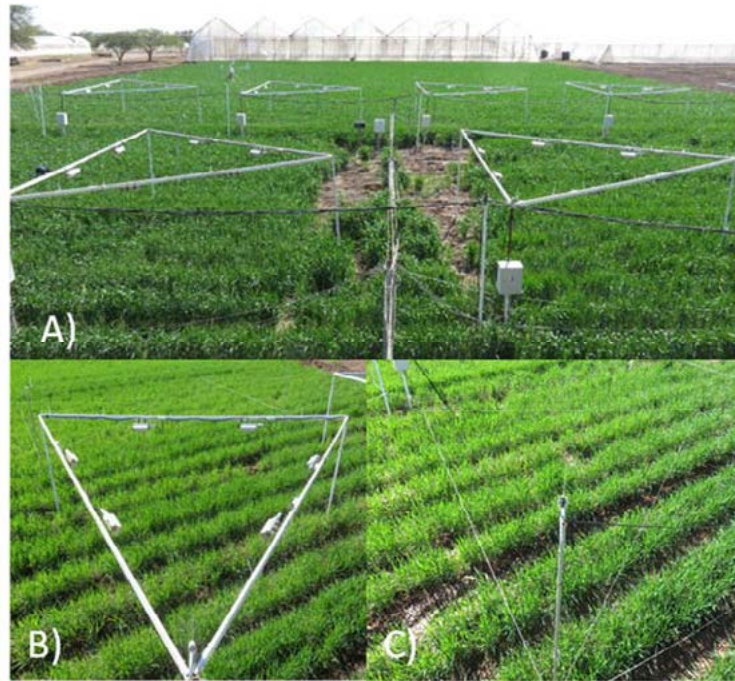


Figura 1. A) vista panorámica del experimento de calentamiento en el campo Experimental CETT 910 del Instituto Tecnológico de Sonora, B) Parcela de calentamiento en donde se muestra la colocación de los radiadores y el sensor de temperatura de superficie, C) Parcela de control.

Las señales de los IRTS se registraron en un datalogger Modelo CR 1000 (Campbell Scientific, Logan, UT, EE.UU.) desde el día 16 de diciembre de 2016 a 10 de marzo de 2017. La diferencia de temperatura entre la parcela caliente y la de referencia es usada para enviar una señal a un módulo de salida de voltaje (SDM-CV04, Campbell Sci.) el cual a su vez envía una señal de voltaje, a una interface (MAI-05V, Avatar Instruments) que traduce la señal a miliamperes para el control de un regulador (Dimmer A1P-24-30-S05, Avatar Instruments) que controla la intensidad de corriente enviada al arreglo de 6 calentadores de cada parcela. El regulador de intensidad controla la corriente enviada a los calentadores de manera que la cantidad de calor emitida por los mismos se incremente o reduzca en función de la diferencia de temperatura entre la parcela caliente y la parcela de referencia, mediante la rutina proporcional, integrativa y derivativa descrita en Kimball *et al.* (2012)

Esto se realizó en cada uno de los 12 pares de parcelas. Específicamente para este estudio el sistema se programó para mantener constantemente la temperatura de la parcela caliente a 2 °C por encima de la temperatura de la parcela de referencia, simulando así el incremento en temperatura previsto para el año 2050 para esta región acorde al IPCC (Pachauri *et al.*, 2015).

Se realizaron también mediciones de velocidad y dirección de viento con un anemómetro sónico 3-D (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, UTAH, EUA) las cuales fueron almacenadas en un datalogger CR1000 (Campbell Scientific, Logan, UT, EE.UU.), posteriormente las mediciones de este sensor fueron procesados en Eddy Pro para tener promedios cada 15 min y las variables. Contando con la diferencia de temperaturas y datos de viento se pudo analizar si el control de sistema presento efectos por ráfagas de viento. Se tomaron mediciones del NDVI en distintas etapas fenológicas del cultivo empleando un sensor activo de mano llamado GreenSeeker (Trimble®). La germinación se presentó alrededor del 13 de diciembre de 2016 y la cosecha en las parcelas de tratamiento se llevó a cabo el 7 de abril de 2017. Además del control del calor por medio de reguladores y del monitoreo a través de sensores infrarrojos de temperatura, para mantener y monitorear una diferencia continua de temperatura de las parcelas, se hicieron estimaciones con imágenes térmicas tomadas con un dron, cortesía del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT).

Resultados y Discusión

Durante el periodo de estudio se presentaron diferentes problemas con los sensores, principalmente con los IRTS, dejando de controlar el sistema con lo cual se tuvieron que descartar para el análisis.

El control del sistema presento variación de acuerdo a la etapa del cultivo (plántula a 1 cm, floración y llenado de grano), periodo diurno (10 a 19 h) y nocturno (19 a 10 h), esto dos últimos periodos se definieron en función de las horas estables e inestables de la atmosfera, predominando las horas diurnas para el periodo inestable y estables para las nocturnas. En la Figura 2 se presenta la variación por etapa de la velocidad de viento en m/s (A, plántula; B, floración y C, llenado de grano), temperatura del dosel en tratamiento y referencia en °C (D, plántula; E, floración y F, llenado de grano) y diferencia de las temperaturas en °C (G, H e I).

El promedio de la diferencia de temperatura en la etapa de plántula a 1 cm fue de 1.98 °C, 1.53 °C para la etapa de floración y 1.59 °C en la etapa de llenado de grano. Separando los promedios en periodos diurno y nocturno, se revela un mayor control durante la noche en las tres etapas del cultivo, presentando promedios de 2.02, 1.86 y 1.88 °C, debido principalmente a las condiciones de menor velocidad de viento y, por lo tanto, menor turbulencia. Durante el día (10 a 19 h) presenta un menor control, siendo las etapas de floración y llenado de grano los promedios de diferencia de temperatura más bajos (1.23 y 1.33 °C, respectivamente). En cuanto a la etapa de plántula a 1 cm, el promedio de diferencia de temperatura durante el día es de 1.84 °C. Este efecto de diferente control durante el día y la noche en se lo reportan también en los trabajos de Kimball (2005 y 2008).

En la etapa de plántula a 1 cm se mantuvo de manera más eficiente el calor en las parcelas tratamiento en ambos periodos, a pesar de que las ráfagas de viento son mayores durante esta etapa. Esto se explica por la diferencia en la rugosidad de superficie entre las etapas, teniendo una mayor rugosidad en las dos últimas, ya que presentan vegetación más densa y con mayor altura. Sobre una superficie rugosa el calor y el vapor de agua son más fáciles de transferir aún con velocidades de viento bajas (Wiernga, 1993).

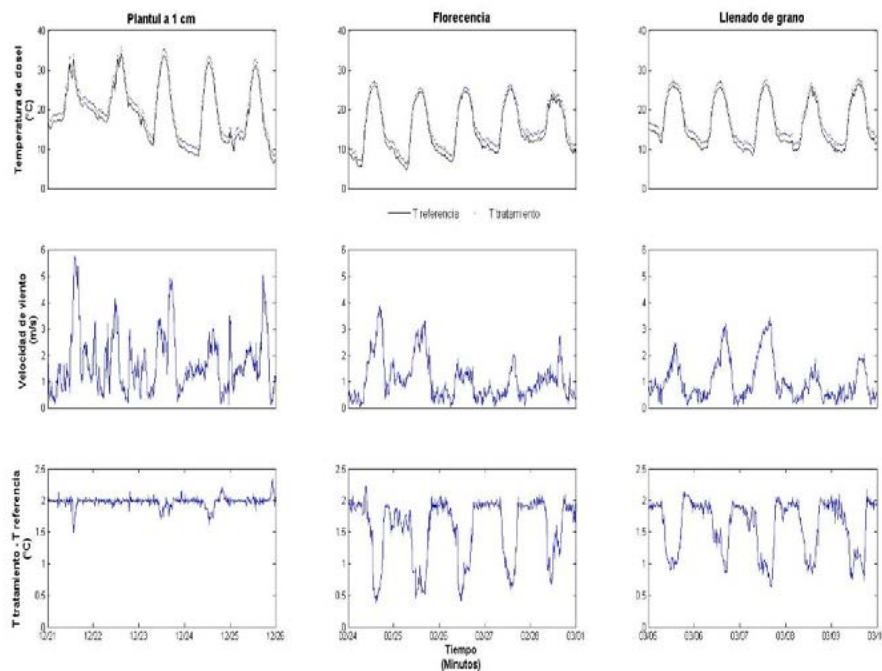


Figura 2. Variación por etapa de la velocidad de viento en m/s (A, plántula; B, floración y C, llenado de grano), mediciones de temperatura del dosel en tratamiento y referencia en °C (D, plántula; E, floración y F, llenado de grano) y diferencia de las temperaturas en efecto en °C (G, plántula; H, floración e I, llenado de grano).

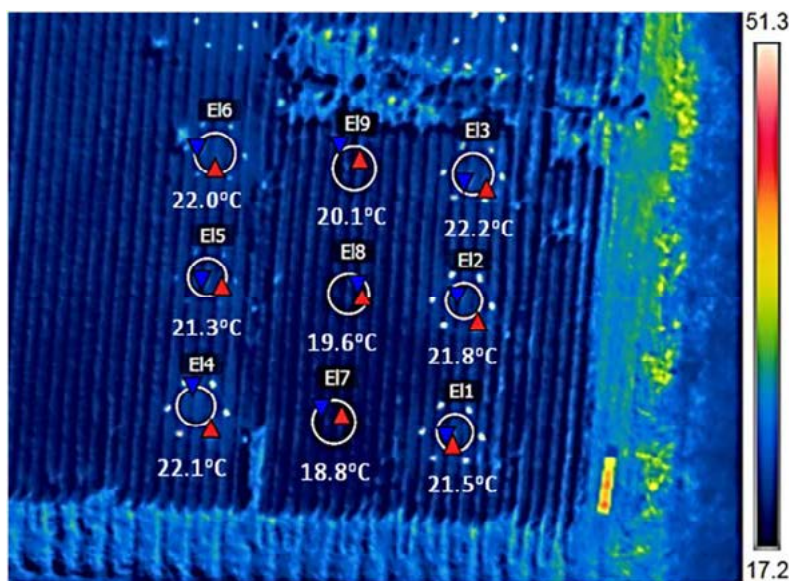


Figura 3. Imagen térmica tomada por un dron a 40m de altura donde se aprecian claramente las parcelas de tratamiento afectadas por el calor, en contraste con las parcelas de control. La escena se realizó a las 9:57 h (GMT-7), el 22 de febrero de 2017 cuando el cultivo se encontraba en la etapa de floración.

En la Figura 3 puede observarse en que el tratamiento de calor es efectivo dentro de las parcelas experimentales durante la fenofase de floración ya que el rango de variación de temperatura en las mediciones aéreas instantáneas varió entre 1.7 y 2.3 °C de diferencia entre las parcelas de calor (EI1 a EI3 y EI4 a EI6) y las parcelas de control (EI7 a EI9).

Los resultados de los valores medidos promedios de NDVI en las parcelas de calor y las parcelas de control, desde la germinación hasta la cosecha se muestran en la Figura 4. Durante los primeros estadios del cultivo pueden observarse valores de NDVI de las parcelas de calor apenas por encima de las parcelas de control; fenofases: (1) germinación, (2) desarrollo de hojas 1-3, (3) desarrollo de hojas 4-7, (4) macollamiento. A partir de la fase (5) desarrollo de nudos, se invierte la tendencia, manteniéndose arriba el NDVI de las parcelas de control, desde las fases: (6) antesis, (7) espigamiento, (8) floración, (9) llenado de grano, (10) grano lechoso, (11) grano pastoso y (12) maduración, siendo esta última etapa la que tiene una diferencia mayor, cercana a una décima del valor promedio del NDVI (Figura 4).

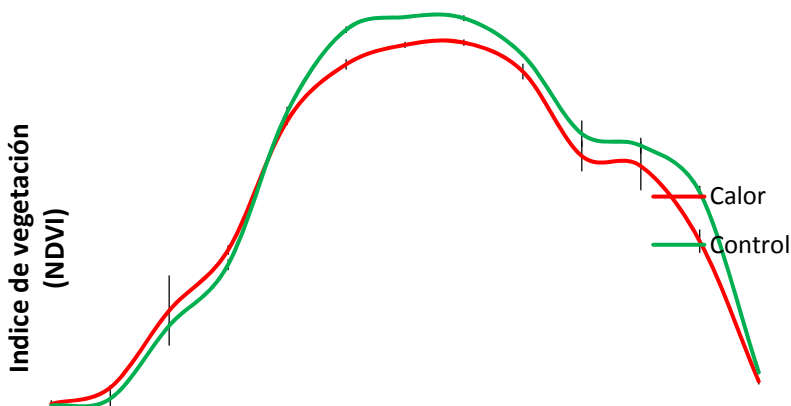


Figura 4. Resultados de los valores medidos promedios de NDVI en las parcelas.

Conclusiones

Manipulaciones experimentales de temperatura en cultivos básicos permiten investigar la vulnerabilidad de esos agrosistemas al cambio climático. El sistema de manipulación de temperatura del campo experimental CETT 910 del Instituto Tecnológico de Valle del Yaqui es capaz de elevar la temperatura del dosel de trigo a 2 °C por arriba del control simultáneamente en 12 parcelas. Sin embargo, la eficiencia del sistema (número de horas a 2 °C por arriba del control/24 h) varía durante las distintas etapas fenológicas del cultivo ya que durante el día el sistema tiene dificultades para imponer el tratamiento de +2 °C. Por ejemplo, durante la etapa de plántula a 1 cm el control de temperatura tuvo una eficiencia del 99%, siendo la etapa fenológica donde el sistema tuvo mejor desempeño. Sin embargo, durante la etapa de llenado de grano solo se tuvo una eficiencia 40.5% y finalmente la etapa de floración del 66%. La rugosidad de la superficie juega un papel importante en la eficiencia del sistema ya que en condiciones de mayor uniformidad de la superficie (es decir, menor rugosidad) se presenta una menor turbulencia y, por lo tanto, una menor pérdida de calor, haciendo al sistema de calentamiento más eficiente.

El tratamiento de temperatura elevado promedio impuesto por 20 semanas el cultivo fue de 1.41 °C, suficiente lo cual podría ser un incremento de temperatura representativo del año 2040 de acuerdo a las tendencias que se han estudiado en la región. En base a esta observación se prevé que el cultivo de trigo se vea afectado en el futuro próximo ya que los resultados preliminares del índice de vegetación (NDVI) del cultivo bajo el tratamiento de calor fue menor que el control.

Agradecimientos

El financiamiento para llevar a cabo este proyecto proviene del fondo sectorial SEP-CONACYT CB-2013-01: 220788, del programa de redes SEP-PRODEP al CA-ITSON-03 y del programa de Fomento a la Investigación del Instituto Tecnológico de Sonora.

Literatura citada

- Asseng, S., F. Ewert, P. Martre, R. P. Rötter, D. B. Lobell and M. P. Reynolds. 2015. Rising temperatures reduce global wheat production. *Nature Climate Change* 5(2):143-147.
- De Boeck, H. J., S. Vicca, J. Roy, I. Nijs, A. Milcu, J. Kreyling and C. Beierkuhnlein. 2015. Global change experiments: challenges and opportunities. *BioScience*, biv099.
- Kimball, B. A. 2005. Theory and performance of an infrared heater for ecosystem warming. *Global Change Biology* 11(11):2041-2056.
- Kimball, B. A., M. M. Conley, S. Wang, X. Lin, C. Luo, J. Morgan, J. and D. Smith. 2008. Infrared heater arrays for warming ecosystem field plots. *Global Change Biology* 14(2):309-320.
- Kimball, B. A., J. W. White, G. W. Wall and M. J. Ottman. 2012. Infrared-warmed and un-warmed wheat vegetation indices coalesce using canopy-temperature-based growing degree days. *Agronomy Journal* 104:114-118.
- Kimball, B. A., J. W. White, M. J. Ottman, G. W. Wall, C. J. Bernacchi, J. Morgan and D.P. Smith. 2015. Predicting canopy temperatures and infrared heater energy requirements for warming field plots. *Agronomy Journal* 107:129-141.
- Matson, P. A., R. L. Naylor and I. Ortiz-Monasterio. 1998. Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management environment. *Science* 280:112-115.
- Pachauri, R. K., L. Meyer, G. K. Plattne and T. Stocker. 2015. IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC.
- Wiernga, J. 1993. Representative roughness parameters for homogeneous terrain. *Boundary-Layer Meteorology* 63(4):323-363.

1.9 Decrementos de precipitación ¿Afectarán similarmente la respiración del suelo en el bioma de pastizal semiárido con diferentes tipos de cubierta vegetal?

Arredondo Tulio¹; Delgado-Balbuena Josue¹; Aguirre-Gutiérrez Carlos¹ y Rodríguez-Robles Ulises¹

¹ División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, Camino Presa San José # 2055, Lomas 4ta sec. CP 78210, San Luis Potosí, SLP.

Resumen

Se impusieron experimentalmente tratamientos simulando escenarios de precipitación (actual y 50% reducción) para examinar sus efectos en la respiración del suelo de un pastizal semiárido exhibiendo una predominancia de la especie clave, *Bouteloua gracilis*, o una mezcla de gramíneas y herbáceas resultado de disturbio. Se midió tasas de respiración (Rs), temperatura (Ts) y humedad (Hs) del suelo en toda la combinación de tratamientos. En términos generales la humedad ejerció mayor control sobre la Rs que la temperatura, mientras que el tipo de cubierta general tuvo un efecto insignificante en la Rs, sin embargo si mostró diferencias en la proporción del control en Rs ejercido por Ts y Hs. Los resultados sugieren que comunidades que mantienen a la especie clave son más resilientes a extremos climáticos que comunidades mixtas.

Palabras clave: *temperatura de suelo; humedad del suelo.*

Abstract

Experimental manipulation was imposed on a semiarid grassland to simulate 50% precipitation decrease compared to current rain. Also compared two conditions in terms of plant cover type; an undisturbed grassland maintaining the dominant grass, *Bouteloua gracilis* and, a mixture of grasses and herbs that resulted from grassland disturbance. Measured soil respiration, soil temperature and soil water content. Overall, soil water content exerted the most control on soil respiration than soil temperature for both plant cover conditions. The type of plant cover had a negligible effect on soil respiration, however they showed differences in how soil temperature and soil humidity proportionally controlled respiration. Results suggest that communities conserving the key species could be more resilient to future scenarios of decreased precipitation.

Introducción

Los ecosistemas naturales a nivel global, enfrentan dos serios problemas que pueden afectar su funcionamiento; uno es el cambio de la cubierta vegetal que puede manifestarse por pérdidas de la cubierta vegetal o por un cambio en la composición de especies vegetales y el otro es el cambio climático con alteraciones importantes de los regímenes de temperatura y humedad. Entre los procesos funcionales de los ecosistemas que más pueden salir afectados se encuentra la respiración del suelo (Rs) y una afectación podría resultar en un aumento de las emisiones de CO₂ a la atmósfera. El pastizal semiárido en México ha perdido más del 50% de su extensión por actividades de cambio de uso de suelo (Delgado-Balbuena *et al.*, 2013), tales como conversión a tierra agrícola o sobrepastoreo. En el mejor de los casos, el sobrepastoreo puede causar la extinción local de la especie clave, *Bouteloua gracilis* y su lugar ser ocupado por un número de gramíneas y herbáceas que usualmente se encuentran como especies subordinadas. Así, aunque la fisonomía y estructura del pastizal parece ser similar es muy posible que, por las diferencias en talla, tamaño de los órganos, procesos fisiológicos, efectos en ciclos

biogeoquímicos, etc., exista un efecto en las tasas de respiración entre una cubierta con predominancia de *Bouteloua gracilis* y una mezcla de gramíneas y herbáceas (Medina-Roldán *et al.*, 2007). La hipótesis que evaluamos fue que la pérdida de la cubierta de la especie clave va a favorecer mayores Rs en el pastizal semiárido.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en la estación experimental Vaquerías del INIFAP, localizada en la subprovincia de los llanos de Ojuelos. Se establecieron parcelas de 2 x 2 m sobre una cubierta vegetal que incluía solamente *Bouteloua gracilis* o una mezcla de gramíneas y herbáceas. La manipulación de la precipitación se realizó colocando un cobertizo sobre la parcela, el cual incluía unas canaletas construidas en acrílico, las cuales drenaban hacia un colector (Figura 1; Yahdjian y Sala, 2002). Las canaletas median 2.1 x 0.11 m y se colocaron 9 canaletas para interceptar 50% de la precipitación en cada parcela de 4 m². Las parcelas control incluían las mismas canaletas, sin embargo se colectaba el agua interceptada y se retornaba a la parcela.



Figura 1. Canaletas construidas para la manipulación de la precipitación.

Para el monitoreo de la respiración del suelo se utilizó un equipo de monitoreo de CO₂, LI6400 XP (LI-COR), equipado con una cámara para respiración de suelo 6400-09. Para el monitoreo, se colocaba la cámara sobre un anillo de PVC, previamente insertado 1 cm en el suelo y, se procedía a un drenado de CO₂ hasta alcanzar una concentración definida previamente. Posteriormente se permitía el aumento de la concentración de CO₂ dentro de la cámara, lo cual se medía a una frecuencia de 1 s. Se realizaron cuatro mediciones a lo largo del día por parcela, con mediciones mensuales de todo el estudio. Paralelamente, se monitoreó en cada parcela el contenido volumétrico de humedad del suelo mediante reflectometría (CS600, Campbell Sci.) y la temperatura de suelo con sensores de temperatura HOBO (HOBO MX2303).

Resultados y Discusión

En términos generales, las parcelas que incluyeron comunidades con una mezcla de gramíneas y herbáceas exhibieron mayores tasas de respiración a lo largo del año con relación a las tasas que mostraron parcelas con cubierta de *B. gracilis*, con excepción de un par de meses, donde se observó lo contrario (Figura 2).

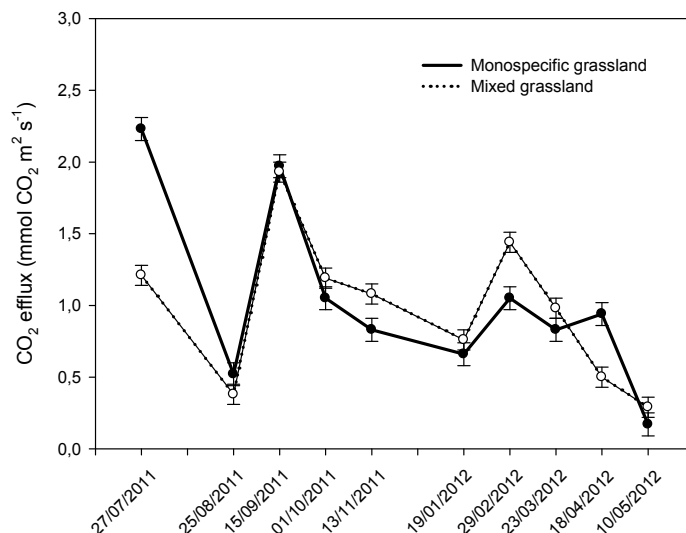


Figura 2. Resultados de parcelas experimentales.

Esto fue más evidente durante los meses de estiaje (octubre a mayo). También se detectaron mayores temperaturas de suelo, en los tratamientos con 50% reducción de la precipitación (22.7 °C vs, 22.1 °C for 50_{reduced} % y control, respectivamente), así como en las parcelas con la mezcla durante el estiaje. También, las parcelas con *B. gracilis* exhibieron 1 a 2% mayor contenido de humedad en suelo. Por su parte la tasa de respiración como función del contenido volumétrico de agua difirió entre la mezcla de gramíneas y las parcelas de *B. gracilis* (Figura 3).

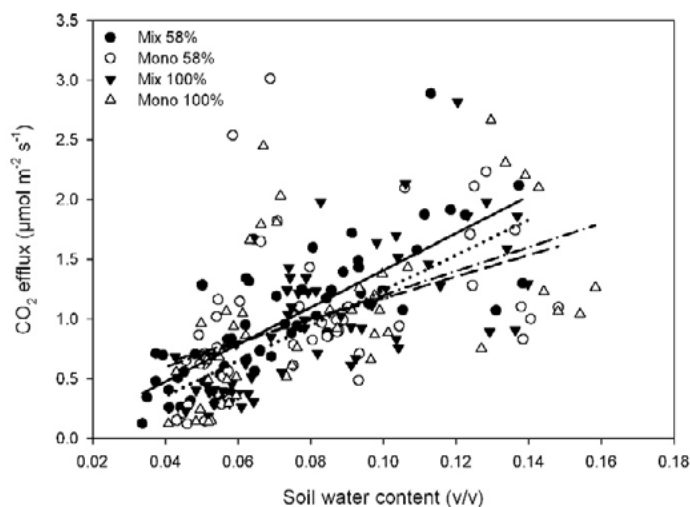


Figura 3. Tasa de respiración como función del contenido volumétrico de agua.

Finalmente, el contenido volumétrico de agua ejerció mayor control sobre las tasas de respiración que las temperaturas del suelo, así contribuyendo hasta un 88% de control comparado al 12% ejercido por la temperatura (Figura 4).

Si bien, el mayor control de la respiración del suelo se observó en lo general por las variaciones en el contenido volumétrico de agua, no se observaron diferencias importantes en la respuesta de Rs entre tipos de cubierta vegetal. Se presume que los suelos de estos pastizales pueden exhibir una gran capacidad de mantenimiento de agua y esto podría amortiguar los efectos de sequía anual. En su defecto es posible

que exista una Fuente alterna de humedad, como podría ser el uso del agua de la neblina y rocío o de alguna capa petrocálcica en el sustrato (*e.g.*, tepetate). Ambas fuentes podrían contribuir a reducir el impacto de la sequía.

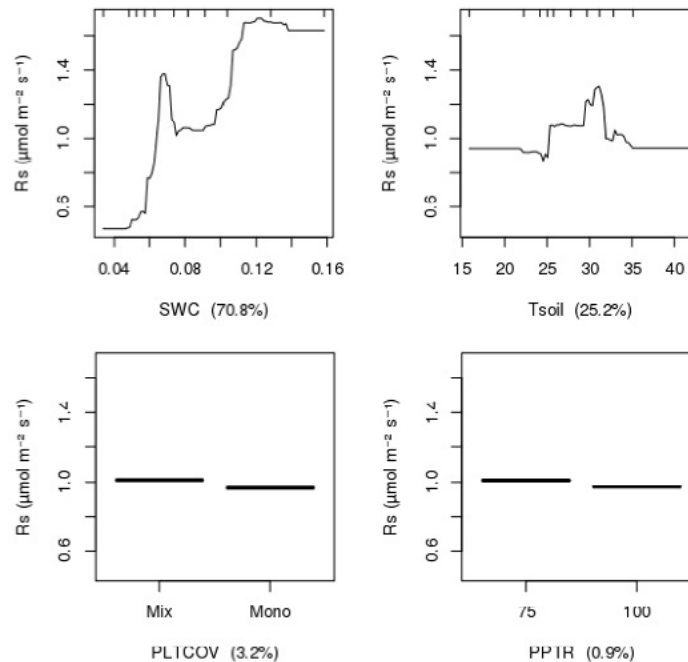


Figura 4. Contenido volumétrico de agua que ejerció mayor control sobre las tasas de respiración que las temperaturas del suelo.

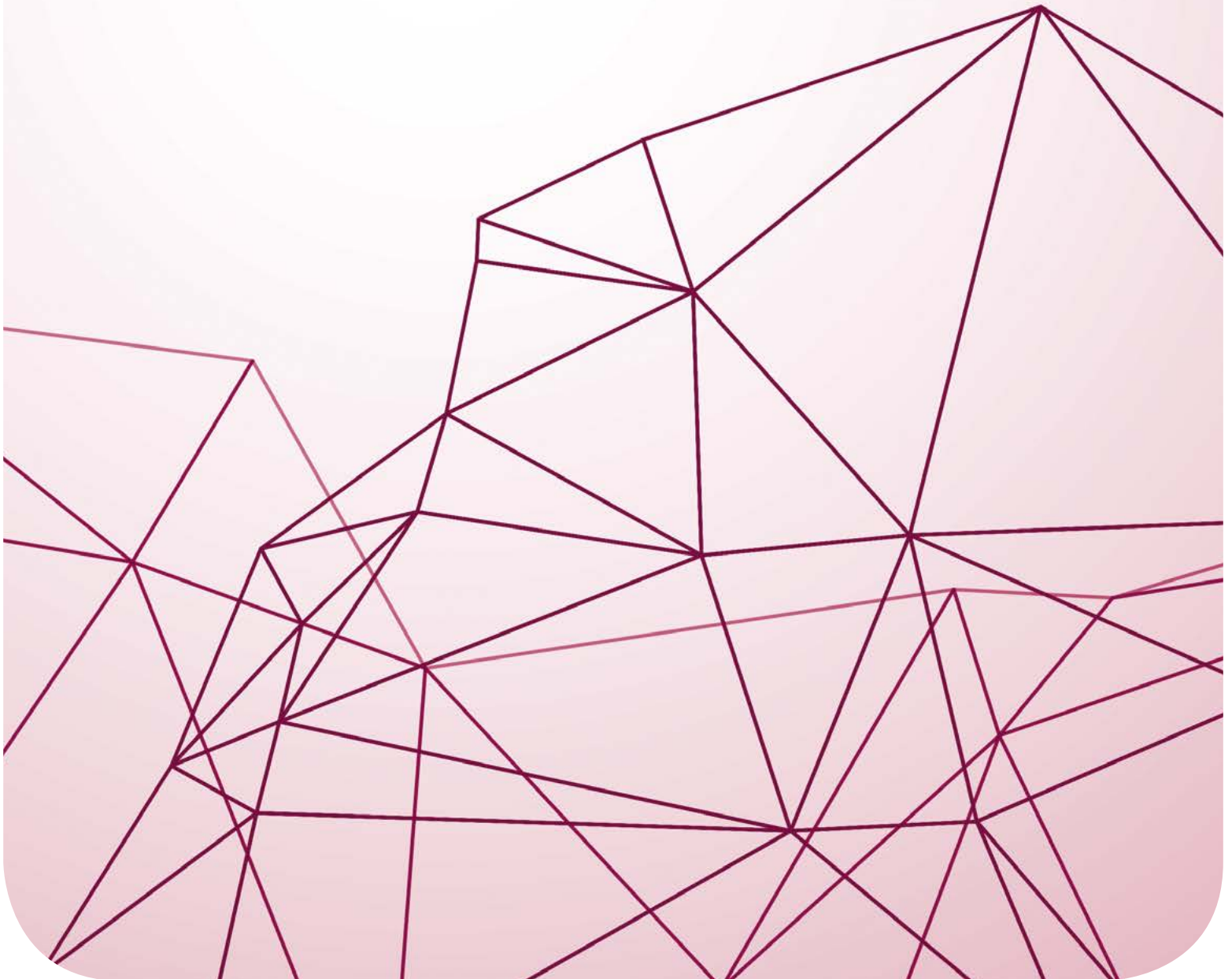
Conclusiones

Los resultados sugieren que el bioma de pastizal mostraría una gran resiliencia a los escenarios de reducción de la precipitación, la cual ocurriría gracias a una gran capacidad del suelo para retener humedad o al aprovechamiento del agua atmosférica (*e.g.*, niebla) o agua almacenada en un sustrato geológico (*e.g.*, tepetate). De cualquier manera, la pérdida de la especie clave y su reemplazo por una mezcla de especies habitualmente subordinadas, si causaría ligeros incrementos en las emisiones de CO_2 a la atmósfera, lo aunado a las grandes superficies del bioma de pastizal a nivel global, podrían ser importantes fuentes de CO_2 .

Literatura citada

- Delgado-Balbuena, J., J. T. Arredondo, H. W. Loescher, 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 DOI:10.5194/bg-10-4673-2013.
- Medina-Roldán, E., J. T. Arredondo-Moreno, E. García-Moya and F. M. Huerta-Martínez. 2007. Soil Water content dynamics along a range condition gradient in a shortgrass steppe. *Rangeland Ecology & Management* 60:79–87 DoI:10.2111/05-219R2.1.
- Yahdjian, L. and O. E. Sala. 2002. A rainout shelter design for intercepting different amounts of rainfall. *Oecologia* 133:95–101. DOI:10.1007/s00442-002-1024-3.

2 Bioenergía



2.1 Comparación del tipo de cultivo en la producción de biodiésel a partir SCO

Niehus Xochitl¹ y Sandoval Georgina¹

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ). Av. Normalistas 800, Col. Normalistas, CP 44270, Guadalajara, Jalisco,
Autor para correspondencia: gsandoval@ciatej.mx, gsandoval@confluencia.net

Resumen

En el caso del biodiésel, la principal limitante para su uso a nivel mundial es la escasez y el alto costo de la materia prima (aceites y grasas). Los aceites producidos por levaduras son una alternativa como materia prima, sobre todo cuando se utilizan residuos como nutrientes. En este trabajo se propone el uso de glicerol crudo, que es el principal residuo del biodiésel, como fuente de carbono para la producción de lípidos microbianos con su posterior conversión a biodiésel, de tal manera que se recicla el carbono en el mismo proceso. En cultivo por lote se obtiene un rendimiento de 0.17 g aceite/g glicerol, mientras que en cultivo alimentado con la misma cepa de levadura oleaginoso, se obtiene un rendimiento de 0.20 g aceite/g glicerol, que es equivalente a reutilizar el 70% del carbono proveniente del glicerol en el mismo proceso. En cuanto al balance energético, se obtiene un rendimiento de 22.2 kJ/g aceite, que corresponde a 4.5 veces la energía necesaria para su elaboración.

Palabras clave: *levaduras oleaginosas; biocombustibles; uso de residuos.*

Abstract

In the case of biodiesel, the main drawback to be used worldwide is the raw materials (oils and greases) shortage and high cost. Oils from yeasts are an alternative raw material, above all when they residues are used. In this work, the use of crude glycerol, which is the main residue of biodiesel, as carbon source to produce microbial lipids and its later conversion to biodiesel, in such a way that the carbon is recycled in the same process. In batch culture a yield of 0.17 g oil/g glycerol is obtained, this is equivalent to reuse 77% of glycerol carbon in the same process. While in fed-batch culture, a yield of 0.17 g oil/g glycerol is obtained, this is equivalent to reuse 80% of glycerol carbon in the same process. In the energy balance a yield of 22.2 kJ/g oil is obtained, this corresponds to 4.5 times the energy needed to produce it.

Key words: *oleaginous yeasts; biofuels; waste use.*

Introducción

El biodiésel que es uno de los principales biocombustibles líquidos, se plantea como alternativa al diésel fósil y se define como una mezcla de monoacilésteres de ácidos grasos de cadena larga derivados de grasas o aceites de origen vegetal o animal, con ciertos aditivos y que cumple con las normas EN 14214 (Europa) y ASTM D6751 (Estados Unidos).

Entre las ventajas conocidas del biodiésel sobre el diésel fósil se encuentra la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (alrededor de 70%), partículas pesadas y compuestos azufrados entre otras (EBRAC, 2006; EPA, 2002). Además presenta otras muchas ventajas, tales como que los motores tradicionales diésel no requieren mayores modificaciones para funcionar con biodiésel, reduce la dependencia del petróleo, tiene un balance positivo de energía mayor que cualquier otro biocombustible y es un combustible comprobado como viable y sustentable.



Entre las desventajas de este biocombustible, se puede mencionar su alto precio debido principalmente a que la materia prima aporta alrededor del 88% de los costos de producción (Haas *et al.*, 2006), además de que en los últimos años se ha presentado un aumento de un 200% en el precio de los aceites vegetales (FAO-ONU, 2008). Por otro lado, los aceites vegetales comúnmente utilizados para su elaboración presentan el dilema ético del uso de productos alimenticios o implican el uso de grandes extensiones de tierra arables y agua de riego para elaborar combustibles mientras aún exista hambruna en el mundo. De tal manera que para obtener beneficios ambientales reales se deben utilizar biocombustibles avanzados (de segunda y tercera generación), que son aquellos que provienen no de alimentos sino de residuos (Sandoval, 2010; Tilman *et al.*, 2009).

Los microorganismos, en general, se consideran oleaginosos si son capaces de acumular lípidos a más del 20% de su peso celular seco aunque algunos pueden acumular un 70% o más (Ratledge, 1991). Los lípidos son acumulados intracelularmente en forma de gotas de aceite, consistiendo en su mayor parte (más del 80%) en triglicéridos. Los aceites de microorganismos (también llamados aceites unicelulares o SCO por sus siglas en inglés, “Single Cell Oils”) constituyen una alternativa prometedora como materia prima para la producción de biodiésel (Vicente *et al.*, 2009), las levaduras oleaginosas son de particular interés para este fin, ya que los lípidos que producen presentan una composición y características similares a las de los aceites vegetales comunes, además de que son capaces de utilizar una gran cantidad de fuentes de carbono como sustrato, entre ellas el glicerol, para producir lípidos y su cultivo es relativamente sencillo. De esta manera, los lípidos obtenidos de levaduras oleaginosas presentan diversas ventajas sobre los aceites vegetales como materia prima para la producción de biodiésel o bioturbosina, como son el no competir con la alimentación humana, mayores rendimientos en menor tiempo y área, el cultivo no es afectado por el lugar de crecimiento ni el clima, menor requerimiento de agua y no desgastan tierras cultivables.

Por otro lado, cabe mencionar que durante la producción de biodiésel, también es producido como co-producto un 10% masa de glicerol, el cual necesita ser purificado para ser utilizado en las aplicaciones comunes del mismo, por tal motivo, en un trabajo anterior se planteó el uso de este glicerol crudo en la producción de lípidos microbianos y biodiésel, con el objetivo de reciclar el carbono en el mismo proceso (Niehus y Sandoval, 2015).

El objetivo principal de este trabajo es realizar un balance energético y de carbono de la producción de biodiésel a partir de lípidos microbianos, producidos a su vez utilizando como fuente de carbono el glicerol residual del proceso. Además de realizar una comparación con el biodiésel producido a partir de aceites vegetales y el uso de suelo necesario.

Materiales y Métodos

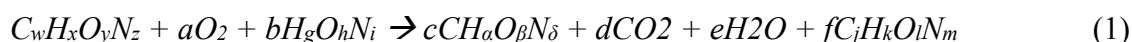
Cepa y condiciones de cultivo

La levadura de trabajo corresponde a la Y-50997, aislada en CIATEJ. La producción de lípidos se realizó en un biorreactor de 3 l con 2 l de medio. El preinóculo, inóculo y cultivo se realizó a las condiciones y concentraciones reportadas en (Niehus y Sandoval, 2015).

Balance de masa y energía

El cultivo en biorreactor se realizó por lotes, que es el modo de cultivo más utilizado para levaduras en medio líquido debido a su simplicidad. En este sistema no existe entrada ni salida de nutrientes o productos, con lo que se considera dentro de un régimen transitorio.

La Ecuación 1 del balance elemental del crecimiento microbiano puede ser escrita como (Shuler y Kargi, 1992).



donde, $C_wH_xO_yN_z$, $H_gO_hN_i$, $CH_\alpha O_\beta N_\delta$ y $C_jH_kO_lN_m$ denotan la composición elemental del sustrato, nitrógeno, biomasa celular y producto respectivamente. Para levaduras oleaginosas el producto (lípidos) se encuentra dentro de las células y por tanto $CH_\alpha O_\beta N_\delta$ está relacionado con la masa celular más lípidos por lo que el término $C_jH_kO_lN_m$ no es utilizado para este estudio. De esta manera el balance de carbono queda conforme a la Ecuación 2.

$$l = c + d + f \quad (2)$$

donde, c es el rendimiento de carbono de la biomasa y f es el producto del rendimiento de carbono. El balance de ambos lados de la ecuación 1 con respecto a los electrones disponibles está dado por la Ecuación 3.

$$\gamma_S + a(-4) = c\gamma_B + f\gamma_P \quad (3)$$

En la que intervienen las Expresiones 4, 5 y 6.

$$\gamma_S = 4 + x - 2y \quad (4)$$

$$\gamma_B = 4 + \alpha - 2\beta - 3\delta \quad (5)$$

$$\gamma_P = 4j + k - 2l - 3m \quad (6)$$

donde, el grado de reductancia (γ) es el número equivalente de los electrones disponibles por cada átomo gramo, basado en átomos de carbono (4), hidrógeno (1), oxígeno (-2) y nitrógeno (-3) (Shuler y Kargi, 1992).

Se utilizó la composición elemental de la biomasa seca para estimar el término $\eta \cdot \eta$, el cual representa el rendimiento energético de la formación de la biomasa y es la relación del calor producido por la oxidación de la biomasa entre el sustrato utilizado, en donde la oxidación resulta de la oxidación de CO_2 , H_2O y NH_3 (Minkevich y Eroshin, 1973). De acuerdo a Erickson *et al.* (1978) puede ser correlacionada con el rendimiento de la biomasa $Y_{X/S}$ (Ecuación 7).

$$\eta = (\sigma_B \gamma_B / \sigma_S \gamma_S) Y_{X/S} \quad (7)$$

donde, σ_B y σ_S son las fracciones en peso de carbono en el sustrato y la biomasa, respectivamente.

El calor de combustión puede ser calculado a partir de la composición elemental de la biomasa con la Ecuación 8 (Meier *et al.*, 1986) con un 5% de margen de error.

$$Q_c = 33.5 (C\%) + 142.3 (H\%) - 15.4 (O\%) - 14.5 (N\%) \quad (8)$$

donde, C, H, O y N son los pesos correspondientes a los elementos por gramo de biomasa.

Medición de la composición elemental de la biomasa

La medición de la composición elemental de la biomasa se realizó a partir de muestras de biomasa obtenida del cultivo de la levadura, libre de agua.

Resultados y Discusión

El cultivo de la levadura se detuvo a las 72 h en el cultivo por lotes y a las 120 h en el cultivo por lote alimentado.

En el Cuadro 1 se presentan las concentraciones y porcentajes máximos de biomasa y lípidos obtenidos además de los parámetros cinéticos obtenidos durante el cultivo. El parámetro r_P es medido en la fase de aceleración de la producción de lípidos como la pendiente de la fase, este factor, además de velocidad específica de crecimiento (μ) son de gran importancia, ya que en un modo de cultivo continuo se utilizan como referencia para mantener en ese estado a la levadura y obtener los valores máximos de producción de lípidos durante largos periodos de tiempo. Se puede observar que la levadura presenta un porcentaje de lípidos de $55 \pm 1.0\%$ con lo que se cumple el criterio para llamarla oleaginosas (Ratledge, 1991).

Cuadro 1. Parámetros del cultivo de la levadura Y-50997 en biorreactor de 2 L.

| Parámetro | Lote | Lote alimentado |
|-------------------------------------|-------------|-----------------|
| Biomasa (peso seco, g/L) | 9.4 ± 0.2 | 10 ± 0.3 |
| Porcentaje de lípidos (% peso seco) | 55 ± 1.0 | 55 ± 1.0 |
| Lípidos (g/L) | 5.2 ± 0.2 | 5.5 ± 0.2 |
| $Y_{P/S}$ (g lípidos/g glicerol) | 0.17 ± 0.01 | 0.20 ± 0.01 |
| $Y_{X/S}$ (g biomasa /g glicerol) | 0.31 ± 0.01 | 0.34 ± 0.01 |
| μ (h ⁻¹) | 0.11 ± 0.02 | 0.35 ± 0.02 |
| r_P (g lípidos / L*h) | 0.13 ± 0.02 | 0.16 ± 0.02 |

r_P =velocidad volumétrica de producción de lípidos, $Y_{P/X}$ =rendimiento del producto sobre biomasa $Y_{P/S}$ =rendimiento del producto (lípidos) sobre el sustrato o fuente de carbono (glicerol), μ velocidad específica de crecimiento.

El valor teórico para el rendimiento del producto (lípidos) sobre el sustrato (glicerol) $Y_{P/S}$ es de 0.3 g de lípidos por gramo de glicerol ya que alrededor de 32 moles de glicerol son utilizados para producir un mol de trioleoilglicerol o trioleína (Yang *et al.*, 2014). El valor obtenido de $Y_{P/S}$ en el Cuadro 1 es menor que dicho valor teórico, más es cercano a él y similar a otros reportados como buenos o mejorados (Yang *et al.*, 2014).

Los valores de los rendimientos $Y_{P/S}$ y $Y_{X/S}$ indican que el 31-34% en peso del glicerol añadido se va directamente a biomasa y el 17-20% a lípidos respectivamente. Correspondiendo los valores mayores al cultivo por lote alimentado.

El rendimiento de la reacción de transesterificación enzimática planteada con los lípidos obtenidos corresponde a un 96% de conversión de los lípidos a biodiésel (Niehus y Sandoval, 2015).

De tal manera en un balance global de carbono de la reacción de biodiésel acoplada a la producción de lípidos con el glicerol residual usando la levadura Y-50997 se mejora el rendimiento global del carbono a biodiésel en un 10%.

Balance de masa y energía

Para la biomasa con una composición elemental teórica de 51% carbono, 7.5% hidrógeno, 34% oxígeno y 2% nitrógeno, corresponde a una fórmula elemental de $CH_{1.8}O_{0.5}N_{0.03}$. De tal manera que de acuerdo a los datos obtenidos en el Cuadro 1 y a las ecuaciones 1 a 8 se obtienen los valores presentados en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Parámetros calculados para balances energéticos.

| Parámetro | Lote | Lote alimentado |
|--------------|------|-----------------|
| γ_S | 4.67 | 4.67 |
| γ_B | 4.71 | 4.71 |
| η | 0.40 | 0.46 |
| Q_c (kJ/g) | 22.2 | 22.2 |

γ_S =grado de reductancia del sustrato (glicerol), γ_B =raro de reductancia de la biomasa, η =rendimiento energético de la formación de la biomasa, Q_c =calor de combustión.

El valor del rendimiento energético de la formación de la biomasa (η) indica el 53% de la energía que puede aportar el glicerol es aprovechada y utilizada para la formación directa de biomasa y por ende de lípidos microbianos. De esta manera, entre mayor sea el contenido de lípidos intracelulares, mayor será el rendimiento energético del proceso global.

El valor obtenido de calor de combustión (Q_c) corresponde alrededor del 49% del contenido energético del diésel fósil (45.4 kJ/g), por lo que es un valor interesante para cuestiones de producción de biocombustibles y escalamiento de procesos.

Tomando como base lo propuesto por Zhang *et al.* (2013), se calcula que el costo energético para la producción de biodiésel a partir de estos los aceites microbianos, con el proceso propuesto en este trabajo,

corresponde aproximadamente a 5 kJ/g, por lo que al considerar los valores obtenidos el balance energético es positivo y corresponde a 4.5 veces la energía necesaria para su elaboración.

Conclusiones

Los resultados deberán ser analizados e interpretados objetivamente en congruencia también con los objetivos y metodologías descritas en las secciones precedentes.

Es posible utilizar glicerol de biodiésel como única fuente de carbono para la producción de aceites microbianos con la levadura estudiada sin importar la presencia de impurezas en el glicerol (como restos de materia prima, de biodiésel, del alcohol, del catalizador o del medio de reacción), con lo que no se adiciona costo de pretratamiento a esta fuente de carbono. Se obtiene un rendimiento de 0.17-0.2 g aceite/g glicerol que es equivalente al 70% del valor teórico (siendo el valor mayor para el cultivo por lote alimentado) y, por tanto, equivalente a reutilizar el 70% del carbono en el mismo proceso.

Agradecimientos

A CONACYT por la beca de doctorado otorgada a Xochitl Niehus y por el apoyo financiero al proyecto FSE-250014. A la Red Temática del PMC por los apoyos recibidos.

Literatura citada

- EBRAC. 2006. Biofuels in the European Union. A vision for 2030 and beyond. Luxembourg, European Biofuels Research Advisory Council (EBRAC).
- EPA. 2002. A Comprehensive Analysis of Biodiesel Impacts on Exhaust Emissions, Assessment and Standards Division Office of Transportation and Air Quality U.S. Environmental Protection Agency.
- Erickson, L. E., S. E. Selga and U. E. Viesturs. 1978. Application of mass and energy balance regularities to product formation. *Biotechnology and Bioengineering* 20(10):1623-1638.
- FAO-ONU. 2008. Aumento de los precios de los alimentos: hechos, perspectivas, impacto y acciones requeridas. Conferencia de alto nivel sobre la seguridad alimentaria mundial: los desafíos del cambio climático y la bioenergía. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma.
- Haas, M. J., A. J. McAloon, W. C. Yee and T. A. Foglia. 2006. A process model to estimate biodiesel production costs. *Bioresource Technology* 97(4):671-678.
- Meier, D., D. R. Larimer and O. Faix. 1986. Direct liquefaction of different lignocellulosics and their constituents: 1. Fractionation, elemental composition. *Fuel* 65(7):910-915.
- Minkevich, I. G. and V. K. Eroshin. 1973. Productivity and heat generation of fermentation under oxygen limitation. *Folia Microbiologica* 18(5):376-385.
- Niehus, X. y G. Sandoval. 2015. Aceites microbianos a partir de glicerol de biodiésel: reciclando el carbono residual del proceso para la obtención de biocombustibles avanzados. *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. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. pp. 629-636.*
- OWA. 2013. Oil World Annual 2013. The Independent Forecasting Service for Oilseeds, Oils & Meals. <http://www.oilworld.biz>.
- Ratledge, C. 1991. Microorganisms for lipids. *Acta Biotechnologica* 11(5):429-438.
- Rivera, I., G. Villanueva and G. Sandoval. 2009. Biodiesel production from animal grease wastes by enzymatic catalysis. *Grasas Aceites* 60(5):468-474.
- Sandoval, G. 2010. Biocombustibles avanzados en México, Cuaderno temático REMBIO.
- Shuler, M. L. and F. Kargi. 1992. Bioprocess engineering: basic concepts, Prentice Hall.
- Tickell, J. and K. Tickell. 2003. From the Fryer to the Fuel Tank: The Complete Guide to Using Vegetable Oil as an Alternative Fuel. USA, GreenTeach Publishing.
- Tilman, D., R. Socolow, J. A. Foley, J. Hill, E. Larson, L. Lynd, S. Pacala, J. Reilly, T. Searchinger, C. Somerville and R. Williams. 2009. Beneficial Biofuels—The Food, Energy, and Environment Trilemma. *Science* 325(5938):270-271.
- Vicente, G., L. F. Bautista, R. Rodríguez, F. J. Gutierrez, I. Sadaba, R. M. Ruiz-Vazquez, S. Torres-Martinez and V. Garre. 2009. Biodiesel production from biomass of an oleaginous fungus. *Biochemical Engineering Journal* 48(1):22-27.
- Yang, X., G. Jin, Z. Gong, H. Shen, F. Bai and Z. K. Zhao. 2014. Recycling biodiesel-derived glycerol by the oleaginous yeast *Rhodospiridium toruloides* Y4 through the two-stage lipid production process. *Biochemical Engineering Journal* 91(0):86-91.



2.2 Alternativas de mitigación de CO₂ por el uso de leña en Villaflores, Chiapas, México

López-Cruz Alonso^{1,2}; Gómez-Castro Heriberto¹; Aryal Deb R.³ y Pinto-Ruiz Rene¹

¹Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Km 84.5 carretera Ocozocoautla-Villaflores, CP 30470, Ciudad de Villaflores, Chiapas, México.

²Biodiversidad, Medio Ambiente, Suelo y Agua A.C. 5ª oriente norte No. 37, CP. 30470, ciudad de Villaflores, Chiapas, México.

³CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Carretera Ocozocoautla, Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas.

Autor para correspondencia: alonsoloc@hotmail.com

Resumen

Uso de leña como combustible en zonas rurales es una fuente importante de emisiones de CO₂ y deforestación. En este estudio, se analizaron retrospectiva y prospectivamente el uso de recursos forestales como combustible y el efecto de alternativas para mitigar el CO₂ emitido por el uso de leña. Se desarrolló la dinámica histórica del uso de suelo en un periodo de veinte años para evaluar la pérdida de áreas forestales en dos comunidades de Chiapas. Para medir el consumo de leña e impacto de las alternativas tecnológicas se midió el consumo de leña con el fogón tradicional y posteriormente con el uso del fogón ecológico. Se realizaron regresiones lineales, ANOVA y comparación de medias mediante Tukey para analizar los datos. El consumo de leña con el fogón tradicional fue 1712 kg mes⁻¹ familia⁻¹, lo que significan 3139 Kg de CO₂, mientras, con el fogón ecológico el consumo fue 896 kg de leña mes⁻¹ familia⁻¹, que se traduce a 1643 kg de CO₂, esto significa un reducción del 44% de CO₂. Una hectárea de banco dendroenergético puede abastecer la necesidad de leña de una familia en cuatro años de establecimiento.

Palabras clave: *cambio de uso de suelo; fogones ecológicos; bancos dendroenergéticos.*

Abstract

Use of fuelwood in rural areas is an important source of CO₂ emissions and deforestation. In this study, the use of forest resources as fuel and the effect of alternatives to mitigate CO₂ emitted by the use of fuelwood were retrospectively and prospectively analyzed. The historical dynamics of land use in a period of twenty years was developed to evaluate the loss of forest areas in two communities of Chiapas. In order to measure the consumption of fuelwood and the impact of the alternative technologies, the consumption of fuelwood with the traditional stove and later with the use of the ecological stove was measured. For data analysis, linear regressions, ANOVA and comparison of means by Tukey were performed. The consumption of fuelwood with the traditional stoves was 1712 kg per family⁻¹ month⁻¹, which meant 3138.7 kg of CO₂, while with the ecological stove the consumption was 896.3 kg of fuelwood month⁻¹ family⁻¹, equivalent to 1643.2 kg CO₂, this means a reduction of 44% of CO₂. One hectare of dendroenergy bank can supply the firewood need of a family within four years of establishment.

Key words: *land use change; ecological stoves, dendroenergy banks.*

Introducción

Uso de leña como combustible puede ser una fuente significativo de emisiones de CO₂ y degradación

de ecosistemas naturales a escala local o regional. Entre 25 y 28 millones de habitantes en México cocinan con leña, de las cuales 19 millones utilizan la leña como única fuente combustible para la cocina (Masera y Fuentes, 2006). Se utiliza comúnmente el fogón abierto para cocinar, calentar o hervir el agua y demás actividades domésticas en zonas rurales de México. Masera en 1993 estimó un consumo anual de 22.2 millones de toneladas de leña en México, de los cuales 93% fue consumida por el sector doméstico. Existen alternativas tecnológicas que pueden contribuir a mitigar las emisiones de CO₂, como es el caso de los sistemas de producción de leña (bancos dendroenergéticos) y los fogones ecológicos. Masera y Navia 1997, reportaron ahorros desde un 34% hasta un 40%; abriendo así la posibilidad para que las comunidades desarrollen alternativas que sean de fácil adopción y que garanticen una operación limpia, económica y ecológica minimizando el efecto ambiental en la generación de bienes y servicios necesarios para el desarrollo de su vida diaria. Evaluación de las emisiones de CO₂ y deforestación o degradación forestal relacionada con el consumo de leña en la escala de comunidad no se ha estudiado mucho en Chiapas. No obstante, en los avances del municipio de Villaflores no se cuenta con suficiente información del efecto de las alternativas tecnológicas en las reducciones de las emisiones de CO₂, captura de carbono atmosférico y reducción del uso de leña. Ante esta situación, el objetivo de este estudio fue analizar de manera retrospectiva y prospectiva el uso de recursos forestales como combustible y el efecto de alternativas tecnológicas en la reducción de la emisión de CO₂ por el uso de leña en dos comunidades indígenas de Villaflores, Chiapas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra dentro la cuenca el Río El Tablón en el municipio de Villaflores; el cual se localiza en los límites de la Depresión Central y de la Sierra Madre de Chiapas, predominando el relieve montañoso (Figura 1). Sus coordenadas geográficas son 16°14.0' N y 93°16.0' W. Limita al norte con Suchiapa, Jiquipilas y Ocozocoautla, al este con Chiapa de Corzo y Villa Corzo, al sur con Villa Corzo y Tonalá, al oeste con Jiquipilas y Arriaga. Su extensión territorial es de 1232.10 km², lo que representa el 14.82% de la superficie de la región Frailesca y el 1.63% de la superficie estatal, su altitud es de 540 m s.n.m. (CEIEG-Chiapas, 2016).

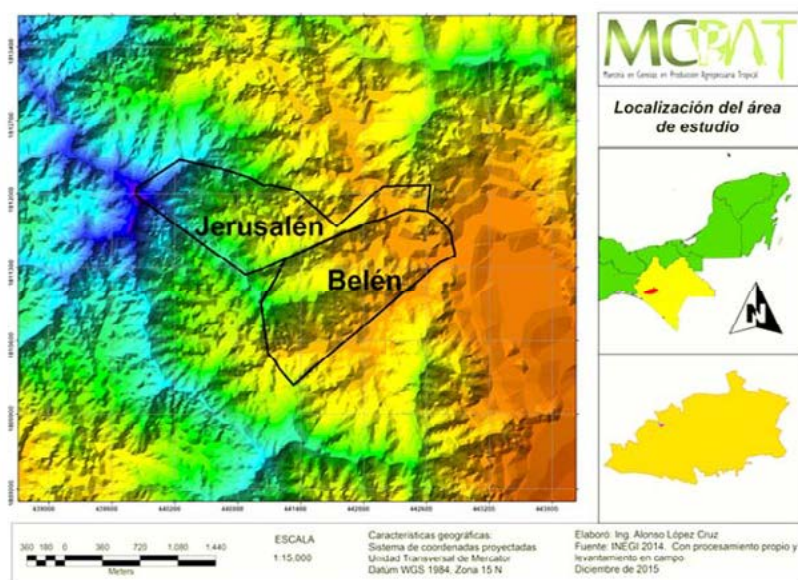


Figura 1. Localización del área de estudio.

Las principales corrientes del municipio son: los ríos perennes el Tablón, la Dispensa, San Lucas, Santo Domingo y Tres Picos, entre otros. El municipio se encuentra dentro de las subcuencas Suchiapa y Santo Domingo (de la cuenca Río Grijalva Tuxtla Gutiérrez). Su clima varía según la altitud: cálido subhúmedo con lluvias en el verano y semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano.

La parte alta de esta cuenca se encuentra dentro del polígono de la Reserva de la Biosfera la Sepultura (REBISE). El estudio se realizó en las comunidades de Belén y Jerusalén, municipio de Villaflores, Chiapas, las cuales se localizan a 93°32'21.69" de longitud Oeste y 16°23'04.5" de latitud Norte (SRA, 2008).

Metodología

Para determinar la dinámica de uso de suelo se realizaron talleres con productores quienes dibujaron en un mapa base los usos de suelo en el año 1995 y 2005. Para el año 2015 se realizó un recorrido por el territorio de las comunidades y se elaboró un mapa de vegetación y uso actual del suelo. Posteriormente, se analizaron cada uno de los mapas de vegetación y uso de suelo en el programa Arc Gis v9.3 para determinar las superficies de cambio.

Para obtener el volumen de leña que se consume, se seleccionaron 10 familias que decidieron participar de forma voluntaria; para esto, se hizo un acomodo de la pila de leña en medio de dos bases para poder medir el largo (l), ancho (a) y alto (h), estas mediciones se realizaron semanalmente durante un periodo de 2 meses. Posteriormente, se construyeron fogones ecológicos tipo LORENA para determinar la reducción en el consumo de leña, al igual que el consumo anterior, estos datos se tomaron durante dos meses y se analizaron a través de la Fórmula 1.

$$V=l*a*h*Ca \quad (1)$$

donde, V es el volumen de la pila de leña en m^3 ; l la longitud de la pila de leña en metros; a el ancho de la pila de leña en metros; h el alto de la pila de leña en metros y Ca el factor de ajuste por los huecos entre la leña (0.7 si es leña en raja o 0.5 si es leña en brazuelo).

Para calcular el peso de la leña se tomó en consideración la densidad de madera (g/cm^3), utilizando la Fórmula 2.

$$P=V*Dn \quad (2)$$

donde, P es el peso de la madera; V el volumen y Dn la densidad aparente.

Posteriormente, se calculó la cantidad de C acumulado en la madera a través de la Fórmula 3.

$$C_{kg}=P_{kg}*0.5 \quad (3)$$

donde: C_{kg} es el carbono en kg; P_{kg} los kilogramos de madera y 0.5 la fracción de carbono en la madera (50% aproximadamente).

Para determinar la cantidad de emisión de CO_2 por el consume de leña, se utilizó la Fórmula 4.

$$CO_2=C_{kg}*(CO_{2pm}/C_{pm}) \quad (4)$$

donde, CO_2 es el dióxido de carbono en kg; C_{kg} el carbono en kilogramos; CO_{2pm} el peso molecular del dióxido de carbono y C_{pm} el peso molecular del Carbono.

La diferencia del consumo de leña sin y con los fogones ecológicos fue utilizada para estimar el ahorro de leña y reducción de emisión de CO_2 . Los datos fueron reportados como kilogramos de CO_2 que dejan de emitir a la atmósfera por familia por mes, con el uso de los fogones ecológicos.

Resultados y Discusión

La dinámica del uso de suelo se presenta en el Cuadro 1, donde se observa que en Belén existe una pérdida de masa forestal del 69.65%, mientras que en Jerusalén la pérdida es del 14.56%. Asimismo, la superficie de agricultura se incrementó en ambas comunidades siendo para Belén el incremento del 260%

y el 36.29% para Jerusalén. Sin embargo, el cambio de uso de suelo en términos de superficie perdida de bosque, es similar al incremento en la superficie agrícola de ambas comunidades. Asimismo, se observa que la superficie deteriorada de bosques fue destinada para la agricultura. En el contexto de deforestación en Belén se observa que en la primera década la pérdida fue más severa con una disminución de 51 ha equivalente al 63% del área total de cambio. Mientras que en Jerusalén el total de cambio de bosque a agricultura sucedió en la primera década, posteriormente ya no hubo cambios.

Cuadro 1. Dinámica de uso de suelo del área de estudio.

| Localidad | Uso | Superficie (ha) | | | Cambio | |
|-----------|-------------|-----------------|-------|--------|--------|--------|
| | | 1995 | 2005 | 2015 | Ha | % |
| Belén | Bosque | 115.00 | 64.00 | 34.90 | -80.1 | -69.65 |
| | Agrícola | 30.00 | 78.00 | 108.00 | 78 | 260.00 |
| | Pastizal | 10.00 | 8.00 | 7.00 | 3 | -30.00 |
| | Zona urbana | 3.00 | 8.00 | 8.10 | 5 | 166.67 |
| Jerusalén | Bosque | 95.42 | 81.53 | 81.53 | -13.89 | -14.56 |
| | Agrícola | 35.00 | 47.70 | 47.70 | 12.7 | 36.29 |
| | Pastizal | 0.00 | 0.73 | 0.73 | 0.73 | |
| | Zona urbana | 4.50 | 4.96 | 4.96 | 0.46 | 10.22 |

El cambio antes mencionado se contempla en la Figura 2 donde se observan estos cambios en los tres momentos que se contemplaron para el estudio.

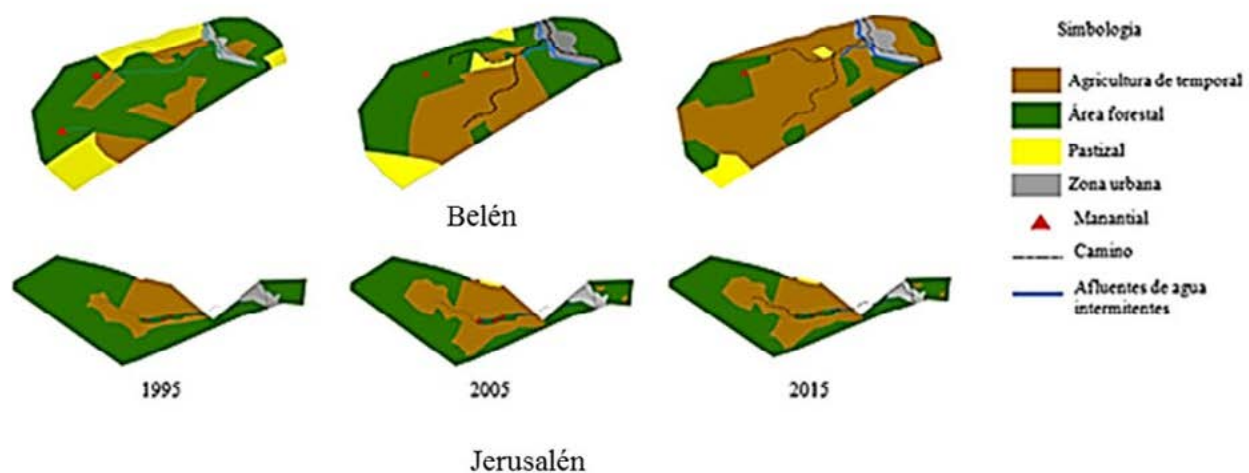


Figura 2. Comparación de la dinámica de uso de suelo.

En cuanto al consumo de leña, el fogón ecológico presentó un menor consumo y por lo tanto una menor producción de CO₂ hacia la atmósfera tal como se muestra en el Cuadro 2 con un ahorro del 43.7% misma reducción que se presenta en las emisiones de CO₂.

Cuadro 2. Consumo de leña y producción de CO₂ según tipo de fogón utilizado.

| Fogón | Consumo de leña | | | | Producción de CO ₂ | |
|-------------|--|------|--|------|--|-------|
| | m ³ mes ⁻¹ fam ⁻¹ | E.E. | kg mes ⁻¹ fam ⁻¹ | E.E. | kg mes ⁻¹ fam ⁻¹ | E.E. |
| Tradicional | 2.63 ^a | 0.09 | 1712.00 ^a | 64.8 | 3138.70 ^a | 118.8 |
| Ecológico | 1.37 ^b | 0.09 | 896.28 ^b | 64.8 | 1643.20 ^b | 118.8 |

Medias en columnas con distintas letras son diferentes significativamente (p≤0.01).

De acuerdo con resultados de Hughell (1990) presentados en el Cuadro 3, a partir del cuarto año se

puede aprovechar la plantación de *Gliricidia sepium* Jacq con una densidad de plantación de 2500 plantas ha⁻¹ para consumo de leña debido a que con una hectárea se puede solventar las necesidades de leña de una familia que corresponde a 10.75 t año⁻¹.

Cuadro 3. Producción de leña de un banco dendroenergético.

| Edad (años) | PSL (t ha ⁻¹) |
|-------------|---------------------------|
| 1 | 2.55 |
| 2 | 7.06 |
| 3 | 11.48 |
| 4 | 15.17 |
| 5 | 18.04 |

El impacto de los fogones ecológicos y los bancos dendroenergéticos se puede observar en la Figura 3, como sin alternativas de mitigación las áreas forestales se terminarían en el año 2023 y con la implementación de fogones se puede alargar el tiempo de vida de las áreas forestales y considerando los bancos dendroenergéticos se puede sostener dichas áreas. En Belén el impacto es mayor debido a que cuentan con menor superficie forestal y con mayor número de habitantes.

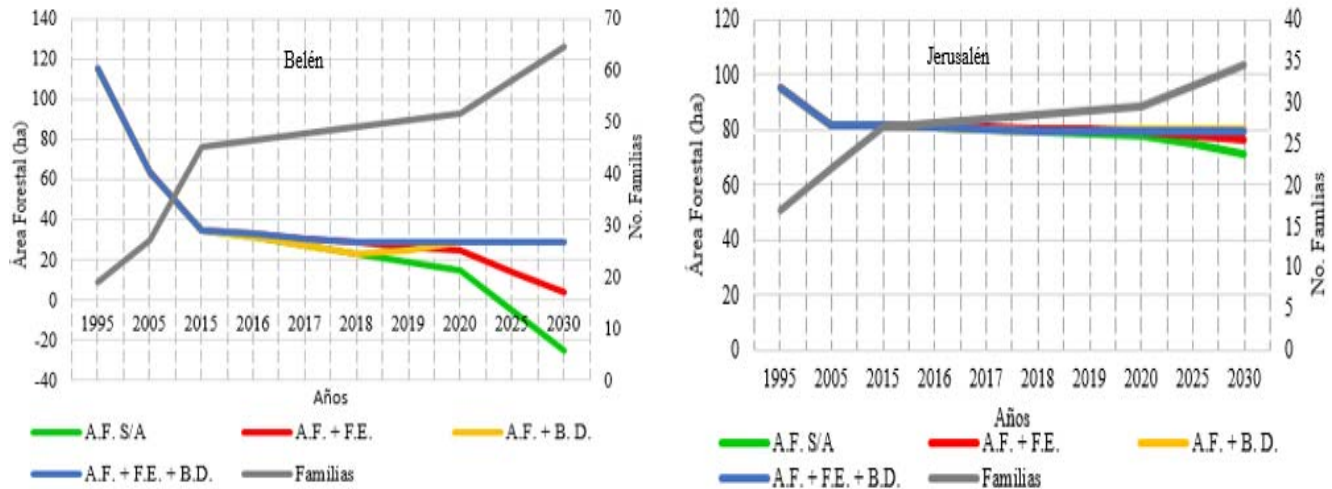


Figura 3. Comparación de la dinámica de uso de suelo.

Las actividades de apicultura en la comunidad de Jerusalén han ayudado en conservar los recursos forestales comparando con la comunidad de Belén, donde la deforestación fue severa.

Conclusiones

La dinámica del uso de suelo forestal en las comunidades es provocada principalmente por la tala que se realiza para la ampliación de áreas agrícolas y extracción de leña para uso doméstico, siendo es una fuente importante de emisiones de CO₂ y deforestación.

Resultado del análisis en retrospectiva y en prospectivamente del uso de recursos forestales como combustible y el efecto de alternativas para mitigar el CO₂ emitido por el uso de leña, arroja que el uso de fogones ecológicos no son la solución para el problema de la deforestación, debido a que únicamente reducen el consumo de leña, pero no recuperan la pérdida de las áreas forestales, toda vez que con la implementación de los fogones en la comunidad Belén, solo se logra prolongar el tiempo (del 2023 al 2031) para la eliminación completa de las áreas forestales.

El establecimiento de bancos dendroenergéticos puede contribuir a la estabilización de la pérdida de área forestal. De tal forma que al incluirlos en el plan comunitario de manejo y producción de recursos forestales, se pueda satisfacer la demanda de leña en los hogares en los próximos cuatro años y se disminuya la presión sobre las áreas forestales logrando con esto la regeneración natural y recuperación de las áreas deforestadas o degradadas.

Literatura citada

- CEIEG-Chiapas. 2016. Comité Estatal de Información, Estadística y Geografía de Chiapas. <http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/mapas/Inicio>.
- Hughell, D. 1990. Modelos para la predicción del crecimiento y rendimiento de *Eucalyptus camaldulensis*, *Gliricidia sepium*, *Guazuma ulmifolia* y *Leucaena leucecephala* en América Central.
- Masera, O. 1993. Sustainable fuelwood use in rural Mexico. Vol. I: Current patterns of resource use, LBL-34634 UC-000.
- Masera, O. y A. F. Fuentes G. 2006. Introducción. En: O. Masera-Cerutti (Coordinador). La Bioenergía en México, un catalizador del desarrollo sustentable. Comisión Nacional Forestal. Mundi-Prensa, México. pp. 1-6.
- Masera, O. y J. Navia. 1997. Fuel Switching or Multiple Cooking Fuels? Understanding Inter-Fuel Substitution Patterns in Rural Mexican Households. *Biomass and Bioenergy* 12(5):347-361.
- SRA. 2008. Carpeta básica ejidal. Plano de entrega de tierras. Secretaría de la Reforma Agraria, México.



2.3 Caracterización de aceites residuales como materia prima para biodiésel

Villanueva Gerardo¹ y Sandoval Georgina¹

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ). Av. Normalistas 800, Col. Normalistas, CP 44270, Guadalajara, Jalisco,
Autor para correspondencia: gsandoval@ciatej.mx; gsandoval@confluencia.net

Resumen

La principal limitante para su uso a nivel mundial del biodiésel es la escasez y el alto costo de la materia prima (aceites y grasas). Los aceites residuales son una excelente alternativa como materia prima ya que el biodiésel de esta fuente presenta las menores emisiones de gases de efecto Invernadero. Sin embargo, contienen impurezas, ácidos grasos libres, agua y otras sustancias que dificultan su conversión por el proceso alcalino convencional. En este trabajo se presentan resultados de caracterización de algunos parámetros que son clave para la selección y calificación de aceites y grasas residuales que son usadas en la producción de biodiésel, con el objetivo de conocer de manera rápida el contenido cualitativo de glicéridos e impurezas en estas materias primas.

Palabras clave: *biocombustibles; uso de residuos; gases de efecto invernadero; glicéridos e impurezas.*

Abstract

The main drawback for the worldwide use of biodiesel is the raw materials (oils and greases) shortage and its high cost. Waste oils and fats are an excellent alternative raw material, as its biodiesel has the lowest GHG emission. However, waste oils and fats contain free fatty acids and impurities that difficult its conversion to biodiesel by the conventional alkaline process. In this work, results of waste oils and fats characterization of key parameters are presented, with the aim to rapidly know the qualitative content of glycerides and impurities in such raw materials.

Key words: *biofuels; waste use; greenhouse gases; glycerides and impurities.*

Introducción

El biodiesel está definido como una mezcla de alquil ésteres de ácidos grasos de cadena, que cumple con las normas vigentes y se plantea como alternativa al diésel fósil.

Entre las ventajas conocidas del biodiésel sobre el diésel fósil se encuentra la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (alrededor de 70%), partículas pesadas y compuestos azufrados entre otras (EBRAC, 2006; EPA, 2002). Además presenta otras ventajas, tales como que los motores tradicionales diésel no requieren mayores modificaciones para funcionar con biodiésel, reduce la dependencia del petróleo, tiene un balance positivo de energía mayor que cualquier otro biocombustible y es un combustible comprobado como viable y sustentable.

Entre las desventajas de este biocombustible, se puede mencionar su alto precio debido principalmente a que la materia prima aporta alrededor del 88% de los costos de producción (Haas *et al.*, 2006), además de que en los últimos años se ha presentado un aumento de un 200% en el precio de los aceites vegetales (FAO-ONU, 2008).

Una estrategia es el uso de aceites y grasas residuales, los cuales además de no competir por tierras de cultivo y agua, son la materia prima que genera el biodiésel con menores emisiones de Gases de Efecto Invernadero (IRENA, 2016).

El método tradicional para producir biodiésel es la transesterificación por medio de catálisis química homogénea (principalmente con álcalis, aunque pueden tratarse también por vía enzimática (Acevedo *et al.*, 2015).

La variedad de las grasas y aceites residuales que llegan como materias primas a los productores de biodiésel es muy grande, ya que depende del origen de donde provienen, como freidoras, drenajes y trampas de grasas, plantas de tratamiento, rastrojo, cultivos oleaginosos, entre otros, haciendo que estas grasas contengan sólidos, solventes, agua, ácidos grasos libres, glicéridos, glicerina libre, polímeros, ceras, ácidos minerales, alcoholes, hidróxidos además de microbiología, etc; los cuales dificultan su conversión a biodiésel.

Por lo que es necesario el control de la calidad de las materias primas que entran al cualquier proceso para la producción de biodiésel, comenzando por características deseadas (masa que se pueda transformar en biodiésel) y evitar problemas típicos del proceso como la inactivación de catalizadores o formación de jabón debido al contenido de agua en esta materia prima.

Materiales y Métodos

Materiales

Se obtuvieron muestras de grasas residuales (principalmente “Brown Grease”, contenido mayor al 15% de ácidos grasos libre, AGL) con productores de biodiésel nacionales. Los alcoholes, estándares y solventes son grado reactivo. Todos los experimentos se hicieron por triplicado.

Sólidos

Las muestras se disuelven en una cantidad conocida de solvente, se filtran en papel filtro Whatman No. 3 previamente secado a peso constante y se registró la diferencia de peso después de evaporar el solvente hasta peso constante.

Humedad

Las muestras se secaron a 70 °C hasta peso constante.

Acidez titulable

Se titularon las muestras disueltas en etanol en un Titulador con un electrodo combinado de LiCl, con una solución valorada de 0.1M KOH.

Cromatografía de Capa Fina (TLC)

Se utilizaron placas para TLC de sílica en aluminio con una fase móvil hexano/etil éter/ácido acético.

Resultados y Discusión

Se evaluaron siete diferentes grasas, de tres tipos: i) grasas de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales o trampas de grasa, ii) grasas animales y iii) aceites vegetales usados en frituras. Se realizaron tres réplicas de cada análisis.

Los resultados de los análisis se muestran en el Cuadro 1 y en la Figura 1 se muestran fotografías de los sólidos retenidos por la filtración.

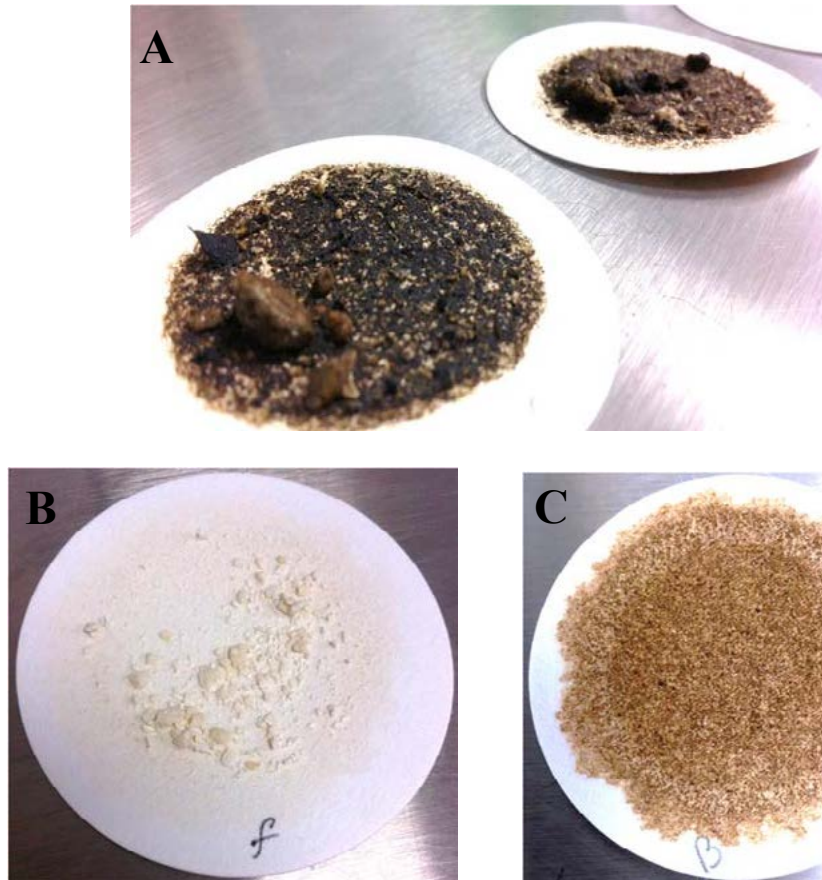


Figura 1. Sólidos retenidos en la filtración de materias primas. A Grasas de Plantas de tratamiento de Aguas, B. Grasas animales, C. Brown Grease.

Cuadro 1. Resultados de la caracterización de las grasas y aceites.

| Parámetro | Mínimo | Máximo | Desviación Estándar |
|-----------------------------|--------|---------|---------------------|
| % Sólidos | 0.82% | 56.37% | 0.0074 |
| % Agua y/o volátiles | 0.48% | 8.10% | 0.0010 |
| % AGL como ácido oleico | 3.32% | 76.75% | 0.0051 |
| Índice de acidez [mg KOH/g] | 6.5851 | 152.439 | 1.0107 |

La Figura 1 y Cuadro 1 muestran que las materias primas analizadas contienen cantidades de sólidos que pueden llegar a más del 50%, por lo que es imprescindible que los pretratamientos incluyan esta operación unitaria y considerar dicho porcentaje en los posibles rendimientos.

Igualmente, la cantidad de agua y volátiles llegó a un porcentaje (8%) que se debe considerar en los rendimientos y en la selección del proceso de conversión, ya que por el proceso tradicional de catálisis alcalina, se formarán jabones en lugar de biodiésel si la grasa contiene agua.

La acidez varió de 3 a casi 80%, dependiendo del tipo de muestra. Para porcentajes de acidez mayores a 5% se recomienda realizar una esterificación previa para neutralizar los AGL, seguido del proceso de transesterificación.

En cuanto al índice de acidez el equivalente para comenzar una esterificación sería tener un índice de acidez mayor a 9.91mg KOH/g de muestra.

También se analizaron las muestras por TLC y así observar de manera cualitativa el tipo de Glicérido que contienen las muestras. En la Figura 2 se muestran dichos resultados.

En los carriles A, B y C se muestran los estándares de aceite modelo (triglicéridos, TG), ácidos grasos libres (AGL) y biodiésel respectivamente.

En los carriles del D al J se muestran las grasas analizadas. El carril D corresponde a la muestra de grasa cuyo residuo sólido se muestra en la Fotografía B de la Figura 1. Esta grasa contiene mayoritariamente TG y una pequeña cantidad de AGL, así como mono y diglicéridos (MDG). Se observa también una mancha que migra más arriba que el estándar de biodiésel, lo cual indica de acuerdo a la fase móvil utilizada, que se trata de compuestos más hidrófobos, como pueden ser polímeros o ceras.

En los carriles E y F, los perfiles de glicéridos son similares a los del carril D, ya que también se trata de grasas animales, con la salvedad de que la mancha del compuesto hidrófobo no se encuentra en la muestra E.

En el carril G, se observa el perfil de la Brown Grease (grasa correspondiente a los sólidos mostrados en la Figura 1C) y muestra mayor cantidad de AGL que de TG.

Los carriles H e I corresponden a grasas recuperadas de fondos de tanques de biodiésel y se observa que en su mayoría se trata de compuestos hidrófobos con muy poca cantidad de glicéridos que puedan ser convertidos a biodiésel. Esta sería una materia prima no utilizable.

En el carril J se observa el perfil de aceite de fritura que muestra principalmente TG y AGL.

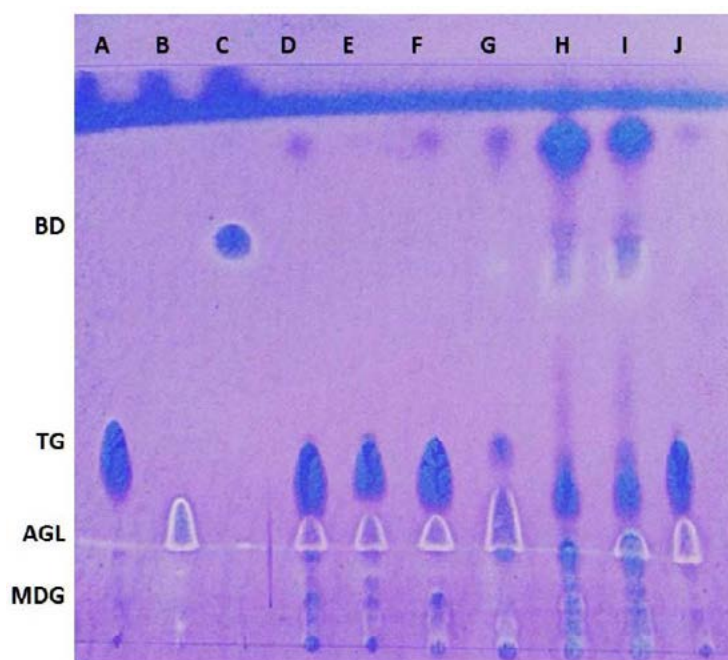


Figura 2. Cromatografía en capa fina (TLC) de estándares y muestras de grasas. El carril A es estándar de trioleína, B es estándar de ácido oleico, C es biodiésel y las muestras de grasa se encuentran del carril D al J. En vertical se indica la altura donde se separa cada tipo de compuesto: triglicéridos (TG), ácidos grasos libres (AGL), mono- y di-glicéridos (MDG) y biodiésel (BD).

Conclusiones

Los resultados deberán ser analizados e interpretados objetivamente en congruencia también con los objetivos y metodologías descritas en las secciones precedentes.

Es posible utilizar glicerol de biodiésel como única fuente de carbono para la producción de aceites microbianos con la levadura estudiada sin importar la presencia de impurezas en el glicerol (como restos de materia prima, de biodiésel, del alcohol, del catalizador o del medio de reacción), con lo que no se adiciona costo de pretratamiento a esta fuente de carbono. Se obtiene un rendimiento de 0.17-0.2 g aceite/g glicerol que es equivalente al 70% del valor teórico (siendo el valor mayor para el cultivo por lote alimentado); y por tanto equivalente a reutilizar el 70% del carbono en el mismo proceso.



Agradecimientos

A CONACYT por la beca de maestría otorgada a Gerardo Villanueva y por el apoyo financiero al proyecto SENER-FSE-250014. A la Red Temática del PMC por los apoyos recibidos.

Literatura citada

- Acevedo, J. C., J. A. Hernández, F. Valdés and S. K. Khanal. 2015. Analysis of operating costs for producing biodiesel from palm oil at pilot-scale in Colombia. *Bioresource Technology* 188:117–123.
- EBRAC. 2006. *Biofuels in the European Union. A vision for 2030 and beyond*. Luxembourg, European Biofuels Research Advisory Council (EBRAC).
- EPA. 2002. *A Comprehensive Analysis of Biodiesel Impacts on Exhaust Emissions, Assessment and Standards Division Office of Transportation and Air Quality U.S. Environmental Protection Agency*.
- FAO-ONU. 2008. *Aumento de los precios de los alimentos: hechos, perspectivas, impacto y acciones requeridas. Conferencia de alto nivel sobre la seguridad alimentaria mundial: los desafíos del cambio climático y la bioenergía*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma.
- Haas, M. J., A. J. McAloon, W. C. Yee and T. A. Foglia. 2006. A process model to estimate biodiesel production costs. *Bioresource Technology* 97(4):671-678.
- IRENA. 2016. *Roadmap for a Renewable Energy Future*. <http://www.irena.org/remap/>

2 Dimensión Social



3.1 Ecofeminismo y etnoclimatología en la bioseguridad alimentaria basada en maíz nativo: Estrategias locales frente al cambio climático

Vizcarra-Bordi Ivonne¹

¹Universidad Autónoma del Estado de México. Km 15 de la carretera Toluca-Ixtlahuaca, El Cerrillo Piedras Blancas, CP 50200, Toluca, Estado de México.

Autor para correspondencia: ivbordi@yahoo.com.mx

Resumen

El objetivo de este trabajo es reflexionar sobre los conocimientos de las condiciones climáticas (etnoclimatología) que los pueblos originarios de México y en especial el de las mujeres indígenas, han desarrollado a través del tiempo para seguir produciendo maíz nativo con fines de satisfacer sus consumos alimentarios-nutricionales, culturales y espirituales. Se pone énfasis en dos de las varias amenazas que enfrenta la bioseguridad alimentaria basada en la conservación de maíces nativos: el cambio climático y la biotecnología con propósito productivista, ligados a la pérdida de la bioseguridad alimentaria y a los efectos negativos sobre el ambiente del uso intensivo de agroquímicos (salud, suelo, agua y aire) y contaminación transgénica. Desde el ecofeminismo latinoamericano y con base en dos etnografías (Matlazinca-Estado de México y Náhuatl-Guerrero), se documentan respuestas locales a estas amenazas. Destacan: el regreso de fertilizaciones con abonos orgánicos con impactos positivos sobre la captura de carbono; la selección de semillas que resisten a diferentes eventos climáticos no esperados (sequía prolongada, lluvias intensivas, granizadas, vientos, violentos heladas tempranas); acomodo de fechas en el calendario agrícola; respeto de fechas religiosas relacionadas con la cultura del maíz y; resistencia culinaria indígena. Se concluye que desde las dimensiones sociales y ambientales, se debe estar atento a las amenazas del cambio climático y biotecnológicas sobre los pueblos indígenas con especial interés en las mujeres que custodian el maíz. El reto estriba en su reconocimiento de *no víctimas vulnerables* al cambio climático y el arribo de nuevas biotecnologías de OMG, sino *agentes expertas* en términos adaptación.

Palabras clave: *condiciones climáticas; pueblos de México; mujeres indígenas; etnografía.*

Abstract

The aims of this work is to reflect on knowledge of weather conditions (ethnoclimatology) to indigenous peoples of Mexico and especially indigenous women, have developed has of time to continue producing native maize for purposes of satisfying their food-nutriton, cultural and, spiritual consumtions. Emphasis is placed on two of the various threats facing the food bio-securty on conservation of the native maize: climate change and biotechnology for productivist purpose. Both are intimately linked to the loss of food biosecurity and the negative effects on the environment of the intensive use of agrochemicals (health, soil, water and air) and GMO contamination. From the *latinomaerican ecofeminism* focus and based on two ethnographies (Matlazinca-Estado de Mexico and Nahuatl-Guerrero), we documented some local responses to these threats. Highlights: the return of organic fertilizers with positive impacts on carbon capture; the selection of seeds that resist to different unexpected climatic events (prolonged drought, freezers, intensive rains, violent winds, early frost); placement of dates in the agricultural calendar; respect for religious dates related to the culture of the maize and; indigenous culinary resistance. It is concluded that from the social and environmental dimensions, we must be vigilant to the threats of climate change and biotechnology on indigenous peoples with special emphasis on the women who guard

the corn. The challenge lies in its recognition of non-victims vulnerable to climate change and the arrival of new biotechnologies of GMOs, but agents expert in terms of adaptation.

Key words: *weather conditions; towns of Mexico; indigenous women; ethnography.*

Introducción

En la actualidad se reconocen distintas restricciones que ponen en riesgo la bioseguridad alimentaria¹ de los pueblos indígenas, basada principalmente en el sistema milpa donde se protege la diversidad genética de maíces nativos en México (Boege, 2008). En su complejidad, una de las consecuencias que vale la pena estudiar es la continuidad de la transmisión de saberes locales intrínsecos al cultivo de maíz nativo, puesto que de ella depende en gran medida su conservación *in situ* (Toledo y Barrera-Bassols, 2008). Principalmente porque los conocimientos de los pueblos indígenas sobre las variaciones del clima y sus prácticas agrícolas para ir adaptándose a cambios abruptos relacionados con el cambio climático, se confrontan con las tendencias de la economía política *versus* los avances de la biotecnología moderna (léase la monopolización a través de las patentes sobre los organismos genéticamente modificados -OGM-), la cual trae altos costes en términos ambientales por su sistema de producción de monocultivo intensivo con alta dependencia de combustibles fósiles (Rótoló *et al.*, 2015).

Es un hecho que la adaptación histórica de 60 razas y más de 380 variedades de maíz de 10 000 años, a diferentes temperaturas, altitudes, suelos y humedad, se debió a la domesticación temprana de plantas y en particular del maíz por hombres y mujeres (González, 2007). Por eso existe una estrecha relación del cultivo de maíz nativo con el clima de temporal, lo que ha dado origen a la construcción socio-histórica del conocimiento etnoclimático de los pueblos indígenas que custodian su diversidad fitogenética (germoplasma), el cual podría estar ahora amenazado debido a la enorme variabilidad que están sufriendo los patrones climáticos. Aunque los modelos climáticos resultan, por lo general, muy efectivos a la hora de proveer información global sobre el cambio climático y desarrollar escenarios prospectivos de la producción del maíz (Conde *et al.*, 1997); su habilidad para detectar impactos a nivel local es más cuestionable, sobre todo si estos impactos amenazan la conservación de la biodiversidad y las estrategias de reproducción social indígena, que a su vez sostienen *desigualdades* en las relaciones de género (Vizcarra *et al.*, 2013).

El objetivo de este trabajo es reflexionar sobre los conocimientos de las condiciones climáticas (etnoclimatología) que los pueblos originarios de México y, en especial el de las mujeres indígenas, han desarrollado a través del tiempo para seguir produciendo maíz nativo con fines de satisfacer sus consumos alimentarios-nutricionales, culturales y espirituales. Al mismo tiempo, se pone énfasis en las atribuciones que tienen estos conocimientos a favor de la bioseguridad alimentaria y su relación con captura de carbono. Vale la pena mencionar que se aceptan las advertencias de evitar explicaciones unidimensionales pues el clima no es el único elemento involucrado en las relaciones sociedad-ambiente (McAnany e Yoffee, 2010).

Etnoclimatología

La etnoclimatología ha sido abordada por la antropología como un complemento del enfoque etnohistórico y como el conocimiento indígena en el efecto de las variaciones climáticas en las relaciones interétnicas (Bechis, 2010). Sin embargo, la etnoclimatología puede entenderse también como el estudio de las formas en que las poblaciones indígenas reaccionaban -y reaccionan actualmente- ante las

¹Para la FAO (2007), la bioseguridad tiene una importancia directa para la seguridad alimentaria, la conservación del medio ambiente (incluida la biodiversidad) y la sostenibilidad de la agricultura. La bioseguridad comprende todos los marcos normativos y reglamentarios para actuar ante los riesgos asociados con la alimentación y la agricultura.

fluctuaciones climáticas, utilizando el conocimiento adquirido sobre el clima local a través de sus observaciones y conocimientos empíricos del medio natural (McAnany e Yoffee, 2010). Hay otras variables a tener en cuenta como son la capacidad de carga de un ambiente, las relaciones sociales y la estructura política e ideología (Krech III, 1999). Así mismo, se suma que las respuestas de las sociedades a los cambios climáticos no son mecánicas y, en consecuencia, no son idénticas tampoco, ni en el espacio ni en el tiempo (Gascón y Caviedes, 2012).

Por otra parte, para el estudio de la etnoclimatología, entre otras, se deben tener en cuenta las relaciones de género y la estructura política y de ideología (Krech III, 1999), puesto que saber cuándo y cómo el cambio climático tendrá un impacto en la producción de cultivos de maíz también es una cuestión de género.

Ecofeminismo latinoamericano

El reto para los estudios de género, naturaleza y culturas indígenas, es no desplazar la importancia de la espiritualidad por la dificultad de entender las formas metafóricas en que recurre constantemente, ni caer en interpretaciones de la misma que legitimen cualquier forma de opresión (Rincón *et al.*, 2016). Bajo este entender, Rojas (2012) advierte que el ecofeminismo latinoamericano no es más que una actitud interpretativa radical anti-patriarcal, que busca proponer un acercamiento entre el territorio, el cuerpo, la naturaleza, el clima y su espiritualidad, desde el método de la sospecha y desde una base epistemológica caracterizada por una visión cosmológica inclusiva. Precisamente, dadas estas experiencias, los conocimientos de las mujeres indígenas, quienes pasan mayor tiempo en el campo por diversos fenómenos de la feminización del campo en México (Vizcarra, 2014), pueden proporcionar datos valiosos a nivel local sobre las respuestas de adaptación y técnicas de mitigación frente a las amenazas del arribo de la biotecnología (OGM) y las adversidades climáticas que afectan la bioseguridad alimentaria que resguarda a las semillas nativas.

Materiales y Métodos

Se recurrieron a dos etnografías realizadas en el marco del proyecto de investigación de Ciencia Básica SEP-Conacyt “El maíz mesoamericano y sus escenarios de desarrollo local”. Se sostiene que la perspectiva antropológica permite un acercamiento al diálogo de saberes entre mujeres indígenas y permite además participar del debate actual sobre el cambio climático (Crate y Nuttal, 2011). Una etnografía fue realizada por Munguía (2015) entre 2012 y 2014, en la localidad de Ahuihuiyulco de la región centro del estado de Guerrero, cuya población es de origen náhuatl. Se basa principalmente en detectar los cambios y las respuestas de adaptación. La otra etnografía con perspectiva ecofeminista la levantó Rincón (2016) entre 2014 y 2015, en la localidad de San Francisco Oxtotilpan, Estado de México, última comunidad de origen matlazinca. En ésta, se recorre el calendario agrícola del maíz y sus relaciones cosmogónicas y las actividades de género.

Resultados

En el Cuadro 1, se observan los conocimientos de hombres y mujeres de Ahuihuiyulco Guerrero sobre el cambio del clima, según sus actividades en el ciclo agrícola, los cuales tienen una estrecha relación con los niveles educativos y la edad de las mujeres. Por ejemplo: de 15 a 25 años las mujeres tienen en promedio 8 años de educación básica y atribuyen al calentamiento global a la deforestación, la contaminación por quema de residuos y basura. Las mujeres de 20 a 50 años con un promedio de 5 años de educación básica indican que el incremento de calor y la disminución de lluvia se deben a la falta de

árboles y a la contaminación del suelo. En cambio, tanto hombres como mujeres mayores de 50 años, afirman que el incremento de calor se debe a que el sol se está bajando como un castigo de Dios.

En lo que corresponde a los rituales religiosos y espirituales que pertenecen al ciclo de producción del maíz, la comunidad celebra ceremonias en honor a deidades católicas y de la naturaleza, como es la petición y el agradecimiento de lluvia y buena cosecha. Entre las más representativas se encuentran la del 3 de mayo, día de la Santa Cruz; la del 15 de mayo, día de San Isidro Labrador; el 14 de septiembre que celebran Xilocruz; La Acabada y; el día 29 de septiembre, en que celebran a San Miguel Arcángel. Estas fechas no cambian, son inamovibles, en cambio las fechas de siembra y cosecha se acomodan cada año, según se presente la variabilidad del clima (Munguía *et al.*, 2016).

Cuadro 1. Principales problemas y respuestas de hombres y mujeres de Ahuihuiyulco. Fuente: A partir de Munguía (2015).

| Clima | Conocimiento Hombres | Conocimiento Mujeres | Respuesta |
|---------------|---|--|--|
| Temperatura | Más calor | Más caliente | Adecuan siembra de árboles para generar sombra. Preferencia por semillas de ciclo corto (3 meses) |
| Precipitación | Llueve menos, y cuando llueve es intensa | No se sabe cuándo y cómo vendrá | Cuando es torrencial: Recuperan prácticas ancestrales y dejan de fertilizar con agroquímicos. Estercolan sus parcelas (mezcla de excremento de aves, chivos, burros, vacas y caballos) |
| Vientos | Fuertes y acaman el maíz. | Se avientan porque le falta amarre (más tierra) | Combinan híbridos porque soportan el acame, con nativos porque se adaptan a las sequías. Doble arada en el mismo surco para amarrar la planta |
| Sequía | Una temporada si y otra no | Lo que diga Dios | Desplazamiento de las fechas de siembra. Esperan fuerte lluvia. Junio. Si no hay lluvias no se siembra y guardan la semilla para el próximo ciclo |
| Inundaciones | Sólo en terrenos planos | Cuando se enoja el Cielo | Canales más profundo alrededor de la pendiente más baja de la parcela |
| Plagas | Presencia de alta densidad de larvas destructoras de raíces | Son como seres humanos. Se reproducen con el calor y se echan a dormir | Se combaten mezclando ceniza con fertilizantes químicos y algunas veces cal |

Por su parte, En San Francisco Oxtotilpan, se observan las relaciones que tienen los conocimientos y hombres con respecto al ciclo agrícola y la cosmogonía que rige el orden social matlazinca (Cuadro 2).

Cuadro 2. Principales relaciones entre prácticas agrícolas, conocimientos sobre el clima, cosmogonía y actividades de hombres y mujeres San Francisco Oxtotilpan. Fuente: A partir de Rincón (2016).

| Fecha | Práctica Agrícola | Conocimiento sobre el clima | Religión Cosmogonía | Actividad hombres | Actividad mujeres |
|-------|---------------------------|---|--|---|---|
| Enero | Selección del germoplasma | Heladas. Captura de humedad en el suelo con las nuevas labores. Observación de la creciente lunar | Cambio de mayordomos (primero de enero y Santos reyes (6 de enero) | Roturación de la tierra, destrucción de surcos anteriores, nivelación del terreno | Abono cenizas del fogón. Mujeres acompañan a sus esposos en el cambio de mayordomía |

Continuación Cuadro 2...

| Fecha | Práctica Agrícola | Conocimiento sobre el clima | Religión Cosmogonía | Actividad hombres | Actividad mujeres |
|----------------|---|--|---|--|--|
| Febrero | Intercambio de germoplasma (2 de febrero) | Heladas | La virgen de la Candelaria. Cambio de Fiscalitos | Continúa incorporación de abono | Bendición de las semillas (2 de febrero) |
| Febrero | Siembra de Cacahuacintle (maíz blanco) | Heladas. Se aprovecha la humedad capturada para el brote de semillas | Observación de la estrella de la mañana (Venus) para prácticas de germinación | Realizan los surcos para primera siembra, sobre todo en las planicies con punta de riego | Siembran las semillas seleccionadas por ellas mismas un ciclo anterior |
| Marzo | Siembra de cónicos y chalqueño de color (rosado, azul, negro, etc.) | Heladas. Equinoccio, cenit de anuncio de primavera | Petición de siembra al Fuego Nuevo en la ceremonia del Quinto Sol | Surcos para la siembra en terrenos con pendientes | Siembran las semillas seleccionadas por ellas mismas dos ciclos anteriores |
| Abril/ mayo | | Heladas tardías, aire comalero | 3 de mayo Santa Cruz. Venus más cercano a la tierra | Aplicación de fertilizantes químicos | Deshierbe a mano |
| Mayo | Siembra de cónico amarillo | Ultimas heladas, primeras lluvias | Fiesta de San Isidro Labrador | | Cuidado de la parcela |
| Junio | | Si hay buena lluvia en el mes día, habrá buen temporal | San Antonio (13 de junio) | | Cuidado de la parcela |
| Julio | | Canícula (entrada 16- de julio) lluvias | | | |
| Agosto | Elotes | Lluvias | Fiesta de la Asunción. (15 de agosto). El 8 se pide permiso para recoger Elotes iglesia | Primeros elotes de las siembras 1ª y 2a | Las mujeres llevan a cabo el ritual con adornos en la Iglesia |
| Agosto | | Lluvias intensas y granizadas. Fin de la Canícula | Del 10-25 de agosto, se le achaca el mal temporal al diablo | Realizan sangraderas para sacar el exceso de agua. Se arreglan las calles | Para calmar a Dios. Rescatan tradiciones culturales (tejido y bordado) |
| Septiembre | Crecimiento Espigamiento | Continúan las lluvias | | 1ª cosecha de cacahuacintle | Cosechan cacahuacintle |
| Octubre | Jiloteo | Primeras heladas | 4 de octubre Fiesta patronal | Organizadores, músicos y coheteros | Preparan comida y adornan la Iglesia |
| Noviembre | Todas las razas para cosechar. Selección masal | Continuación de las heladas | Llegada de los santos difuntos. Agradecimiento por la cosecha | Inicio de la cosecha final después del 2 de noviembre | Participan en la cosecha de todos los maíces |

Continuación Cuadro 2...

| Fecha | Práctica Agrícola | Conocimiento sobre el clima | Religión Cosmogonía | Actividad hombres | Actividad mujeres |
|-----------|--|-----------------------------|---|---|--|
| Noviembre | Todas las razas para cosechar. Selección masal | Continuación de las heladas | Llegada de los santos difuntos. Agradecimiento por la cosecha | Inicio de la cosecha final después del 2 de noviembre | Participan en la cosecha de todos los maíces |
| Diciembre | Selección de semilla | Comienza la época de Seca | 12 de diciembre. Fiesta a la Virgen de Guadalupe | Continuación de la cosecha | Selección de semillas |

Conclusiones

Desde la perspectiva ecofeminista, se puede traducir que las mujeres indígenas tienen una relación humanizada con la tierra, la semilla, la planta y el grano de maíz. Por pasar más tiempo en el medio rural y participar ciclo tras ciclo en el cultivo del maíz y sostener las costumbres culinarias, sin saberlo, ellas son en síntesis: parte importante de los bancos de germoplasma *in situ* y que al recuperar prácticas ancestrales de fertilidad y control de plagas, están propiciando la sustentabilidad de la bioseguridad alimentaria con un gran componente de captura de carbono (Paulino-Flores *et al.*, 2017). De seguir protegiendo la subsistencia basada en sus creencias y en la adquisición de nuevos conocimientos difundidos por diferentes medio, la población estará mejor preparada para hacer frente a las otras amenazas venidas del avance de la biotecnología (OGM).

Literatura citada

- Bechis, M. 2010. Piezas de Etnohistoria y de Antropología Histórica. Buenos Aires, Sociedad Argentina de Antropología. ISBN 978-987-1280-17-9. 203 p.
- Boege, E. 2008. El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México. Hacia la conservación *in situ* de la biodiversidad y agrodiversidad en los territorios indígenas. Instituto Nacional de Antropología e Historia. Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. México. ISBN 978-968-03-0385-4. 31 p.
- Crate, S. and K. Nuttal. 2011. Climate and Culture: Anthropology in the area of contemporary climate change. *Annual Review of Anthropology* 40:175-194.
- Conde, C., D. Liverman, M. Flores, R. Ferrer, R. Araujo, E. Betancourt y G. Villareal, C. Gay. 1997. Estudio de País: México: Vulnerabilidad de la Agricultura al Cambio Climático en México. UNAM. http://ccaunam.atmosfcu.unam.mx/editorial/libros/cambio_climatico/agricultura.pdf. pp. 93-110.
- FAO. 2007. Instrumentos de la FAO sobre Bioseguridad. Organización Mundial de la Agricultura y de la Alimentación. Roma, Italia. <http://www.fao.org/3/a-a1140s.pdf> (Consulta: marzo 27, 2017).
- Gascón, M. y C. Caviedes, 2012. Clima y Sociedad en Argentina y Chile durante el periodo colonial. *Anuario Colombiano de Historia Social y de la Cultura-ACHSC*. Bogotá, Universidad Central de Colombia. pp. 159-185.
- González, A. 2007. Agroecosistemas Mexicanos: pasado y presente. Curso Internacional Sobre Agricultura Campesina Tradicional, Agroecología y Sostenibilidad. Instituto de Investigaciones Antropológicas de la UNAM. pp. 62-64.
- Krech III, S. 1999. *The Ecological Indian: Myth and History*. W. W. Norton & Co Inc (Ed.). New York, Norton. ISBN-10: 0393321002.
- Mcanay, P. A. and N. Yoffee. 2010. *Questioning Collapse. Human Resilience, Ecological Vulnerability, and the Aftermath of Empire*. P. A. Mcanay and Yoffee N. (Eds.). Cambridge, Cambridge University Press. ISBN 9780521733663.
- Munguía, J. 2015. *Saberes tradicionales en la conservación de maíces mexicanos frente al cambio climático en dos localidades de Guerrero*. Tesis de Doctorado en Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales. Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales Universidad Autónoma del Estado de México.
- Munguía-Aldama, J., F. Sánchez-Plata e I. Vizcarra-Bordi. 2016. No hay maíz nativo sin agricultura campesina: Respuesta a las variaciones y cambios del clima. Caso Ahuihuiyuco, Guerrero. *En: I. López e I. Vizcarra (Coords.). 2016. El Maíz nativo en México. Una Aproximación a los estudios rurales*. México: Juan Pablo Editores. UNAM-Lerma. pp. 217-240.
- Paulino-Flores, M., A. R. Martínez-Campos, E. F. Martínez-Castaneda, C. López-Orona, I. Vizcarra-Bordi and N. Munguía N. 2017. Evaluation of the sustainability of hybrid and native maize production systems. *Journal of Cleaner Production* 150:287-293
- Rincón, A. G., I. Vizcarra y O. Thomé. 2016. Prácticas espirituales, ecofeminismo y maíz nativo. El caso de las mujeres matlatzincas. *En: K. Bidaseca (Comp.). Feminismos y poscolonialidad 2*. Buenos Aires, Argentina. Ediciones Godot. pp. 213-224.

- Rincón, A. G. 2016. Relaciones de género y etnia en la producción de maíz nativo en San Francisco Oxtotilpan, Estado de México. Tesis de Doctorado en Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales. Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales Universidad Autónoma del Estado de México.
- Rojas, M. 2012. La ecosofía. Una propuesta Ecofeminista liberadora desde América Latina. *Doneseglesia*. 14 p.
- Rótolo, C. G., C. Francis, R. M. Craviotto y S. Ulgiati. 2015. Environmental assessment of maize production alternatives: Traditional, intensive and GMO-based cropping patterns. *Ecological Indicators* 57:48–60.
- Toledo, V. y N. Barrera-Bassols. 2008. La memoria biocultural. La importancia ecológica de las sabidurías tradicionales. Icaria editorial. Barcelona, España. 232 p.
- Vizcarra, I. 2014. La feminización del campo mexicano en el Siglo XXI: localismos, transnacionalismos y protagonismos. Vizcarra, I. (Comp.). México: Plaza y Valdés; UAEMex. ISBN 9786074026450. 501 p.
- Vizcarra, I., H. Thomé y A. G. Rincón. 2013. Maíces nativos en estrategias alimentarias campesinas feminizadas frente al cambio climático. *Debates biocientíficos y ecofeminismo crítico. Veredas: Revista del Pensamiento Sociológico*. UAM, Xochimilco 27:43-67.



3.2 Paisajes bioculturales ante el cambio climático: Carbono y agrobiodiversidad en cafetales bajo sombra en Chiapas

Libert-Amico Antoine^{1,2}

¹Estudiante del Doctorado en Desarrollo Rural, Universidad Autónoma Metropolitana–Unidad Xochimilco. Canal de Miramontes No. 3855, Ex de San Juan de Dios, CP 14387, Ciudad de México, México.

²Programa Mexicano del Carbono. Calle Chiconautla No. 8 Interior A. Colonia Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México, México.

Autor para correspondencia: antoinelibert@hotmail.com

Resumen

Ante los desafíos amplios del cambio climático y las tendencias de cambio de uso del suelo, este escrito discute el papel de los sistemas agroforestales de café en la conservación de servicios ecosistémicos claves como los acervos de carbono y la biodiversidad. Conceptos de reciente renombre como paisajes bioculturales y agrobiodiversidad son empleados para presentar los resultados preliminares del proyecto de investigación-acción Campaña a favor de los acervos de carbono y la biodiversidad en cafetales bajo sombra en la Sierra Madre de Chiapas. Esta campaña de investigación científica y colaboración entre academia y sociedad busca aportar propuestas alternativas ante la presente crisis del café, marcada por la epidemia de la roya del cafeto (*Hemileia vastatrix*).

Palabras clave: *café; acervos de carbono.*

Abstract

In light of the ongoing challenges of global environmental change, this paper discusses the role of coffee agroforestry systems in conserving key environmental services such as carbon stocks and biodiversity. The concepts of biocultural landscapes and agrobiodiversity, recently disseminated widely, are employed to present initial results of the research-action project Campaign in favour of carbon stocks and biodiversity in Chiapas Sierra Madre shade-grown coffee. This initiative combines scientific research with collaboration amongst research institutes and social groups in order to propose alternative pathways in light of the present coffee crisis, which is marked by the coffee leaf rust (*Hemileia vastatrix*) epidemic.

Key words: *coffee; carbon stocks.*

Introducción

Los debates de mitigación y adaptación al cambio climático conllevan nuevos énfasis en el ciclo del carbono y, particularmente, el papel de los acervos de carbono. 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). En las discusiones internacionales de la gobernanza del cambio climático, el énfasis no solo recae en los bosques en general, pero sobre todo en los bosques primarios del neo-tropico (Libert, en prensa).

Estas discusiones parecen olvidar que los bosques son aprovechados y manejados por comunidades y poblaciones rurales. En debates científicos sobre elementos biofísicos, la dimensión humana tiende a quedar invisibilizada. Esto último se vislumbra en la definición técnica los bosques que emplea desde décadas la FAO, contemplando exclusivamente superficie, altura y cobertura de copa de los árboles: “Tierra que se extienden por más de 0.5 ha dotadas de árboles de una altura superior a 5 m y una cubierta

de copas superior al 10%, 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 bosques es suficiente vaga para incluir implícitamente las plantaciones forestales comerciales. Esto es un tema sensible ante los compromisos globales de la Iniciativa Bonn de restaurar (sin precisar criterios de dicha restauración) 150 000 000 ha de tierras deforestadas y degradadas antes del año 2020, ya que esta definición permitiría el establecimiento de monocultivos de reducida biodiversidad y limitada capacidad de captura de carbono para contribuir a esta meta (y recibir los apoyos internacionales correspondientes). Por otra parte, la definición excluye explícitamente los sistemas agroforestales al descartar el posible uso agrícola en bosques (ver Aguilar-Støen *et al.*, 2011).

México es considerado uno de los cinco países megadiversos del planeta, con una gran variedad de ecosistemas en su superficie terrestre de casi 200 000 000 ha. Aunque las cifras tienden a cambiar dependiendo de metodologías y fuentes de información, la FAO considera actualmente un tercio del país como bosque (FAO, 2015). Según algunos investigadores, dos tercios de los bosques del país se encuentran en el llamado sector social: dentro de núcleos agrarios asignados por medio de la reforma agraria (Merino y Martínez, 2014). Es decir, poseedores con derechos agrarios y usuarios diversos son actores claves en el manejo y la conservación de los bosques. De la misma manera, la FAO contempla que 52% de la superficie de México es dedicada a la agricultura, lo que conlleva a una reflexión sobre las relaciones entre agricultura y bosques y las aportaciones de ambos al ciclo de carbono y la biodiversidad (Trench, en prensa).

México no sólo cuenta con una impresionante diversidad de flora y fauna, pero también de pueblos y culturas que usan y manejan dicha biodiversidad. Según el Instituto Nacional de Lenguas Indígenas (INALI, 2008), en México existen 11 familias lingüísticas, 68 agrupaciones lingüísticas y 364 variantes que debieran llamarse lenguas. Esta diversidad cultural ha creado 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 4000 especies (Toledo y Ortiz-Espejel, 2014).

La mezcla entre la diversidad de flora y fauna de una parte y las formas de manejo y diversidad cultural de la otra, 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 2016. De hecho, en el marco de dicho foro, el foro de pueblos indígenas llamó a los representantes internacionales a fortalecer la implementación de los protocolos bioculturales comunitarios, como herramienta reconocido 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).

Un elemento central para este trabajo de investigación del vínculo intrínseco entre sociedad y ecología reside en el concepto de agrobiodiversidad. Según Qualset y Shands (2005), la agrobiodiversidad refiere a la variedad y variabilidad de organismos vivos que contribuyen a la alimentación y la agricultura en el sentido amplio, junto con el conocimiento asociado a ellas (Montenegro de Wit, 2016). A continuación se presenta un breve resumen de resultados preliminares del proyecto de investigación: Una REDD+ para Salvar la Sombra. Campaña a favor de los acervos de carbono y biodiversidad en cafetales bajo sombra de la Sierra Madre, un trabajo interdisciplinario donde los conceptos de la bioculturalidad y la agrobiodiversidad se cruzan con componentes claves del cambio climático (ciclo de carbono y servicios ambientales como la biodiversidad) para buscar aprendizajes para la política pública en México,



considerando la importancia del sector cafetalero para la economía regional y los ecosistemas de montaña.

Materiales y Métodos

La campaña de campo del proyecto: Una REDD para Salvar la Sombra, inició en marzo del 2016, bajo la dirección del Programa Mexicano del Carbono en colaboración con integrantes del Posgrado en Desarrollo Rural de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM-Xochimilco). La primera etapa de diagnóstico de la campaña se estructuró en tres fases de trabajo: 1) recorrido y entrevistas en las zonas cafetaleras de la Sierra Madre de Chiapas; 2) inventario de los almacenes de carbono e inventario de biodiversidad y 3) identificación de puntos de control para calibración del inventario cafetalero y su estado actual usando sensores remotos. Adicionalmente, se celebraron reuniones de los propietarios y productores que han adherido a la campaña, incluyendo una primera asamblea de divulgación de resultados preliminares a mediados de 2016 con la participación de pequeños propietarios, cooperativas y autoridades comunitarias de 10 municipios de la Sierra Madre de Chiapas.

Para inicios de 2017 la campaña ha realizado inventarios en 82 sitios (de los cuales 29 coinciden con las parcelas fijas del Programa de Vigilancia Epidemiológica de la Roya del Cafeto de la Dirección General de Sanidad Vegetal del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria) y, 150 puntos de control (Wong y Libert, 2016). El inventario de carbono se apejó a los criterios de la Convención Marco sobre el Cambio Climático de las Naciones Unidas (CMNUCC) para la estimación y reporte de los inventarios de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI), así como de los lineamientos establecidos por el IPCC sobre los almacenes de carbono (IPCC, 2007).

Los datos del laboratorio se encuentran actualmente en proceso de interpretación para determinar el contenido total de carbono de cada sitio de 1000 m² y su inventario de diversidad florística. Las próximas fases de la campaña incluyen la difusión de los resultados finales a los productores, las cooperativas y las autoridades ejidales que participaron en los inventarios, a la par con la difusión de resultados y recomendaciones de políticas públicas a las instancias correspondientes de los gobiernos federales y estatales.

Resultados preliminares de la campaña

La campaña ha generado datos actualizados de valor para la ciencia y el trabajo de conservación, al realizar inventarios de carbono y biodiversidad en 232 sitios a través de la eco-región de la Sierra Madre de Chiapas, una zona reconocida por sus endemismos. Mientras que los resultados de dichos inventarios aún están siendo procesadas a la fecha de publicación de este escrito, resultados preliminares de los primeros 44 sitios identificaron un total de 461 especies de flora, incluyendo nueve especies bajo alguna categoría de protección de la NOM-059 de SEMARNAT (Sánchez-Sánchez *et al.*, 2016). Dicho inventario de diversidad florística registró la presencia de 14% de las especies documentadas en el país y, 45% de las especies registradas en el inventario forestal estatal (*Ibid.*).

Este dato ilustrativo de las aportaciones de cafetales bajo sombra a la biodiversidad no contempló el reino fungi, presente en los cafetales no solo bajo la forma de la epidemia actual de la roya del café (*Hemileia vastatrix*), pero incluso como hongos entomopatógenos como el hiperparásito *Lecanicillium lecanii* (anteriormente denominado *Verticillium lecanii*). Este hongo conocido como halo blanco se alimenta de la roya, realizando así un control natural de la enfermedad (Perfecto *et al.*, 2014). Estudios recientes han descubierto que junto con el halo blanco conviven más de 100 tipos de otros hongos que juegan un papel en control eficientemente la roya (James *et al.*, 2016). Empleado comúnmente para el control de la roya en cafetales de Puerto Rico y Cuba, aplicaciones exitosas del *L. lecanii* en la zona

oriental de Chiapas –con base en cepas obtenidas de la Universidad Autónoma Chapingo– han mostrado la eficiencia de este mecanismo de control natural.

Por su parte, los resultados de los inventarios de carbono están aún bajo procesamiento al momento de entrega de este escrito. Sin embargo, sobresalen los abundantes acervos de carbono en los suelos de este sistema agroforestal. Aunque los cálculos finales están en fase de procesamiento, los análisis de suelo de los cafetales de los primeros 44 sitios muestreados arrojan un promedio de materia orgánica de 4.3% (método Walkley-Black): un promedio alto para terrenos agrícolas que corresponde con altos contenidos de carbono en el suelo.

Los datos relevados en la investigación en campo permitieron la visualización de los dos componentes centrales de la agrobiodiversidad: 1) la diversidad de plantas cultivadas con fines agrícolas y 2) la biodiversidad que sostiene las actividades agrícolas.

Primero, la campaña permitió identificar aportaciones cruciales para la política pública, particularmente en el contexto de la presente epidemia de la roya del cafeto que persiste en las regiones cafetaleras del país. Es importante señalar que la producción de café no depende solamente de una variedad de cafetal. Aunque las variedades predominantes en la Sierra Madre de Chiapas históricamente han sido variedades Bourbon y Árabe (conocido en la zona como *Typica*) de la especie *Coffea arabica*, la búsqueda de variedades resistentes a la roya en el marco de esta epidemia ha portado a la luz la existencia de otras variedades y cultivares de café. Los inventarios de biodiversidad realizados en cafetales por parte de esta campaña incluyeron al menos 15 variedades de café. Un elemento clave en aras de la presente epidemia de la roya es señalar que muchos productores de la zona cuentan en su cafetal con una o algunas plantas de café que no expresan la misma afectación por roya que las demás. Aunque seguido no se conoce el nombre científico o la genealogía de dichas variedades, muchos productores han iniciado a construir viveros extrayendo semilla de dichos cafetos que son aptas al ecosistema local y expresan tolerancia hacia la roya.

Los productores reconocen que existe una gran diversidad de variedades de café en la zona, algunas originarias de programas de diseminación del extinto Instituto Mexicano del Café (INMECAFE) y, otros quizá asociados a la cercanía con Guatemala y la característica cafetalera de emplear mucha mano de obra migrante en épocas pico. Adicionalmente, como parte de la estrategia de reproducción campesina, muchas plantas de variedades tolerantes a la roya han llegado a sus cafetales por medio del intercambio o la compra de plantas de vecinos y otros cafecultores de la región a través de los años. Al mismo tiempo, a través de los más de 200 años de producción cafetalera en la región, no es de sorprenderse que hayan ocurrido hibridaciones naturales entre variedades de café, creando variedades únicas que expresan altas cualidades de tolerancia a la roya y calidad en taza. Es así que, si bien el café no es endémico de la región, se puede considerar que ciertas variedades de café han evolucionado –en el sentido genético y social– en este particular territorio, siendo de hecho conocidos en la zona como café criollo.

De esta manera, se observa que no sólo es resistente a la roya la especie *Coffea canephora* (conocida como Robusta) y los híbridos de la familia Catimor, sino que existe una gran diversidad de variedades –muchas sin identificación científica– eficientes en la respuesta a la epidemia de la roya. Es así que se promueve que las campañas de renovación de cafetales viejos –una necesidad apremiante en el marco de las epidemias que los escenarios futuros de cambio climático prevén para la agricultura– puedan basarse en dichas variedades locales (que se pueden caracterizar como endógenas), que tendrán mejores oportunidades no sólo de enfrentar la presente epidemia, pero también de sobrevivir la resiembra y adaptarse a las particularidades de los ecosistemas de la Sierra Madre y a las formas de manejo de los productores, que variedades traídas desde otros ecosistemas y con otros requerimientos de manejo.

Segundo, la campaña de campo del Programa Mexicano del Carbono permitió descubrir aportaciones centrales de la biodiversidad que sostienen la actividad agrícola y, las contribuciones de esta particular forma de agricultura (sistema agroforestal de café bajo sombra) a la biodiversidad de la región. Siendo el café un sistema de producción agroforestal, las variedades de *C. arabica* son sembradas bajo una



sombra diversificada que les protege de las fuertes precipitaciones, conserva los suelos mientras los nutre con la caída de hojas, el fomento de micro-organismos y la fijación de nitrógeno en el suelo (en el caso de leguminosas como los árboles de sombra de la familia *Inga*), a la vez que provee otros beneficios como leña, fruta y otros comestibles. Adicionalmente, este sistema agroforestal provee alimento y hábitat para una gran variedad de fauna, desde mamíferos a anfibios, insectos y aves.

De la misma manera, el cafetal es beneficiado de la biodiversidad del entorno, en un complejo entramado ecológico que ha sido un ejemplo científico de las interacciones ecológicas complejas (Perfecto *et al.*, 2014). El papel de los enemigos naturales que provee la biodiversidad para el manejo de plagas y epidemias es clave en el marco de la actual epidemia de roya. La pérdida de biodiversidad asociada con la intensificación en las formas de producción cafetalera, junto con la deforestación y degradación forestal, han sido identificados como actores centrales de la presente epidemia de roya (Vandermeer *et al.*, 2014). Es así que este sistema agroforestal contribuye a la biodiversidad, a la vez que es sumamente beneficiada por ésta.

Conclusiones

Combinar las exigencias de salvaguardar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos con alimentar y crear fuentes de empleo para una población mundial en crecimiento exponencial, son desafíos claves para los escenarios futuros. La visión técnico-productivista de intensificar la producción genera una serie de otros problemas ambientales (por ejemplo, contaminación por uso de agroquímicos, desplazamiento de población y cultivos, desigualdad y exclusión), mientras que la estrategia de conservación por medio de la creación de reservas y áreas protegidas aisladas de las sociedades humanas –estrategias de “no tocar” promulgadas hasta hoy en día– no ha logrado revertir la extinción masiva de especies en el contexto de un aumento de gases a efecto invernadero. Es así que los espacios cultivados bajo criterios de complementariedad ambiental demuestran su potencial para la construcción de vías de desarrollo sustentable que respondan tanto a los límites de la biosfera y las necesidades de las sociedades humanas.

Los cafetales bajo sombra, gestionados bajo criterios de sustentabilidad por parte de cooperativas de comercio justo y pequeños productores que consideran la huella ecológica que deja su producción, representan un sistema agroforestal clave para mantener ecosistemas y generar ingresos en zonas de alta marginación. Esta visión, de producir conservando y conservar produciendo, ofrece una alternativa concreta ante los desafíos del cambio climático.

Si bien las estrategias clásicas de conservación, basadas en una separación entre la sociedad humana y la naturaleza, no han sido suficientes para enfrentar los riesgos de la actual extinción masiva de especies, el concepto de la agrobiodiversidad invita justamente de reconocer y fortalecer los servicios ecosistémicos que proveen los espacios bajo manejo agrícola. Agrobiodiversidad habla precisamente de una relación de co-desarrollo entre sociedad y naturaleza, enfatizando la conservación de la biodiversidad por medio del manejo y la gestión del territorio.

Agradecimientos

Aunque los puntos de vista expresados en este escrito son responsabilidad exclusiva del autor, no sería posible la realización de esta investigación sin el apoyo de diversas instituciones claves que merecen un reconocimiento. Antes que nada, al Programa Mexicano del Carbono, por su respaldo a este proyecto de investigación doctoral. Adicionalmente, se agradece la labor del Programa Epidemiológico de Vigilancia de la Roya del Cafeto de la Dirección General de Sanidad Vegetal de SENASICA por su compromiso en el monitoreo epidemiológico.

Algunas entrevistas y datos reportados en la presente contribución provienen de la participación del autor en el proyecto de investigación: Gobernanza multinivel y gestión del carbono a nivel de paisaje,

impulsado en México por parte del Centro Internacional para la Investigación Forestal (CIFOR), como parte de su Estudio Global Comparativo sobre REDD+. Se agradece la voluntad de difusión de la investigación científica de CIFOR.

Literatura citada

- 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(1):194-216.
- CDB. 2000. Código de Conducta Ética Tkarihwaí:ri para asegurar el respeto al patrimonio cultural e intelectual de las comunidades indígenas y locales. Convenio sobre la Diversidad Biológica. Decisión X/42. COP-10, Nagoya, Japón.
- FAO. 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales. FAO-CFRQ-COMIFAC-OFAC-Forest Europe-ITTO-UNECE. Roma.
- FAO. 2004. Actualización de la evaluación de los recursos forestales mundiales a 2005. Términos y definiciones. *Forest Resources Assessment WP 83*. Roma.
- 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.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Resumen para Responsables de Políticas. *En*: M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden and C. E. Hanson (Eds.). *Cambio Climático 2007: Impactos y Vulnerabilidad*. Contribución del Grupo de Trabajo II al Cuarto Informe de Evaluación del PICC. Panel Intergubernamental de Cambio Climático. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 116 p.
- James, T. Y., J.A. Marino, I. Perfecto and J. Vandermeer. 2016. Identification of putative coffee rust mycoparasites via single-molecule DNA sequencing of infected pustules. *Applied and Environmental Microbiology* 82(2):631-639.
- Libert-Amico, A. en prensa. La preparación ante un futuro incierto. Respuestas al cambio climático en la Sierra Madre de Chiapas, México. Tesis de Doctorado en Desarrollo Rural, UAM-Xochimilco, Ciudad de México.
- 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.
- Montenegro de Wit, M. 2016. Are we losing diversity? Navigating ecological, political and epistemic dimensions of agrobiodiversity conservation. *Agriculture and Human Values* 33:625 DOI:10.1007/s10460-015-9642-7.
- 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.
- Qualset, C. O. and H. Shands. 2005. Safeguarding the future of US agriculture: The need to conserve threatened collections of crop diversity worldwide. Davis, CA: University of California Genetic Resources Conservation Program.
- Sánchez-Sánchez, C., A. Libert-Amico y F. Paz-Pellat. 2016. Biodiversidad en cafetales. Séptimo Informe de la campaña Una REDD para Salvar la Sombra. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México.
- 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 CDB. 27 p.
- 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.
- Trench, T. En prensa. Multilevel governance and carbon management at the landscape level. Mexico report. CIFOR, Bogor.
- Vandermeer, J., D. Jackson and I. Perfecto. 2014. Qualitative dynamics of the coffee rust epidemic: educating intuition with theoretical ecology. *Bioscience* 64(3):210-218.
- Wong, J. C. y A. Libert. 2016. Planeación de la campaña de campo para cafetales en la Sierra Madre de Chiapas. Cuarto Informe de la campaña Una REDD para Salvar la Sombra. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco.



3.3 Modelo de precios hedónicos para la valoración del carbono en la Ciudad de México

Borrego Armonía¹; Gómez Elis² y Pérez-Campuzano Enrique³

¹Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán, México

²Facultad de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México, México.

³Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México, México. Autor para correspondencia: aborrego@ciga.unam.mx

Resumen

El suelo en las zonas periurbanas es un recurso natural que proporciona beneficios sociales para la población. Entre los principales beneficios está la posibilidad de utilizarlo para vivienda pero también algunos servicios ambientales como la provisión de paisaje, aire limpio, recreación, biodiversidad o captura de carbono. La Ciudad de México ha experimentado una expansión en las últimas décadas principalmente debido a la construcción de conjuntos inmobiliarios y otras obras de grandes dimensiones como la Supervía. Esta expansión de la mancha urbana afectan las áreas verdes situadas en la zona periurbana debido a las incidencias ambientales directas que genera la pérdida de suelo de conservación. En este estudio se aplica un modelo de precios hedónicos para identificar el valor de características sociales, económicas y ambientales, como lo es la captura de carbono en estos terrenos. Los resultados muestran que los terrenos que captan carbono tienen precios inferiores que aquellos que no tienen vegetación en la superficie. Este efecto negativo de la fijación de carbono en el precio de los terrenos situados en zonas periurbana tiene que ver con el futuro uso de esos terrenos, es decir, las pretensiones de los compradores por edificar viviendas que se dirigen a la expansión de la mancha urbana.

Palabras clave: *mancha urbana; áreas de conservación; almacenamiento de carbono.*

Abstract

Fringe zones around cities provide social benefits for individuals and society. These areas can offer opportunities for new housing development but also can provide environmental services such as water, landscape, recreational areas, air quality regulation and, biodiversity or carbon sequestration. For the last decades Mexico City has expanded due to the development of real estate complexes and large scale works in road construction. The expansion of the urban area into the rural fringe involves loss of green open spaces and loss of soil conservation. This study presents the results of a hedonic analysis to capture the effect of social, economic and environmental values, such as carbon sequestration around each plot of land. Our results suggest that plots of land covered with shrub and tree vegetation are less valued in the market than those without tree or shrub vegetation. The negative effect on sale prices of plots due to arboreal vegetation is driven by consumers' preferences and their claims to build new houses, which could lead to the progress of urban area.

Introducción

En las últimas décadas el rápido crecimiento de las ciudades de los países en desarrollo ha generado los problemas habituales del crecimiento poblacional: una mayor demanda de vivienda, educación, salud, alimentación y, en la mayoría de los casos, pobreza y deterioro de los recursos naturales. El crecimiento

poblacional puede tener algunas implicaciones para el medioambiente especialmente cuando el crecimiento poblacional no está controlado o ante la ausencia de planeación que puede generar problemas sociales, económicos y ambientales.

Este crecimiento implica una mayor demanda de suelo, principalmente para vivienda y otros usos comerciales, pero también puede existir presión por cambios del uso del suelo en terrenos que antiguamente se dedicaban a la agricultura, ganadería, o áreas de conservación.

Así, el crecimiento y desarrollo de las ciudades es un aspecto que con frecuencia preocupa a los tomadores de decisiones ya que se asume que debe haber tierra productiva para proporcionar alimentos para esta población.

La zona localizada en la periferia urbana de la Ciudad de México incluye áreas de conservación y terrenos que en el pasado tenían un uso agrícola o ganadero. La expansión de la mancha urbana (legal e ilegal) de las últimas décadas ha forzado la competencia por distintos usos del suelo, de tal manera que, los terrenos localizados en las periferias suelen funcionar como una reserva que se gestionará en un futuro para uso urbano, renunciando a la provisión de áreas verdes y servicios ambientales para la población.

La población urbana experimenta beneficios y costes externos cuando las tierras agrícolas improductivas se abandonan y se ponen a la venta en los mercados. Algunos beneficios están relacionados con la disponibilidad de terrenos en la periferia que incluye la cercanía a paisajes, la provisión de aire limpio, recreación, flora y fauna y, otros servicios ambientales. Entre los principales costes se asocian a olores no deseables provenientes de las prácticas agrícolas en los alrededores, contacto con pesticidas y fertilizantes en el ambiente.

En este estudio se analizan algunos factores sociales, económicos y ambientales que influyen en la formación de los precios de los terrenos situados en la periferia de la Ciudad de México y en particular interesa identificar la influencia que tiene en el precio de los terrenos la vegetación arbustiva en la superficie de los terrenos que están a la venta. El principal objeto de este estudio es pues identificar la contribución que tiene el carbono en los precios de venta de los terrenos situados en la periferia de la Ciudad de México. Para ello, se realiza un análisis de precios hedónicos para los terrenos en cuestión.

El método de precios hedónicos se puede utilizar para valorar algunas amenidades naturales de no mercado (como la fijación de carbono) y su impacto en los valores de propiedades como casas o terrenos. Se pueden mencionar estudios que relacionan precios en el mercado inmobiliario con la provisión de espacios abiertos (Mittal, 2014; Bowman *et al.*, 2009; Riddel, 2001; Loomis *et al.*, 2004; Brander y Koetse, 2011, Kling *et al.*, 2015; Newburn *et al.*, 2006; Sander y Polasky, 2009; Irwin, 2002; Geoghegan, 2002). Otros estudios se han enfocado en la aplicación del método de precios hedónicos para estimar el cambio en precio resultado de la cercanía con áreas naturales protegidas y bosques (Konijnendijk, 2007; Snyder *et al.*, 2008; Zygmunt y Gluszak, 2015; Zhang, 2013; Sundelin *et al.*, 2015; Caldas *et al.*, 2007) así como la cercanía con humedales, (Frey *et al.*, 2013; Tapsuwan *et al.*, 2009; Okmyung, 2005).

En la siguiente sección describe la zona de estudio y se presentan algunas características más habituales de la ocupación de la tierra. A continuación se describe el método de precios hedónicos que se ha aplicado para las estimaciones. Después se presentan los principales resultados obtenidos y antes de concluir se discute la interpretación de los valores obtenidos y se comparan con resultados de otros estudios similares.

Material y Métodos

Este análisis forma parte de un estudio más amplio que analiza las implicaciones económicas y ambientales para el suelo de conservación de la Ciudad de México (Valoración económico-ambiental del suelo de conservación del Distrito Federal) que cubre parte de las delegaciones de Cuajimalpa, Tlalpan, Magdalena Contreras, Xochimilco, Milpa Alta, Tláhuac y Álvaro Obregón. El estudio integra la aplicación de los métodos de valoración más habituales en bienes ambientales. A partir de la



investigación de campo realizada se han seleccionado algunas variables para fines de este análisis. A continuación se describen las características de la zona de estudio y se presenta el método de precios hedónicos.

Área de estudio

Los terrenos de interés para este estudio están situados en la región sur de la Ciudad de México y pertenecen al suelo de conservación. Las delegaciones que se sitúan en suelo de conservación son las siguientes: Cuajimalpa (8%), Tlalpan (35%), Magdalena Contreras (8%), Xochimilco (14%), Milpa Alta (35%), Tláhuac (10%) y Álvaro Obregón (4%) (Figura 1). Esta área se localiza a una altitud media de 2240 m sobre el nivel del mar, con más de la mitad de la superficie formada por áreas accidentadas y con vegetación mayormente compuesta por bosques de coníferas. Predomina un clima templado con precipitaciones 600-1000 mm anuales principalmente desde junio a octubre y la temperatura media anual es de 16 °C.

VARIABLES INCLUIDAS EN EL MODELO

Las variables finalmente utilizadas se muestran en el Cuadro 1. Se presenta la media y el signo esperado.

Cuadro 1. Variables incluidas en el modelo.

| Variable | Definición | Media | Signo esperado |
|-----------------|--|--------------|-----------------------|
| Ln_Pr_Total | Logaritmo del precio total del terreno | 5.78 | Variable dependiente |
| Sup | Superficie total del terreno (m ²) | 591.32 | Positivo |
| Servicios | Variable dicotómica que indica si el terreno dispone de electricidad, agua y drenaje | 0.26 | Positivo |
| Alto | Grado de marginación alto (variable dicotómica) | 0.67 | Negativo |
| Medio | Grado de marginación medio (variable dicotómica) | 0.21 | Negativo |
| Dist_bosque | Distancia del terreno al bosque (m ²) | 1011.6 | Negativo |
| Dist_ANP | Distancia del terreno al área natural protegida (m ²) | 3286.6 | Negativo |
| Carbono | Carbono almacenado en la biomasa aérea de vegetación | 4.87 | Negativo |

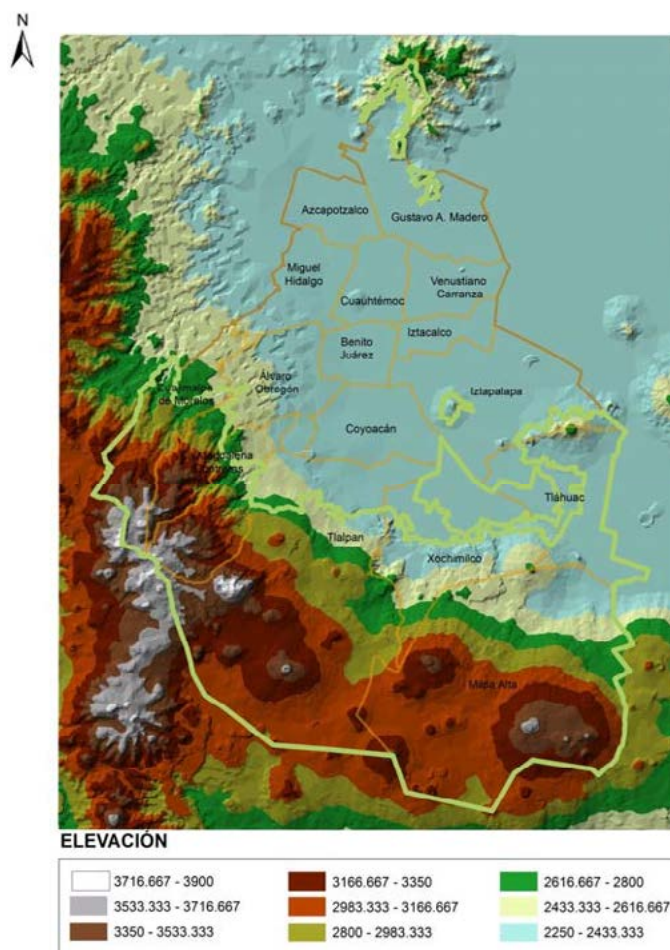


Figura 1. Localización la zona de estudio (área de conservación en las delegaciones de Cuajimalpa, Tlalpan, Magdalena Contreras, Xochimilco, Milpa Alta, Tláhuac y Álvaro Obregón).

Metodología para estimar el precio implícito de los almacenes de carbono

La recolección de datos para este estudio se realizó durante el periodo de mayo a octubre de 2016. Se ubicó a los oferentes de terrenos por medio de recorridos de campo, tomando datos de anuncios mostrados a lo largo de la carretera. Después se hicieron llamadas a los propietarios de estos terrenos para obtener mayor información relacionada con la superficie del terreno, precio total del terreno, el precio por metro cuadrado, las características del terreno como la disponibilidad de agua, electricidad o drenaje y la ubicación concreta del terreno. Todo esto se hizo a partir de llamadas telefónicas de un falso comprador. Cada llamada telefónica duraba en promedio entre 2 y 5 min.

El resto de los datos asociados a los terrenos se obtuvieron de fuentes institucionales como INEGI, RAN, CONAPO CORENA y PAOT mediante el software ArcMap®.

Cálculo del carbono por terreno

Para estimar el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea de la vegetación arbórea del suelo, se realizó un muestreo en diferentes coberturas. Se tomaron datos dasométricos del arbolado siguiendo la metodología del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Comisión Nacional Forestal.

Se muestrearon un total de 275 conglomerados con una superficie de 0.04 ha cada conglomerado (86 conglomerados para bosque de oyamel, 160 conglomerados para bosque de pino y 30 conglomerados

para bosque mixto). El carbono almacenado para cada árbol se calculó a partir de ecuaciones ya existentes de carbono, biomasa y volumen.

Una vez obtenido el carbono por árbol, se calculó el carbono para cada conglomerado y utilizando métodos geo-estadísticos (interpolación de Co-Kriging) se elaboró la capa de información para representar la variabilidad espacial de las densidades de carbono de los bosques del suelo de conservación.

En los sitios donde no fue posible representar esta variabilidad espacial, se incorporaron a los datos provenientes de la fase de diagnóstico del proceso de actualización del Programa General de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal, los cuales se determinaron tomando como referencia datos de carbono reportados en la literatura. Dentro de los ecosistemas presentes en el suelo de conservación, los bosques de oyamel y de pino son los principales reservorios de carbono.

Metodología para calcular el valor implícito del carbono

El método de precios hedónicos, conocido también como método de precios implícitos o por componentes, permite descomponer el precio de mercado de un bien en sus "partes" o "componentes" y es un método de preferencias reveladas que se basa en mercados existentes. La idea básica del método es usar las variaciones en los precios de mercado del bien en cuestión para calcular el bienestar (utilidad) que otorga una característica de no mercado, por ejemplo, una característica ambiental.

La aplicación de este método permite identificar el peso que aporta cada componente o atributo al precio final de un bien y a partir de estos pesos, se calculan las variaciones marginales de las características del bien bajo estudio.

El método de precios hedónicos tiene sus orígenes en las aplicaciones de Rosen (1974), quien propuso la estimación para explicar el bienestar del consumidor a través de los atributos que componen los bienes.

La aplicación del modelo se compone de dos partes principales: 1) calcular el peso, o aporte, de las características de un bien sobre su precio final; para ello, se aplica un análisis de regresión; 2) derivar la función respecto a la variable (ambiental) de interés para obtener el precio implícito.

Los principales supuestos de este modelo son que los compradores de bienes buscan maximizar su utilidad y que estos individuos están sujetos a un límite presupuestario y a los precios de los bienes en el mercado.

En este caso de estudio el precio de mercado de los terrenos puede depender de k características que recoge el vector M (Ecuación 1).

$$M = (m_1, m_2 \dots m_i \dots m_k) \quad (1)$$

Cada terreno disponible en el mercado tiene un precio asignado, en este caso, es el precio del terreno P_i . El precio corresponde a las características del terreno, con lo cual, habrá una función implícita asociada a las características específicas del precio del i -ésimo terreno (P_i).

Bajo el supuesto de un mercado en equilibrio, el precio será resultado de la oferta y demanda que a su vez, depende de las características concretas del terreno.

Al introducir un componente aleatorio ε_i establecemos una relación estocástica como la Expresión 2.

$$P_i = f(m_{i1}, m_{i2} \dots m_{ij} \dots m_{ik}) + \varepsilon_i \quad (2)$$

Esta expresión puede resolverse según el modelo de mínimos cuadrados ordinarios (MCO) para la función de precios hedónicos de la venta de terrenos.

Los precios hedónicos surgen cuando bienes diferenciados por su calidad son vendidos en mercados competitivos. La esencia de los modelos hedónicos es el uso de la variación sistemática en el precio de los bienes que puede ser atribuible a las características de estos bienes que implican disposición a pagar por esas características. Modelos de precios hedónicos se han utilizado, por ejemplo, en precios de bienes agrícolas, automóviles, vinos y en el mercado laboral (Haab y McConnell, 2003). El modelo de regresión se enuncia conforme a la Expresión 3.

$$\ln P_i = \alpha_i + \beta_1 \text{Sup} + \beta_2 \text{Servicios} - \beta_3 \text{Alto} - \beta_4 \text{Medio} - \beta_5 \text{Dist_ANP} - \beta_6 \text{Dist_bosque} - \beta_7 \text{Carbono} + \varepsilon_i \quad (3)$$

donde, P_i es el logaritmo del precio del terreno i , α recoge el valor del precio del terreno asociado a características no consideradas en los atributos del modelo y que también influyen en el precio del terreno, los parámetros β representan la contribución de cada característica en el precio total y, finalmente, ε_i es la perturbación aleatoria.

Resultados

Para estimar el efecto del carbono almacenado en la biomasa aérea de los terrenos sobre el precio medio de los terrenos se obtuvo información de los precios de 350 predios de los cuales se descartaron 35 debido a inconsistencias al momento de solicitar información con el propietario. La base final para elaborar el modelo consistió en 315 terrenos.

Los valores del Cuadro 2 muestran la aportación que hace al modelo tres tipos de variables: físicas, urbanos, sociales y ambientales. Todas las variables tienen los signos esperados y, excepto por las variables de distancia al bosque y grado de marginación medio, son significativas al menos al 5%.

Cuadro 2. Resultados del modelo de precios hedónicos.

| Variable | Coefficiente (std. Error) |
|----------------|------------------------------|
| Sup | 0.0004637 * (.0000231) |
| Servicios | 0.1945436* (.0404802) |
| Alto | 0.2221591* (.0600371) |
| Medio | 0.1110584** (.0640947) |
| Dist_ANP | 0.034132* (.0092595) |
| Dist_bosque | 0.0311243* (.0134631) |
| Carbono | 0.0013262** (.000796) |
| Constante | 5.781661 (.0619936) |
| R ² | 0.65 |
| Estadístico F | 84.02 |
| Observaciones | 315 |

*** Significativo al 1% y al 10% respectivamente.

El signo positivo de las variables superficie y servicios es positivo, sugiriendo que a medida que aumenta el tamaño del terreno y si este terreno cuenta con servicios de electricidad, agua y drenaje el precio será mayor.

El signo de las variables alto y medio tienen signo negativo sugiriendo que los terrenos situados en zonas localizadas con un alto grado de marginación tienen un precio menor que aquellos terrenos con grado de marginación bajo, que es la categoría de referencia. De la misma manera, los terrenos situados en zonas con grado de marginación medio también tienen una penalización en el precio de los terrenos comparados con terrenos con grado de marginación bajo. Los coeficientes son los esperados, es decir,

existe una mayor penalización en el precio de los terrenos de grado de marginación alto y una menor penalización en el precio de los terrenos de grado de marginación medio.

El coeficiente de las distancias al área natural protegida y al bosque tiene signo negativo, indicando que terrenos más alejados de estas áreas tendrán un precio inferior si se compara con terrenos situados en las proximidades de bosques y áreas verdes. Finalmente, la variable de interés para este estudio muestra que la presencia de mayor fijación de carbono contenido en la biomasa aérea de cada terreno tendrá un efecto negativo en el precio del terreno. Este resultado puede asociarse al uso potencial que se espera del terreno que está puesto en venta. Si el terreno almacena mayor cantidad de biomasa aérea es un indicador de que existe vegetación en la superficie. Cuando el comprador potencial pretende utilizar ese terreno para vivienda no resulta conveniente que este terreno esté cubierto por vegetación porque supondría mayores costes futuros para la conversión del uso del suelo a un uso habitacional (e.g., contratar mano de obra para talar y limpiar el terreno, comprar y obtener el permiso para talar la vegetación y árboles).

Cálculo de Precios Implícitos del valor del carbono

El valor del carbono se estima con la Ecuación 4.

$$\text{Precio implícito} = \frac{\partial P_i}{\partial \text{Carbono}_i} \quad (4)$$

donde, P_i es la variación del precio del terreno i y Carbono_i es la variación del carbono almacenado en cada terreno. El supuesto básico es que los potenciales compradores están dispuestos a pagar más por los terrenos que no tienen cubierta forestal, en el entendido de que el futuro uso del terreno es urbano (construir vivienda) y no ambiental.

La variable dependiente se ha transformado en su forma logarítmica, por tanto, los valores de los coeficientes miden cambios porcentuales ante cambios marginales en las variables independientes. De esta manera, cuando un terreno incrementa la vegetación arbustiva de 4.87 (valor medio) a 159 (máximo valor registrado para la vegetación arbustiva en los terrenos observados) el cambio en el bienestar es igual a -20.44%; es decir, un comprado estaría dispuesto a pagar hasta 20% más del precio del terreno para evitar que en este predio tenga vegetación arbustiva en la superficie. Por tanto, se sugiere que el uso futuro de ese terreno no será para un uso ambiental sino un uso urbano.

Conclusiones

Los resultados encontrados en este estudio podrían poner a discusión algunas implicaciones sociales, urbanas y ambientales que influyen en los precios de los terrenos agrícolas abandonados que están disponibles en el mercado para su venta. Las variables urbanas influyen mayormente en el establecimiento del precio del terreno. Los servicios urbanos como la disponibilidad de agua, electricidad y drenaje son factores importantes que los demandantes de estos terrenos perciben como positivos y esto permite que el precio del terreno se encarezca en el mercado. La cercanía de terrenos a zonas verdes como bosques o áreas naturales protegidas son un factor que influye positivamente en los precios de los terrenos, es decir, algo que se valora de una manera positiva. Sin embargo, el área verde debe estar en las proximidades, mas no en el terreno que se pretende comprar.

Por otra parte, las variables sociales influyen también en el precio del terreno. Terrenos situados en zonas clasificadas con grado de marginación medio o alto tendrán repercusiones negativas en el precio del terreno.

Finalmente, el signo negativo encontrado en la variable de captura el almacenamiento de carbono permite inferir que los terrenos sin cobertura vegetal tienen un mayor precio en el mercado lo cual sugiere que el futuro uso de esos terrenos será otro fin alejado del ambiental. En otras palabras, la presencia de arbustos en la superficie del terreno influye de manera negativa en el precio del terreno y los terrenos

con cobertura vegetal tendrán precios menores que aquellos en los que no la hay. Esta pérdida de bienestar social debido a la superficie vegetativa en los terrenos sugiere que el interés del comprador se inclina a un uso urbano que podría estar relacionado con la edificación de vivienda o para uso comercial.

Agradecimientos

Esta investigación se llevó a cabo en el marco del proyecto: Valoración económico-ambiental del suelo de conservación del Distrito Federal, financiado por el proyecto de investigación básica SEP-CONACYT 179301.

Literatura citada

- Bowman, T., J. Thompson and J. Colletti. 2009. Valuation of open space and conservation features in residential subdivisions. *Journal of Environmental Management* 90(1):321-330.
- Brander, L. M. and M. J. Koetse. 2011. The value of urban open space: meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results. *Journal of Environmental Management* 92:2763-2773.
- Caldas, M., R. Walker, A. Eugenio, P. Stephen, A. Stephen and C. Simmons. 2007. Theorizing Land Cover and Land Use Change: The Peasant Economy of Amazonian Deforestation. *Annals of the Association of American Geographers* (1):86.
- CONAPO. 2010. Índices de marginación a nivel localidad, 2010. Consejo Nacional de Población, México.
- Frey, E. F., M. B. Palin, P. J. Walsh and C. R. Whitcraft. 2013. Spatial Hedonic Valuation of a Multi-use Urban Wetland in Southern California. *Agricultural and Resource Economics Review* 42(2):387-402.
- Geoghegan, J. 2002. The value of open spaces in residential land use. *Land Use Policy* 19:91-98.
- Haab, T. C. and K. E. McConnell. 2003. Valuing environmental and natural resources. *The econometrics of non-market valuation*. M. A. Norhampton and E. Elgar.
- IIED. 2003. Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries. Environmental Economics Programme, International Institute for Environment and Development, IIED.
- INEGI. 2010. XIII Censo General de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Irwin, E. G. 2002. The effects of open space on residential property values. *Land Economics* 78(4):465-480.
- Jourdain, D., E. Scopel and F. Affholder. 2001. The Impact of conservation tillage on the productivity and stability of maize cropping systems: A case study in Western Mexico. CIMMYT Economics working paper 01-02. D. F., México.
- Ling, O. 2005. Sustainability and cities concept and assessment. Singapore: Institute of policy studies.
- Loomis, J., V. Rameker and A. Seidl. 2004. A Hedonic Model of Public Market Transactions for Open Space Protection. *Journal of Environmental Planning and Management* 47(1):83-96.
- Mittal, J. 2014. Value Capitalization Effect of Protected Properties: A Comparison of Conservation Easement with Mixed-Bag Open Spaces. *Journal of Sustainable Real Estate* 6(2):23-45.
- Okmyung, B. 2005. A semiparametric hedonic model for valuing wetlands. *Applied Econometrics Letters* 12(10):597-601.
- Newburn, D. A., P. Berck and A. M. Merenlender. 2006. Habitat and open space at risk of land-use conversion: Targeting strategies for land conservacion. *American Journal of Agricultural Economics* 88(1):28-42.
- Sander, H. A. and S. Polasky. 2009. The value of views and open space: Estimates from a hedonic pricing model for Ramsey County, Minnesota, USA. *Land Use Policy* 26:837-845.
- Snyder, S. A., R. Hudson, M. A. Kilgore and J. Donnay. 2008. Influence of purchaser perceptions and intentions on price for forest land parcels: A hedonic pricing approach. *Journal of Forest Economics* 14(1):47-72.
- Sundelin, T., J. Högberg and L. Lönnstedt. 2015. Determinants of the market price of forest estates: a statistical analysis. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30(6):547-557.
- Tapsuwan, S., G. Ingram, M. Burton and D. Brennan. 2009. Capitalized amenity value of urban wetlands: a hedonic property price approach to urban wetlands in Perth, Western Australia. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 53:527-545.
- West, P. C., H. K. Gibbs, C. Monfreda, J. Wagner, C. C. Barford, S. R. Carpenter and J. A. Foley. 2010. Trading carbon for food: global comparison of carbon stocks vs crop yields on agricultural land. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(46):19645-19648 DOI:10.1073/pnas.1011078107.
- Zhang, D., L. Meng and M. Polyakov, 2013. Determinants of the prices of bare forestland and premerchantable timber stands: a spatial hedonic study. *Forest Science* 59(4):400-406.
- Zygmunt, R. and M. Gluszak, 2015. Forest proximity impact on undeveloped land values: A spatial hedonic study. *Forest Policy and Economics* 50:82-89.



3.4 Lecciones aprendidas de la Primera Edición de la Escuela de Verano

Vargas-Terminel Martha L.¹; Yépez Enrico A.¹; Paz-Pellat Fernando²; Garatuza-Payán Jaime¹ y Rodríguez Julio C.³

¹Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

²Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Texcoco, Estado de México.

³Universidad de Sonora. Blvd. Luis Encinas y Rosales S/N, CP 83000, Hermosillo, Sonora, México.

Autor para correspondencia: enrico.yopez@itson.edu.mx

Resumen

La Primera Edición de la Escuela de Verano fue el inicio de un programa que combina actividades de carácter teórico y práctico orientado a la formación de un capital humano que sea capaz de afrontar los retos que imponen las problemáticas ambientales, sociales y económicas en múltiples escalas de tiempo y espacio sobre los socio-ecosistemas. El programa involucra la participación de estudiantes de diversos perfiles académicos enfocados al estudio de ciclo del carbono y sus interacciones. En la primera edición los estudiantes tuvieron la oportunidad de dialogar y discutir acerca de las problemáticas que afectan el sur de Sonora y sus ecosistemas, esto a través de interacciones con académicos, empresarios y tomadores de decisiones por medio de visitas, talleres y trabajo de campo en instituciones públicas y privadas, así como, en sitios de monitoreo eco-hidrológico a largo plazo. El programa fue positivo ya que amplió la perspectiva acerca de la importancia que tiene el establecer sitios de monitoreo a largo plazo bajo un enfoque de multiescalas y multidisciplinario, que permita la integración y participación activa de las instituciones del sector público y privado, con el fin de alcanzar una comprensión acerca de cómo realmente las presiones y problemáticas actuales controlan la dinámica y funcionamiento de los socio-ecosistemas y los componentes del ciclo del carbono en México.

Palabras clave: *biogeociencias; capital humano; enfoque multiescalar; socio-ecosistemas.*

Abstract

The Summer School from the Mexican Carbon Program is a project that combines theory and practical activities focusing on creating human capital capable to face the environmental, social and economic problems at multiple temporal and spatial scales in socio-ecosystems. This program involves the student's participation from diverse academic profiles with an interest on the study of carbon cycle and its interactions. On its First Edition, students had the opportunity to talk and discuss about the different problems that affects the south Sonora region and their ecosystems through interactions with researchers, businessman and, decision makers through technical visits, workshops and fieldwork in public and private institutions, as well as, long-term eco-hydrologic study sites. The program was positive because it allowed to open the perspective on how important and essential is to establish eco-hydrologic study sites with a multidisciplinary and multiscale approaches to achieve and activate participation and integration from public and private institutions, in order to acquire understanding on how current human pressures affect the functional dynamics of socio-ecosystems and their carbon cycle components in México.

Key words: *biogeosciences; human capital; multiscale approach; socio-ecosystems.*

Introducción

En las últimas décadas, grandes extensiones de terreno han sido destinadas a la conversión de sistemas naturales para uso humano a través de los cambios de uso de suelo para la producción agrícola, ganadera, forestal y pesquera creando una presión importante sobre los recursos naturales, esto propicia que la integridad de los ecosistemas y sus capacidades de proveer servicios a la sociedad se vea comprometida (Foley *et al.*, 2005). Esto ha llamado la atención de la comunidad científica ya que las presiones de carácter antropogénico varían en magnitud y alcance en la estructura, función y biodiversidad de los ecosistemas (Sarukhán *et al.*, 2015). Sin embargo, el entender como realmente estas perturbaciones afectan y controlan a escalas temporales y espaciales la dinámica funcional de los sistemas naturales, en particular, en el ciclo del carbono y sus interacciones todavía no es entendida (Vargas *et al.*, 2012), más aún, si se consideran integrar factores de tipo económico y social, llegando a ser considerados como socio-ecosistemas (Bardsley, 2015).

El sur de Sonora es una zona que presenta un clima semiárido, lo cual permite que exista un contraste y gradiente de sistemas naturales que van desde la Sierra Madre Occidental encontrando la selva baja caducifolia caracterizada por una marcada estacionalidad en sus ciclos dinámicos (Verduzco *et al.*, 2015) hasta el Golfo de California, un sitio con una alta productividad y diversidad de ecosistemas costeros como los manglares (Beman *et al.*, 2005; Alatorre *et al.*, 2016) y pasando por el Valle del Yaqui, una de las regiones económicas y productivas más importantes a nivel nacional con ciclos agrícolas muy dinámicos (Nicholas y Batistti, 2008). Sin embargo, los cambios de usos de suelo (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008), la intensa actividad agrícola junto con la escasez de agua, las tendencias climáticas de cambio (Lares *et al.*, 2016) y el rápido crecimiento no planificado de las zonas costeras (López-Medellín y Ezcurra, 2011; Camacho-Ibar y Rivera-Monroy, 2012) han provocado mal manejo y gestión de los recursos naturales, los cuales ha ejercido presiones importantes sobre la estabilidad y resiliencia de los socio-ecosistemas (Calderón-Aguilera *et al.*, 2012).

Es por ello, que es necesaria la creación de proyectos que despierten la curiosidad y participación activa y colectiva de la sociedad. Tal es el caso de la Escuela de Verano del Programa Mexicano del Carbono, un programa que combina estrategias de carácter teórico y práctico orientados hacia la formación de un capital humano capaz de identificar, atender y resolver las problemáticas sociales reales y puntuales que los socio-ecosistemas enfrentan en la actualidad y como el ciclo del carbono y sus interacciones se verán afectadas ante estas causas. Bajo este contexto, la Escuela de Verano tiene como objetivos principales el instruir a los participantes en la realización de mediciones de variables biológicas, geoquímicas y ambientales, útiles para el entendimiento del funcionamiento de los socio-ecosistemas a través de la vinculación de los estudiantes con los tomadores de decisiones, familiarizarlos con la infraestructura instalada y hacerlos partícipes de la problemática ambiental local a través del diseño de programas de monitoreo ambiental a largo plazo promoviendo un aprendizaje y desarrollo profesional integral, por último, el fomentar en los participantes el uso de herramientas precisas y avanzadas para la resolución de las diferentes problemáticas ambientales y formar una línea base acerca de retos de la sustentabilidad a nivel local, estatal y nacional.

Materiales y Métodos

La Primera Edición de la Escuela de Verano fue llevada a cabo en la región sur del estado de Sonora, la cual contempló un gradiente y contraste de socio-ecosistemas. Esta involucró su organización a través del Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) y la Universidad de Sonora (UNISON). La Escuela de Verano contempló ocho días de trabajo consecutivo entre el 12 y 20 de septiembre de 2016, siendo el ITSON en Ciudad Obregón la sede principal y como subsedes las poblaciones de Álamos y Agiabampo. El programa contó con la participación de estudiantes

y técnicos pertenecientes a distintos programas y niveles educativos instituciones académicas y de investigación de la república. Las actividades realizadas estuvieron compuestas por enfoques de carácter teórico-práctico. Un primer enfoque de tipo teórico permitió al estudiante interactuar de manera directa con instituciones de índole pública y privada del Sur de Sonora, siendo compartidas las experiencias de investigación de los especialistas en el área y tomadores de decisiones, esto a través de talleres, pláticas formales y foros de discusión acerca de las problemáticas reales que se presentan en la región. Adicionalmente, las sesiones de carácter teórico fueron complementadas con actividades de tipo práctico, las cuales fueron agrupadas en un programa de experimentos y trabajo de campo en una red de sitios de monitoreo a largo plazo en ecosistemas contrastantes de Sonora, como manglares, selvas y agroecosistemas.

Resultados y Discusión

Instituciones y participantes

Para el programa fueron seleccionados un total de 15 estudiantes de 13 distintos programas educativos orientados hacia las hidrocencias, ciencias marinas y de la tierra, ecología funcional, gestión ambiental y recursos naturales, los cuales comprendieron dos estudiantes de licenciatura, seis de maestría, seis de doctorado y un técnico académico (Figura 1).

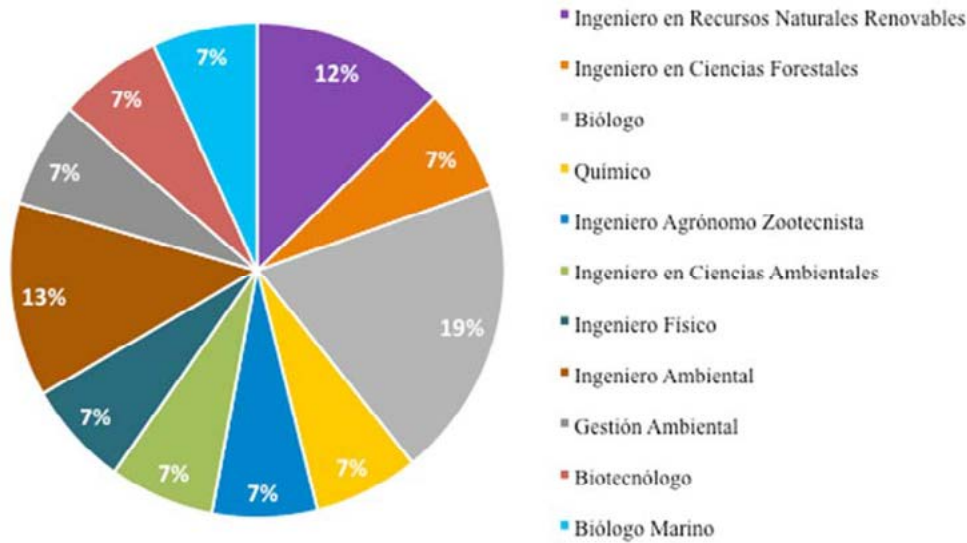


Figura 1. Perfil académico de los participantes.

En conjunto los participantes pertenecieron a diez instituciones académicas y de investigación presentes en diez estados del país (Cuadro 1).

Cuadro 1. Descripción de participantes por institución de académica y su estado de procedencia.

| Número de participantes | Institución | Estado |
|-------------------------|--|---------------------|
| 1 | Universidad Autónoma de Baja California, Campus Ensenada | Baja California |
| 1 | Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste | Baja California Sur |
| 3 | Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo Universidad Autónoma Chapingo | Estado de México |

Continuación Cuadro 1...

| Número de participantes | Institución | Estado |
|-------------------------|--|-----------------|
| 1 | Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Geociencias | Guanajuato |
| 1 | Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica | San Luis Potosí |
| 1 | Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología | Sinaloa |
| 2 | Instituto Tecnológico de Sonora | Sonora |
| 1 | Universidad Juárez Autónoma de Tabasco | Tabasco |
| 1 | Instituto de Ecología, A.C | Veracruz |
| 2 | Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Sisal Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Campus Mérida | Yucatán |

Actividades realizadas

Las actividades principales de la Escuela de Verano fueron estructuradas por sesiones de carácter teórico y práctico en donde los participantes tuvieron la oportunidad de visitar instituciones nacionales e internacionales públicas y privadas orientadas hacia el sector productivo y empresarial, estudio de ecosistemas, sistemas urbanos y agrícolas. Un total de siete instituciones de carácter público y privado fueron visitados en la Escuela de Verano (Cuadro 2), mediante estas visitas se promovió el cuestionamiento, la convivencia y exposición con empresarios, académicos, manejadores y usuarios visitas fueron expuestas las principales problemáticas reales y retos puntuales del Sur de Sonora. Esto incluyó, el conocer las consecuencias de la agricultura intensiva sobre las emisiones de N_2O y los lixiviados en el Valle del Yaqui, así como, su posible impacto hacia otros ecosistemas adyacentes, además, se integraron temas relacionados a la presión que ejercen las actividades económicas y condiciones climáticas de la zona la disponibilidad y manejo del recurso hídrico.

Por otra parte, fueron contrastados sistemas naturales de tipo terrestre y costero en donde se analizó como los cambios de uso de suelo, las actividades económicas y los patrones climáticos podrían afectar e influenciar el ciclo del carbono mediante un enfoque multiescalar. En total se completaron 55 h de trabajo proactivo, de las cuales 24 h son fueron realizadas de maneras teórica, comprendiendo temas de funcionamiento, estructura y manejo del sistema de presas del río Yaqui y sus distritos de riego, así como, el uso de sensores ambientales y drones para la estimación de los rendimientos del trigo y el uso eficiente de nitrógeno por parte de los cultivos. Adicionalmente, fue presentado el contexto y estado actual de los sistemas sierra, costa y agrícolas del Sur de Sonora aplicando un enfoque multiescalar para el estudio de ecosistemas en la biogeociencias.

Así mismo, se realizaron en total 40 h de trabajo de campo en los sitios de monitoreo eco-hidrológico a largo plazo de selva baja caducifolia y manglar localizados en las comunidades de Álamos y Agiabampo, Sonora en donde se desarrollaron actividades que involucraron recorridos por los sitio de monitoreo, experimentos y parcelas experimentales la caracterización de funcionamiento, estructura y composición de los ecosistemas en donde se tocaron aspectos relacionados a la caracterización de funcionamiento, estructura y composición de los ecosistemas. Estas actividades fueron complementadas con el uso y demostración de equipos de para la cuantificación de flujos ecosistémicos de CO_2 , H_2O y CH_4 , con la técnica de correlación de vórtices, así como, los contrastes que existen entre las cada una de la técnicas de monitoreo en campo en distintos ecosistemas.

Cuadro 2. Instituciones públicas y privadas del sur de Sonora visitadas durante el programa.

| Institución | Lugar |
|--|------------------------|
| Campo Experimental Norman E. Borlaug, CIMMYT | Cd. Obregón |
| Campo Experimental Cajeme I., INIFAP | Cd. Obregón |
| Estación Biológica de Navopatia, Nature Culture International | Agiabampo |
| Estación Científica “El Guayabo”, Nature Culture International | Álamos |
| Granja acuícola “11 de Diciembre de 1996 S.P.R de R.I.” | San Ignacio Río Muerto |
| Presa Álvaro Obregón “El Oviachic”, CONAGUA | Cd. Obregón |
| Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuhujaqui, CONANP | Álamos |
| Distrito de Riego del Río Yaqui S. DE R.L. DE I.P. Y C.V. | Cd. Obregón |

Lecciones aprendidas

La Escuela de Verano en su primera edición permitió la interacción de estudiantes de disciplinas diferentes enfocadas en el estudio del ciclo del carbono y sus interacciones a diversas escalas en socio-ecosistemas contrastantes del país estimulando la discusión del ciclo del carbono y sus interacciones más allá del contexto académico. Esto propició que los participantes compartieran y discutieran las percepciones ambientales, económicas y sociales que existen, ampliando las perspectivas de lo importante que son los estudios a largo plazo con enfoques multiescalares e interdisciplinarios (Figura 2).

Adicionalmente, se enfatizó que para que se siguiera fortaleciendo la red del estudio del ciclo del carbono en México es necesario que exista una comunicación más estrecha entre las instituciones de investigación, universidades y alumnos para permitir la expansión de las redes temáticas de monitoreo en sitios a largo plazo. Sin embargo, se hizo hincapié en la serie de retos que todavía faltan por resolver y afrontar, como lo es lograr una integración total de en los estudios de multiescalas en ecosistemas, esto con el fin de tener una mejor comprensión y conocimiento acerca del estado del arte de los componentes de ciclo del carbono en México, así como, el fomentar una participación activa, trabajo continuo y coordinación entre las instituciones públicas, privadas y de investigación, para la consolidación de las perspectivas orientadas hacia la integración de cómo las influencias y las presiones de los componentes sociales y económicos afectan los socio-ecosistemas, creando un marco de referencia para la creación de políticas públicas que presenten soluciones reales ante los retos de la sustentabilidad a nivel nacional.



Figura 2. Participantes de la Primera Edición de la Escuela de Verano del Programa Mexicano del Carbono.

Conclusiones

La Primera Edición de la Escuela de verano fue un ejercicio práctico que permitió la divulgación de la ciencia por medio de actividades de carácter teórico y práctico promoviendo las interacciones de estudiantes con académicos y tomadores de decisiones para la transmisión de conocimientos y experiencias de problemáticas con casos de estudio reales en el Sur de Sonora. Se recomienda que en las próximas escuelas a realizarse se implementen ejercicios enfocados hacia el análisis de bases de datos (MatLab, R) y generación de metadatos y uso de procesadores de referencias bibliográficas (Endnote, Mendeley, Latex). La realización de este tipo de proyectos integradores es una herramienta encaminada hacia la formación de un capital humano especializado en temas de interés social, económico y ecológico. Para que estas integraciones sean alcanzadas es necesario un seguimiento de las relaciones de trabajo establecidas, así como, los acuerdos y perspectivas tomadas en las sesiones. Además, para continuar con el fortalecimiento de las interacciones y las colaboraciones futuras se deben seguir implementando este tipo de proyectos en diversas sedes del país, en donde se expongan las problemáticas reales y la necesidades que presentan.

Agradecimientos

La Escuela de Verano fue posible gracias al financiamiento del programa de Redes CONACYT y al Programa Mexicano del Carbono.

Literatura citada

- Ahrens, T. D., J. M. Beman, J. a. Harrison, P. K. Jewett and P. A. Matson. 2009. A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico. *Water Resources Research* 45(7):1–13 DOI:10.1029/2007WR006661.
- Alatorre, L. C., S. Sánchez-Carrillo, S. Miramontes-Beltrán, R. J. Medina, M. E. Torres-Olave, L. C. Bravo, L. C. Wiebe, A. Granados, D. K. Adams, E. Sánchez and M. Uc. 2016. Temporal changes of NDVI for qualitative environmental assessment of mangroves: Shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the Gulf of California (1990–2010). *Journal of Arid Environments* 125:98–109 DOI:10.1016/j.jaridenv.2015.10.010.
- 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(3):355–366 DOI:10.1016/j.foreco.2008.04.049.
- Bardsley, D. K. 2015. Limits to adaptation or a second modernity? Responses to climate change risk in the context of failing socio-ecosystems. *Environment, Development and Sustainability* 17(1):41–55 DOI:10.1007/s10668-014-9541-x.
- Beman, J. M., K. R. Arrigo and P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434(7030):211–214 DOI:10.1038/nature03370.
- Calderón-Aguilera, L. E., V. H. Rivera-Monroy, L. Porter-Bolland, A. Martínez-Yrizar, L. B. Ladah, M. Martínez-Ramos, J. Alcocer, A. L. Santiago-Pérez, H. A. Hernandez-Arana, V. M. Reyes-Gómez, D. R. Pérez-Salicrup, V. Díaz-Núñez, J. Sosa-Ramírez, J. Herrera-Silveira and A. Búrquez. 2012. An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: Current trends and research gaps. *Biodiversity and Conservation* 21:589–617 DOI:10.1007/s10531-011-0218-6.
- Camacho-Ibar, V. F. and V. H. Rivera-Monroy. 2014. Coastal Lagoons and Estuaries in Mexico: Processes and Vulnerability. *Estuaries and Coasts* 37(6):1313–1318 DOI:10.1007/s12237-014-9896-0.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, C. Prentice, N. Ramankutty and P. Synder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734):570–574 DOI:10.1126/science.1111772.
- Lares-Orozco, M. F., A. Robles-Morúa, E. A. Yépez and R. M. Handler. 2016. Global warming potential of intensive wheat production in the Yaqui Valley, Mexico: a resource for the design of localized mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production* 127:522–532 DOI:http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.128.
- López-Medellín, X. and E. Ezcurra. 2012. The productivity of mangroves in northwestern Mexico: A meta-analysis of current data. *Journal of Coastal Conservation* 16(3):399–403 DOI:10.1007/s11852-012-0210-7.
- Nicholas, R. E. and D. S. Battisti. 2008. Drought recurrence and seasonal rainfall prediction in the Río Yaqui Basin, Mexico. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47(4):991–1005 DOI:10.1175/2007JAMC1575.1.



- Sarukhán, J., T. Urquiza-Haas, P. Koleff, J. Carabias, R. Dirzo, E. Ezcurra, S. Cerdeira-Estrada and J. Soberon. 2014. Strategic Actions to Value, Conserve, and Restore the Natural Capital of Megadiversity Countries: The Case of Mexico. *Bioscience* 65(2):164-173 DOI: 10.1093/biosci/biu195.
- 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: Toward a continental scale understanding. *Environmental Science and Policy* 21:84-93 <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.04.003>.
- Verduzco, V. S., J. Garatuza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morúa and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120(10):2081-2094 DOI: 10.1002/2015JG003119.

3.5 Pescadoras de la información en Isla Natividad, Baja California Sur

Cruz-Albañez Esmeralda¹; Garcia-Hirales Sulema¹; Hernández-Velasco Arturo²; Espinoza Antonio¹ y Precoma-de la Mora Magdalena²

¹SCPP Buzos y Pescadores de la Baja California R. de R. L. Av. Francisco González Bocanegra 1842 Col. Hidalgo, Ensenada, Baja California México.

²Comunidad y Biodiversidad A.C. Calle Isla del Peruano No. 215, Col. Lomas de Miramar, CP 85448, Guaymas Sonora México.

Autor para correspondencia: contacto@islandpacific.com.mx, jhernandez@cobi.org.mx

Resumen

La Isla Natividad, Baja California, México, se caracteriza por ser una comunidad pesquera en donde habitan hombres y mujeres que dependen directamente de sus recursos marinos. En esta isla vive un grupo de mujeres comprometidas con la conservación y restauración de sus recursos. Desde el 2009 a la fecha, 14 mujeres realizan monitoreos submarinos identificando peces, invertebrados y algas, generando información que les ayuda a evaluar el estado de sus recursos pesqueros y sus ecosistemas. Desde el 2011 se han integrado al monitoreo oceanográfico para comprender los procesos oceanográficos y cambios ambientales (aportación de aguas bajas en oxígeno en zonas costeras) que inciden en sus costas, recursos y ecosistemas. Las mujeres de la Isla Natividad se han convertido en voceras de la conservación dentro de su comunidad desarrollando proyectos de conservación terrestre y marina, ecoturismo, educación a visitantes y monitoreo. Las mujeres de la Isla Natividad han sido inspiración para otros grupos de mujeres en la Península de Baja California, logrando que otras mujeres de comunidades como la Isla Guadalupe, El Rosario y Quintana Roo se interesen en participar en los monitoreos y evaluaciones de sus comunidades. A la fecha en la península de Baja California se cuenta con 28 buzas dispuestas a participar en proyectos de conservación y monitoreo de sus recursos naturales.

Palabras clave: *mujeres; organización; buceo; monitoreo de recursos acuáticos.*

Abstract

Natividad Island, Baja California, Mexico, are characterized by being a fishing community where men and women who depend directly on their marine resources live. In this island lives a group of women committed to the conservation and restoration of their resources. From 2009 to date, 14 women underwater monitoring identify fish, invertebrates and algae, generating information that helps assess the state of their fishery resources and ecosystems. Since 2011, they have been integrated into oceanographic monitoring to understand the oceanographic processes and environmental changes found in their coasts, resources and ecosystems. The Natividad Island women have become conservation spokespersons within their community by developing land and marine conservation projects, ecotourism, visitor education and monitoring. Natividad Island women have been inspirational to other groups of women in the Baja California Peninsula and, other women from communities such as Isla Guadalupe, El Rosario and Quintana Roo are interested in participating in the monitoring and evaluation of their communities. To date in the peninsula of Baja California has 28 buzas willing to participate in projects of conservation and monitoring of its natural resources.

Key words: *women; organization; diving; monitoring of aquatic resources.*



Introducción

Cuando uno piensa en campamentos pesqueros, la primera imagen que viene a la mente es un grupo de hombres luchando por sacar productos marinos con una red, piola o trampa y poco interesados en la conservación de sus recursos. Difícilmente nos imaginamos que este tipo de actividades las estén realizando mujeres de las comunidades pesqueras y más que estas comunidades ocurran en México, siendo que el país se encuentra en la posición número 68 de 136 países que fueron evaluados según la equidad de género en diversos ámbitos (Kabeer, 2006).

Comunidad y Biodiversidad A. C. (COBI) ha impulsado el involucramiento de las mujeres relacionadas con la pesca en programas y proyectos de capacitación, pesca sustentable, con la finalidad de incluir y fortalecer el liderazgo de la mujer en los esfuerzos de conservación de los recursos marinos.

En la Península de Baja California llena de paisajes diversos y contrastantes se han generado propuestas comunitarias que hoy son ejemplos nacionales, siendo muchos de ellos desarrollados con la participación de mujeres.

Materiales y Métodos

En la Isla Natividad, B.C.S., en el 2011 un grupo de siete mujeres se organizaron y acercaron a COBI para solicitar capacitaciones en técnicas de buceo para conocer sus ecosistemas y recursos que tanto asombran a visitantes de la isla y a los propios buzos de la cooperativa; de este grupo se inspiraron otras siete mujeres más y se organizaron para tomar ellas también su curso de buceo, ya que al ver que esta actividad se les facilitaba y llenaba de tanto asombro a sus compañeras decidieron también ser parte de este grupo; en la actualidad las mujeres de la Isla Natividad han colaborado en proyectos de investigación para monitoreo de sus recursos y han demostrado un nivel de compromiso formidable al grado que ellas organizan sus propias salidas de buceo, colectan datos submarinos los ingresan a bases de datos y envían personalmente a investigadores nacionales e internacionales.

Resultados y Discusión

Así mismo las mujeres de la Isla Natividad han logrado inspirar a otras mujeres de su misma comunidad y no solo están participando en cuestiones de buceo, sino que también se organizaron otras ocho mujeres para realizar actividades de perlicultura de abulones, diseño y fabricación de artesanías y joyería con las perlas de abulón con conchas de abulón. En la actualidad las buzas de la Isla Natividad han participado en congresos internacionales (Hernández-Velasco, 2015), en donde han expuesto ellas mismas lo que ha significado el inspirar a otras mujeres dentro de su comunidad y en otros sitios.

En el caso de las mujeres de la Isla Guadalupe B.C., es de admirarse ya que ellas al escuchar del caso de Claudia y las mujeres de la Isla Natividad se acercaron a la dirección de la Reserva de la Biosfera de la Isla Guadalupe para solicitar apoyo para que pudieran recibir una capacitación en técnicas de buceo SCUBA, escribieron su propuesta y vieron la necesidad de realizar monitoreos de las condiciones oceanográficas que ocurren en su isla ya que aparte de su gran interés por la vida submarina están interesadas en entender que es lo que pasa con los recursos pesqueros que capturan sus esposos y la relación que tienen con factores ajenos a la pesca como la temperatura y oxígeno disuelto del agua.

En el 2013 ocho mujeres de la Isla Guadalupe se capacitaron en técnicas de buceo para aguas abiertas y técnicas de monitoreo oceanográfico, ellas instalaron un sensor oceanográfico en la Isla Guadalupe, una isla en la que muchos buzos experimentados dudarían en bucear ya que está catalogado como uno de los mejores sitios del mundo para el avistamiento de tiburón blanco. Sin que esto sea una limitante para las buzas de la Isla Guadalupe ellas están deseosas de aprender técnicas de monitoreo submarino y evaluar sus recursos pesqueros.

Conclusiones

A través de determinación, perseverancia y un gran amor al mar y recursos naturales de sus comunidades, todas las mujeres antes mencionadas han demostrado en un mundo dominado por los hombres a ser respetadas y valoradas por los miembros.

Literatura citada

- Kabeer, N. 2006. Lugar preponderante del género en la erradicación de la pobreza y las metas del desarrollo del milenio. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. México.
- Hernández-Velasco. 2015. Buzas de la Isla Natividad: Inspirando la conservación en la Península de Baja California. 68th Gulf And Caribbean Fisheries Institute.



3.6 Escenarios de futuro y concepción del riesgo entre pescadores artesanales de Alvarado, Veracruz, México

Saavedra-Gallo Gonzalo¹ y Valencia-García Guadalupe²

¹Universidad Austral de Chile. Independencia 641, Valdivia, Región de los Ríos, Chile.

²Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades (CEIICH), Programa de Investigación en Ciencias Sociales y Literatura, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito bicípuma 3000, Ciudad Universitaria, CP 04360, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: valencia@unam.mx

Resumen

Las comunidades costeras emplazadas al sur del Puerto de Veracruz, en el municipio de Alvarado (México), se encuentran inmersas en una encrucijada de incertidumbres debido a las exploraciones que buscan descubrir nuevas fuentes de petróleo en el Golfo de México. El fantasma de la escasez de pesquerías y de un futuro precario se ha instalado con fuerza en la conciencia cotidiana de los habitantes de Antón Lizardo, Las Barrancas, El Bayo y Playa Salinas, pescadores que ven con inquietud y temor el despliegue tecno-industrial de la estatal PEMEX. Y como sucede en otras latitudes latinoamericanas, un presente de incertidumbres vividas en el espacio cotidiano ha derivado en la observación de otras amenazas que, relacionadas o no al conflicto del fracking, tienden a condicionar no sólo la percepción social sobre el presente, sino especialmente el imaginario social sobre los futuros posibles. Es en este marco donde el cambio climático emerge como el gran trasfondo de escenarios futuros signados por el pesimismo. Este análisis explora críticamente, desde una perspectiva metodológica etnográfica y desde un enfoque de sociología del tiempo situado en la ecología política, la construcción y la factibilidad de tales escenarios, intentando problematizar la configuración localizada de futuros alternativos. Futuros que, bajo esa aproximación teórico-metodológica, también se ha advertido la construcción de narrativas locales en donde se desarrollan la esperanza y la resistencia.

Palabras clave: *cambio climático; pescadores artesanales; comunidades costeras; sociología del tiempo; futuro.*

Abstract

The coastal communities located at the south of the Port of Veracruz, in the municipality of Alvarado, Mexico are facing a set of uncertainties, due to the explorations that seek to discover new sources of oil in the Gulf of Mexico. The threat of scarcity for fisheries and a precarious future is part of the daily consciousness of Antón Lizardo, Las Barrancas, El Bayo and Playa Salinas inhabitants and fishermen communities who see with fear and concern the techno-industrial deployment of the state-owned PEMEX. And as in other Latin American countries, the constant uncertainty in which its inhabitants live, has led to attend other threats that related or not with the fracking conflict, tend to condition not only the social perception of the present, but also the social imaginary of all the possible futures. In this context the climate change rises as the backdrop of a future defined with pessimism. This analysis, critically explores from an ethnographic methodological perspective, which also considers a sociology of time focus and situated in political ecology, the construction and feasibility of such scenarios, trying to problematize the localized configuration of alternative futures. Futures that, within this theoretical-methodological approach, we have also noticed the construction of local narratives in which hope and resistance are being built.

Key words: *climate change; artisanal fishermen; coastal communities; sociology of time; future.*

Introducción

El escrito forma parte de una profunda investigación en torno a la situación actual de los pescadores artesanales de Antón Lizardo, El Bayo y Las Barrancas en el municipio de Alvarado, Veracruz. Durante el año 2015 se realizó una exhaustiva búsqueda de referentes empíricos que coadyuvaran en la constitución de una idea o, un conjunto de ellas, acerca de la concepción de riesgo, además de identificar los escenarios de futuro ensamblados en aquellos que desempeñan la actividad pesquera en las distintas caletas. El trabajo se orientó a recuperar testimonios de la Federación de Pescadores Eduardo Gómez Téllez, con el propósito de caracterizar desde una perspectiva socio-económica y cultural la vida de las caletas en la costa veracruzana.

La investigación se sustenta antropológica y sociológicamente, por lo tanto, el interés radica en conocer la vida de las familias dedicadas a la pesca artesanal desde un imaginario temporal preciso, entendiendo dicha actividad como un estilo de vida y no como una mera práctica económica pensada para obtener ganancias de los distintos recursos que ofrece el mar. De alguna manera, su concepción de riesgo (derivada –principalmente- de las condiciones biogeográficas, tecnológicas, económicas y bioclimáticas), conecta con un factor ineludible para comprender el arraigo pesquero y, con ello, reconocer la herencia de las tradiciones y particularidades culturales transmitidas generación tras generación.

Evidentemente, se aborda el imaginario temporal, aquel que habilita la proyección de escenarios de futuro, atendiendo las situaciones presentes y recuperando las experiencias pasadas. Por ende, la investigación dio cuenta del impacto que tiene el enfoque económico actual, así como las medidas tecnológicas, técnicas y políticas presentes en las condiciones de vida de los pescadores en los últimos años. Consecuentemente, la economía de la pesca juega un papel relevante, pues las zonas pesqueras se pueden clasificar en siete formas, según: a) su productividad inicial; b) la distancia de los puertos pesqueros importantes; c) la oportunidad de usar los varios métodos y artes de pesca; d) las posibilidades de preservación y procesado; e) la calidad de su rendimiento; f) las estaciones y, g) su productividad real, que depende de la actividad real de pesca. Todos estos puntos influyen en la forma y medida en que se exploten las zonas (Bottemanne, 1972). La dialéctica entre el consorcio empresa-estado y las economías del lugar, expresión institucional de la incertidumbre (y del pesimismo), sumada la evidencia, o bien a la narrativa espectral, del cambio climático, parece derivar en las subjetividades locales –pesquero artesanales- en el declive y en la desaparición de esas formas de vida.

La información presentada en la investigación recupera aspectos del enfoque cualitativo y cuantitativo, el primero atiende todo aquel material de origen discursivo obtenido durante el proceso de investigación; el segundo ha sido utilizado como complemento, cuyos datos duros han servido para dar legitimidad a lo sostenido en el escrito. Asimismo, debe destacarse que la Federación de Pescadores Eduardo Gómez Téllez, referida al principio, hará uso de los resultados de la investigación.

Materiales y Métodos

La investigación es de carácter cualitativo y su estructura descansa en tres etapas para el oportuno análisis sistemático. El material empleado es de corte empírico-etnográfico y documental. El aspecto cualitativo se justifica a partir del interés por profundizar en las visiones, discursos y vivencias de los pescadores artesanales atravesados por múltiples dinámicas y procesos regionales y *glocales* (Robertson, 1980).

Prospección, diseño y ajuste inicial de los instrumentos de investigación

Primera etapa: Iniciando el mes de marzo de 2015 se realizó la primera visita a Antón Lizardo, Las Barrancas y El Bayo en Veracruz, con la finalidad de hacer una previsión de los acontecimientos derivados de la pesca artesanal en los diferentes sectores a través de conversaciones abiertas, es decir, se buscó delimitar los indicadores de la muestra. Derivado de lo anterior, se logró el siguiente rango de participación: 10 a 15 personas. Lo cual, responde a un muestreo subjetivo o selectivo, pues las personas que participaron se escogieron según ciertos rasgos considerados relevantes en términos conceptuales (Mallimaci y Giménez, 2006:187). Posteriormente, hacia los meses de abril y junio, se diseñó un guión de entrevista semi-estructurada y un guión de grupo focal, ambos como instrumentos de recolección de información.

Recopilación documental y producción empírica de información

Segunda etapa: En este momento de la investigación se pretendió identificar en las narrativas locales los ejes que involucran escenarios de futuro y concepciones de riesgo en los pescadores artesanales. Por tanto, se procedió a la aplicación de los instrumentos entre el 20 y el 23 de agosto de 2015. Cada uno de los participantes fue informado acerca del objeto de estudio de la investigación y dieron su consentimiento a través de una firma. Tomando en cuenta las particularidades de los tres contextos (Antón Lizardo, Las Barrancas y El Bayo), se aplicaron un total de 13 entrevistas semi-estructuradas. En la búsqueda de elementos para ahondar en los discursos y experiencias de los pescadores se llevó a cabo el grupo focal, ahí participaron 9 mujeres del Bayo. En los Cuadros 1 y 2 se destacan cada uno de los instrumentos aplicados a la muestra.

Cuadro 1. Instrumento aplicado: entrevista.

| Pescadora | Entrevista | Edad en años |
|-----------------------|-------------------|---------------------|
| 1. Adela Ramos | | - |
| 2. Clemente Reyes | | - |
| 3. Daniel Casarín | | 60 |
| 4. Fidel Reyes | | 56 |
| 5. Fredy Sosa | | - |
| 6. Heriberto Reyes | | 43 |
| 7. Jino Reyes Díaz | | - |
| 8. Lorenzo Ramón | | 40 |
| 9. Luis Alberto Reyes | | - |
| 10. Luis Piña | | 72 |
| 11. Pablo Gamboa | | 66 |
| 12. Rafael Herrera | | 62 |
| 13. Raymundo Ramón | | 68 |
| 14. Sixto Sánchez | | 43 |
| 15. Viridiana Casarín | | 22 |

Cuadro 2. Instrumento aplicado: grupo focal.

| Pescadora | Instrumento aplicado: Grupo focal | Edad en años |
|------------------|--|---------------------|
| 1. Delfina | | 46 |
| 2. Inés Alamar | | 63 |
| 3. Judith | | 42 |
| 4. Laura Román | | 68 |

Continuación Cuadro 2...

| Instrumento aplicado: Grupo focal | |
|--|---------------------|
| Pescadora | Edad en años |
| 5. Lucrecia Ramón Reyes | 62 |
| 6. María Eugenia Herrera | 23 |
| 7. Meisi Herrera | 22 |
| 8. Santa Vera | 55 |
| 9. Susana Román | 38 |

En este marco de referencia se puede vislumbrar que las fuentes primarias de información se obtuvieron de las entrevistas semi-estructuradas y/o conversaciones abiertas. Por ello, para dar seguimiento al diagnóstico de la situación se realizó una revisión de fuentes secundarias asociadas a la problemática en cuestión, analizando principalmente datos de corte cuantitativo, sobre todo en términos contextuales, políticos, sociales y económicos. La mayor parte de las consultas de datos duros se tomaron de las cifras publicadas por INEGI y CONAPESCA.

Análisis y productos finales de la investigación

Tercera etapa: A finales del mes de agosto del 2015 se comenzó a trabajar sobre los aspectos relativos al tratamiento de la información obtenida de los instrumentos, en procedimientos de transcripción, clasificación, identificación, interpretación, reestructuración y teorización. También se estableció un puente de conexión estratégico entre los datos arrojados desde la dimensión empírica-etnográfica y las estadísticas estimadas en la pesca nacional y en los diferentes tipos de embarcaciones. En definitiva, la articulación de las tres etapas dio origen a la investigación de dos fenómenos interrelacionados: los escenarios de futuro y la concepción de riesgo en los pescadores artesanales de la región.

Resultados y Discusión

Para dar cuenta de los resultados de la investigación se tratarán algunos testimonios del colectivo de pescadores artesanales. La experiencia de cada uno de ellos aporta invaluable elementos teóricos para comprender cómo se articula la concepción de riesgo con los escenarios de futuro configurados a partir del imaginario temporal.

El análisis realizado del arraigo que envuelve a la mayoría de los pescadores se relaciona con la concepción de dicha actividad como fuente de sustento de cientos de familias, por eso “el exceso de capacidad de extracción, la captura de especies no objetivo y su desperdicio produciendo un fuerte deterioro ecológico, especialmente en las áreas costeras” (Flores y Ramos, 2003).

Ante dichos espacios, la problematización se torna más compleja en el sector pesquero, más aún cuando lo que define y moldea su actividad es la economía de mercado y el impacto de ésta en los diferentes sectores de la sociedad veracruzana. Al respecto, un pescador dice lo siguiente: “Sinceramente, se ha sentido como no tiene una idea. Mire, se ha sentido por todos lados, hasta en el sentido tiempo de vacaciones. Ya no viene la gente de la orilla de la playa...La gente de Veracruz que está asalariada como uno, con un nivel de mil doscientos pesos a la semana, no se mueven ellos y, eso repercute en todo esto. Nosotros estamos en crisis todo el tiempo” (Lorenzo Ramón, 40 años, pescador).

Además esbozan algunas consecuencias que les han traído tanto el presente signado de incertidumbre como los riesgos que corren ante la expansión tecno-industrial de PEMEX. La problematización de este hecho, sirvió de preámbulo para tratar una idea fundamental: la relación que guarda el imaginario temporal con la organización, percepción y vivencias inherentes al quehacer cotidiano del pescador



artesanal. Reflexionar en torno a ese punto, precisa de testimonios constituidos en una memoria común que dé cuenta de las condiciones reales de existencia. Los testimonios se muestran a continuación.

1. *“De veinte años para acá la pesca ha cambiado mucho, hemos sido muy afectados por petróleos por los barcos que han venido arrastrando cables y han echado muchos explosivos... Antes de que ellos vinieran, la pesca todavía estaba buena. Había producto, rubia, jaiba, huachinango. Pero, ahora que hubo todo ese examen de la mar, la exploración. Se ha venido abajo la pesca”* (Clemente Reyes, pescador).

2. *“La pesca ha sido afectada mucho por la industria, tanto la industria marítima como la industria de petróleo. Que si bien, viene PEMEX y nos quiere sacar de aquí, nos saca. Pero, realmente nosotros no nos vamos a dejar. En los tiempos remotos donde el pescado se quedaba tirado o lo salaban, la sierra: la famosa sierra. Ahora no llega pero ni... bueno, hay temporadas malísimas que no llega nada de sierra”* (Heriberto Reyes, pescador, 43 años).

3. *“Las amenazas que tenemos es que han venido a hacer muchas exploraciones aquí a la zona de nosotros y nos han perjudicado porque no nos han dejado trabajar”* (Rafael Herrera, 62 años, pescador). *Las condiciones colectivas de existencia tradicionales de los pescadores artesanales tienen inherente una temporalidad que da sentido a sus prácticas. Ahora bien, vale la pena cuestionarse si las vivencias producto de sus prácticas pueden sufrirse o padecerse, producto de la decadencia continua de sus ingresos económicos, junto a la sobreexplotación de los recursos marinos y la creciente contaminación de los mismos.*

4. *“Pues como estamos con muchas cosas, día a día estamos bajando de captura [...] hace muchos años aquí en las barrancas que hoy es la misma zona de Alvarado pescabas setenta, cincuenta toneladas de sierra. A hoy, si matas quinientos kilos, te sacaste la lotería. Yo veo que entre más años con tanta contaminación que tenemos, yo creo que vaya bajando la pesca día a día”* (Rafael Herrera, 62 años, pescador).

5. *“Yo siempre en el mar, pues siempre he andado y me ha gustado el mar y yo del mar no me quejo. Yo de la pesca crié a mis hijos pero, ahorita ya no hay ni para criar ni para nada, ni pa' un chamaco”* (Luis Piña, 72 años, pescador).

6. *“El mar está igual, un poco lo que ha cambiado es la temperatura. Ha subido, es más caliente más tiempo, pero es por las corrientes que han cambiado y no permanecen como era antes”* (Fredy Sosa, pescador).

7. *“Realmente, anteriormente se hacía una pesca artesanal, la pesca artesanal se le llamaba a unas piraguas de madera que eran tiradas a remo, como tipo vikingo. No se usaba un motor fuera de bordo, no contaminabas el mar y todo eso se hacía a remo. Pero, como tú sabes la tecnología siempre está avanzando, al poquito tiempo llegaron esos motores y, luego de esos motores, llegaron las lanchas de fibra de vidrio... según la tecnología que vayas usando eso lo va acabando (el pescado)”* (Heriberto Reyes, 43 años, pescador).

Es indudable el hecho de que conflicto del fracking (técnica utilizada en las exploraciones) ha contribuido a difuminar la esperanza de un mejor futuro para los pescadores, aun cuando el mar signifique tantas cosas para ellos:

8. *“El mar viene siendo como la tierra que pisamos para nosotros. Ya aprendimos a sobrevivir del mar, tiene un significado como el que siembra, para mí tiene mucho significado porque eso fue lo que me inculcaron los padres... y no tenemos otra actividad más que siempre nuestro sustento en el mar”* (Lorenzo Ramón, 40 años, pescador).

9. *“El mar significa para mí vida... Realmente de ahí sobrevivimos, hemos sobrevivido años y no queremos que nadie venga a quitarnos. No estamos en contra de nadie, pero la Reforma Energética nos va acabar, porque aquí se va llenar de plataformas”* (Heriberto Reyes, 43 años, pescador).

Así como estas, la mayoría de las entrevistas recuperadas de los testimonios circunscritos a la experiencia de los pescadores artesanales muestran en buena medida el amplio conocimiento con el que

cuentan acerca de las condiciones de vida y laborales. Así como, la relación existente entre el riesgo que reconocen y nombran los pescadores y el futuro que describen como poco alentador.

Conclusiones

La pesca artesanal es una actividad que en los últimos años se ha visto totalmente amenazada por las condiciones climáticas, políticas, tecnológicas, etc., las cuales han afectado y tergiversado su quehacer. El tiempo nombrado desde un bote, lancha, caleta e incluso región adquiere una significación propia, asimilada desde una memoria común, cuya articulación se teje a través de una serie de testimonios que relatan las condiciones de trabajo de un lugar donde las circunstancias han cambiado, como es el caso de la industria acuícola.

Lo anterior, evidencia la tensión existente entre los recursos que se demandan bajo la iniciativa de intereses particulares, contra las posibilidades ambientales y los que trabajan esmeradamente esos recursos. Es vital destacar que, los entrevistados han cuestionado profundamente el impacto de la contaminación industrial en el medio ambiente, pues, conocen profundamente los espacios en los que se desenvuelven cotidianamente, muchos de ellos nacieron ahí y han sido herederos de un oficio desempeñado por muchas generaciones, pero que al parecer está en riesgo y -siguiendo los resultados de las entrevistas- podría desaparecer pronto, dejando sin las mínimas condiciones de existencias a los habitantes de ese lugar.

La introducción de una serie de técnicas de extracción, estrategias de cultivo, recursos de pesca e incorporación de dispositivos con afán de hacer efectivo y eficiente el trabajo de los pescadores artesanales resulta incompatible. La determinación de las reglas empleadas por las industrias para lograr una expansión cuantitativa de la economía se apoya fundamentalmente en la importancia que tiene el pescado como alimento.

Otro de los problemas más recurrentes identificado en las entrevistas es la forma como se administran la mayoría de los recursos pesqueros, aunado a los precios de los productos extraídos del mar, mismos que son manejados por los intermediarios, debido a ello, el pescador no tiene ninguna incidencia o elección posible. La pesca, sobre todo la artesanal ha dejado de ser opción para cientos de familias que subsisten gracias a tal actividad.

Frente a ello, la misma OCDE (Juárez-Torres *et al.*, 2007) hace una serie de recomendaciones a los Estados para restaurar la rentabilidad de la pesca y la función de los actores locales para enfrentar las condiciones político-económicas que imperan en la región

En definitiva, las condiciones actuales de producción y extracción en el mar, se han visto cuestionadas desde otros espacios colectivos construidos sobre determinada identidad cultural y apegada a ciertas tradiciones y valores están en constante confrontación con las exigencias laborales propiamente modernas. Atendiendo este orden de ideas, es posible verificar la importancia que tiene el imaginario temporal para determinar el status de la pesca día a día y, por ende, las ganancias que traerá consigo a las empresas transnacionales.

Literatura citada

- Bottemanne, C. J. 1972. Economía de la pesca. Fondo de Cultura Económica. México. 125 p.
- CONAPESCA. 2013. La pesca y acuicultura en cifras 2013. México. http://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/pesca_acuicultura_en_cifras_2013.
- Flores-Hernández, D. y J. Ramos-Miranda. 2003. Las pesquerías artesanales en el Golfo de México. *En: Manejo costero en México, actividades productivas.* <http://etzna.uacam.mx/epomex/pdf/mancos/cap39.pdf>.
- Juárez-Torres, M., M. de la L. Flores-Escobar y J. de Luna-Martínez. 2007. El sector pesquero en México. Documento interno de trabajo de Financiera Rural. México. http://enp4.unam.mx/amc/libro_munioz_cota/libro/cap2/lec06_sectorpesqueroenmexico.pdf. 45 p.
- Mallimaci, F. y V. Giménez. 2006. Historia de vida y métodos biográficos. *En: I. Vasilachis de Gialdino (Coord.). Estrategias de investigación cualitativa.* Gedisa editorial. Barcelona, España.



3.7 ¿Está vinculada la disminución de capturas de las pesquerías ribereñas al cambio climático?

Ortiz-Gallarza Silvia¹; Romero-Beltrán Emilio¹; Enciso-Enciso Concepción¹ y Romero-Leyva Tania¹

¹Instituto Nacional de Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera, Mazatlán. Calzada Sábalo-Cerritos S/N contiguo a Estero El Yugo, CP 82112, Mazatlán, Sinaloa.

Autor para correspondencia: ortizsilvi@gmail.com

Resumen

Los cambios recientes en el clima han tenido impactos generalizados en los sistemas naturales y humanos; es notable la influencia del conjunto de acciones antrópicas. El calentamiento del sistema climático es inequívoco y desde la década de los 50's, muchos de los cambios observados no tienen precedentes, ni en décadas ni en milenios. Las emisiones de gases de efecto invernadero son las más altas de la historia. La atmósfera y los océanos se han calentado, las cantidades de nieve y hielo han disminuido y el nivel del mar se ha incrementado. Las emisiones de gases han aumentado desde la era preindustrial, impulsadas por el crecimiento económico y demográfico y son más elevadas que nunca. Esto ha llevado a concentraciones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso sin precedentes, en los últimos 800 000 años. El océano continúa calentándose y acidificándose y el nivel medio del mar subiendo. El cambio climático amplifica los riesgos existentes y crea nuevos riesgos para los sistemas naturales y humanos. Los riesgos son distribuidos de manera desigual, generalmente son mayores para las personas y comunidades más desfavorecidas en países de diversos niveles de desarrollo. El problema básico de las pesquerías en condiciones de acceso abierto, es que nadie es dueño de la población de manera que pueda prohibir a otros el uso de ésta, por tanto los usuarios la utilizarán mientras sus ingresos totales sean mayores a sus costos totales. Aunque el propósito fundamental de regular el esfuerzo pesquero ha sido la conservación de los recursos ribereños, el cambio climático representa una seria amenaza para alcanzar un desarrollo sostenible. La tendencia ha sido a explotar las poblaciones hasta que muestran signos de sobreexplotación y en consecuencia, es necesaria una gran reducción del esfuerzo pesquero o el cierre inminente de las pesquerías, con implicaciones sociales y económicas de importancia. En una pesquería de arrastre, la regulación del esfuerzo se aplica con un criterio multiespecífico, de tal manera que no necesariamente ocurre un cambio en la composición de las especies. En este caso se podría buscar el máximo rendimiento sostenido de especies más grandes y de mayor valor. Al cambio climático se agregan fenómenos como el ENSO, conducente a los niveles extremos de la problemática. Otros elementos fundamentales en manejo de pesquerías son: 1) un programa de inspección y vigilancia efectivo, 2) un sistema de captación de información de la actividad pesquera eficiente y 3) un enfoque de manejo comunitario o co-manejo de recursos pesqueros, con la participación de todos los usuarios en tareas sustantivas que pueden coadyuvar a reducir los efectos climáticos sobre las poblaciones sujetas al aprovechamiento de las pesquerías ribereñas.

Palabras clave: acciones antrópicas; emisiones de gases de efecto invernadero; riesgos; conservación de los recursos ribereños.

Abstract

Recent climate changes have had widespread impacts on natural and human systems. The influence of the anthropic actions set is remarkable. The warming of the climate system is unequivocal and since the 1950's, many of the observed changes are unprecedented, neither in millennia nor in decades. Greenhouse gases emissions are the highest in history. Atmosphere and oceans have warmed up, amounts

of snow and ice have declined and the sea level has increased. Gases emissions have increased since the pre-industrial era, driven by economic and demographic growth and, are higher than ever. This has led to unprecedented concentrations of carbon dioxide, methane and nitrous oxide over the past 800 000 years. The ocean continues to warm and to acidify and the average sea level rises. Climate change amplifies existing risks and creates new risks for natural and human systems. Risks are unevenly distributed, generally greater for the most disadvantaged people and communities in countries at various development levels. The basic problem of open access fisheries is that no one owns the population in a way that can prohibit others from using it, so users will use it as long as their total income exceeds their total costs. Although the main purpose of regulating fishing effort has been the conservation of artisanal resources, climate change poses a serious threat to sustainable development. The tendency has been to exploit the stocks until they show signs of overexploitation and consequently a major reduction in fishing effort or imminent closure of fisheries is required, with important social and economic implications. In a trawl fishery, effort regulation is applied with a multispecies criterion, so that a change in the composition of the species does not necessarily occur. In this case the maximum sustained yield of larger and higher value species could be sought. To climate change are added phenomena such as ENSO, leading the problem to extreme levels. Other key elements in fisheries management are: 1) an effective inspection and monitoring program; 2) an efficient system for collecting information on fishing activity and; 3) a community management or fishery management approach, involving all users in substantive tasks that can contribute to reduce the climatic effects on the populations subject to the use of the coastal artisanal fisheries.

Key words: *actions antrophic; greenhouse gas emissions; risk; conservation of riparian resources.*

Introducción

A través de las décadas y desde mediados del Siglo XX, mucho se especuló respecto al cambio climático global. Desde escepticismo total hasta fatalismo extremo, acompañaron a las predicciones futuristas. Ahora es una realidad que paulatinamente, se han registrado temperaturas más cálidas desde 1880, -entre 0.65 °C y 1.06 °C mayores-. Según los científicos de la NASA, la temperatura global promedio del planeta ha aumentado sensiblemente en los últimos 30 años y los más calurosos han sido los registros a partir del año 2000 (Pachauri y Meyer, 2015).

Como se ponía en duda que el cambio climático lo provocara el hombre, se analizaron probables causas naturales tratando de explicar el calentamiento terrestre. Si bien es cierto que la Tierra gira continuamente sobre su eje y que su inclinación y órbita han cambiado a lo largo del tiempo, la influencia de tales cambios sobre la temperatura del planeta en los 125 años más recientes, ha sido insignificante. Y aunque la temperatura del sol también ha variado continuamente, se ha visto que sus fluctuaciones han tenido poco efecto en el clima global y los datos geológicos sugieren, que tampoco lo han tenido los volcanes. El hecho confirmado es que la industria emite aproximadamente 100 veces más CO₂ que el vulcanismo y las erupciones liberan sustancias químicas sulfatadas que pueden enfriar la atmósfera. Los seres humanos han cortado, arado y pavimentado más de la mitad de la superficie terrestre; los bosques están cediendo espacio a doseles vegetales más ligeros, que reflejan más la luz del sol -y tienen un efecto de enfriamiento leve-. Los gases de efecto invernadero producidos por la humanidad, son señaladamente los responsables de la elevación de la temperatura planetaria; los niveles atmosféricos de CO₂ se elevaron 40 veces comparados con los del año 1750 (McMichael *et al.*, 2004; GIIS, 2017).

Materiales y Métodos

Se analizaron las series de tiempo generadas por las instituciones estadounidenses National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) y National Aeronautics and Space Administration (NASA) relativas a las variaciones espacio-temporales de la temperatura superficial del océano y del promedio de dichas temperaturas oceánicas, conjuntamente con las atmosféricas; así como aquellas correspondientes a las concentraciones globales de gases de efecto invernadero según las proporciones procedentes de la combustión de algunas de las principales actividades antropogénicas generadoras de dióxido de carbono (CO₂). Asimismo, con la finalidad de vincular las variaciones climáticas históricas a los cambios en el volumen y la composición de las capturas de las pesquerías ribereñas entre 1990 y 2016, fueron analizadas las series de tiempo de las capturas pesqueras: 1) nacionales, 2) del estado de Sinaloa y 3) de los ambientes estuarino lagunares: Altata-Pabellones, Santa María-La Reforma y Agiabampo-Bacorehuis-Jitzámuri, registradas por la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA) en el Sistema de Información de Pesquerías.

Resultados y Discusión

Las Figuras 1 y 3 integran las variaciones climáticas señaladas por la temperatura global (atmosférica+oceánica) y superficial del mar en promedio, así como de la generación de dióxido de carbono derivada de las principales actividades antrópicas y de efectos naturales. De ellas es posible inferir que efectivamente, ha habido un calentamiento planetario inducido, que a partir de la década de los 50's, -y coincidente con el desarrollo industrial-, se ha evidenciado e incrementado paulatinamente.

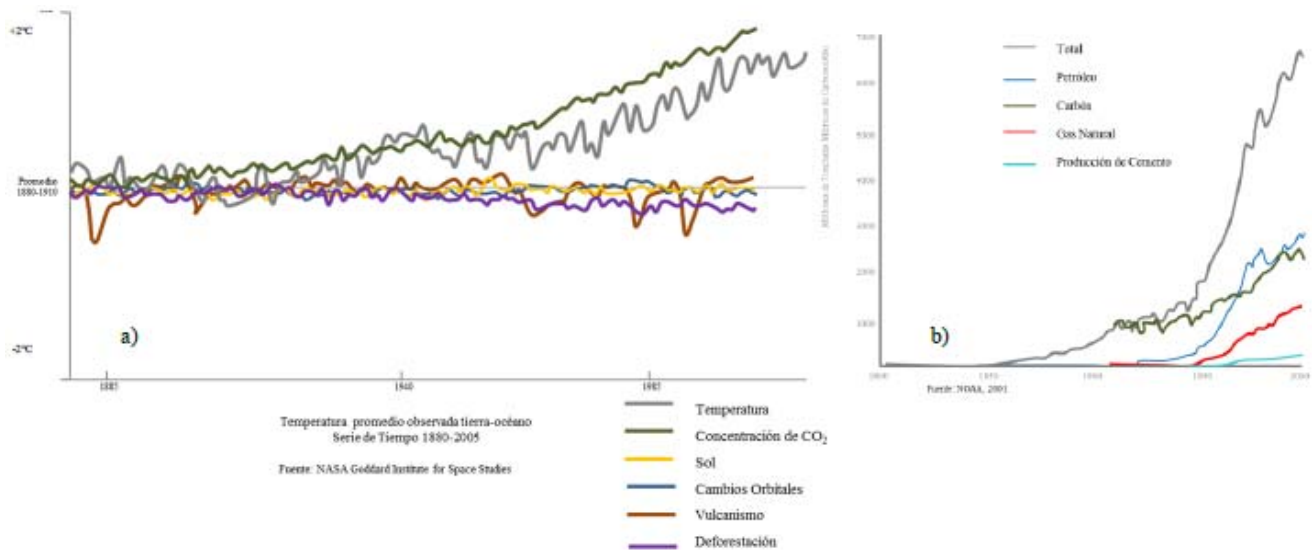
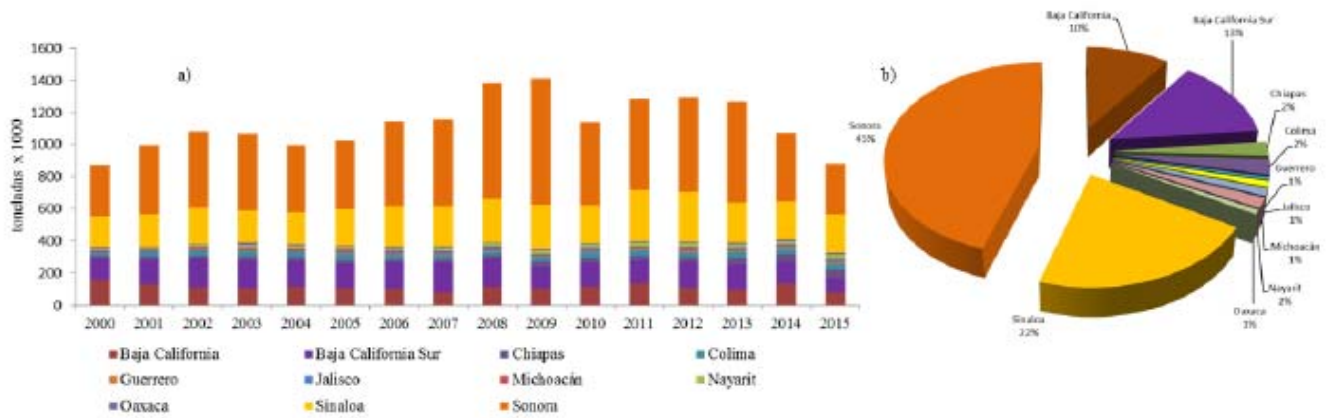


Figura 1. a) Serie de tiempo de las anomalías por diferencias térmicas de la temperatura tierra-océano promedio 1880-2005; b) Serie de tiempo de las aportaciones de dióxido de carbono promedio/año 1850-2000.



Fuente: elaboración propia con información del SIPESCA de la CONAPESCA

Figura 2. a) Serie de tiempo de las capturas por aportación estatal del litoral del Océano Pacífico y b) su porcentaje de participación global en el periodo 2000-2015.

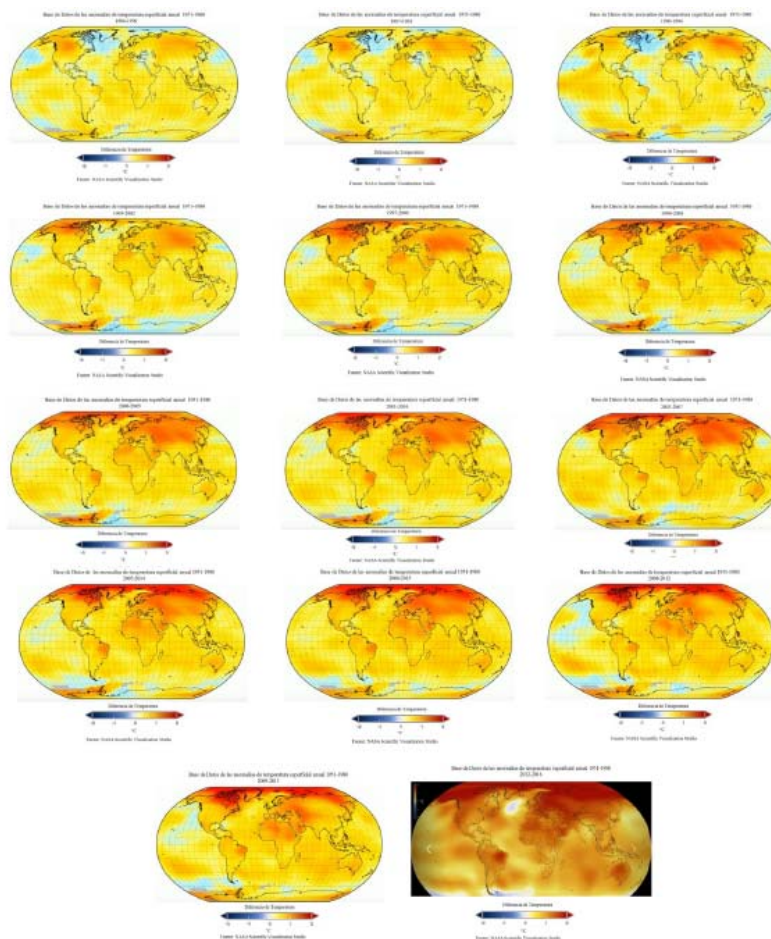


Figura 3. Serie espacio temporal de las anomalías de la temperatura superficial promedio del mar por diferencias térmicas 1990-2016.

La Figura 2 denota el comportamiento de las capturas globales en el litoral del Océano Pacífico por estado, cabe destacar los dos pulsos de producción en 2008-2009 y 2011-2012, coincidentes con la condición “Niña”, propiciaron el enfriamiento de las aguas en ambos periodos y favorecieron la producción pesquera. El calentamiento derivado del evento “Niño” 2014-2015 produjo la disminución de las capturas. Destacaron por su aportación a la producción pesquera de dicho litoral, los estados de

Sinaloa, Sonora, Baja California Sur y Baja California, los estados restantes participaron con pequeñas cantidades relativas.

Del total de 1 127 901 743 toneladas métricas producidas entre 2000 y 2016 en el litoral del Océano Pacífico, el 20% (221'659,596 TM) lo registró la pesca ribereña y el 80% restante (906'242,147 TM), la de altamar. Aunque a macroescala las diferencias en la producción pesquera nacional no resultaron abruptas, en las pesquerías ribereñas las variaciones observadas resultaron notorias (Figuras 4a y 4b). Sin embargo, algunas pesquerías se vieron favorecidas por el incremento de la temperatura en la columna de agua, como fue el caso de las jaibas *Callinectes bellicosus* y *C. arcuatus*. Cuyas capturas alcanzaron valores muy cercanos a los de otras temporadas de pesca en Altata-Pabellones (Figura 4c), Santa María-La Reforma y Agiabampo-Bacorehuis-Jitzámuri. Al mismo tiempo, las pesquerías de almeja y camarón, presentaron disminuciones que señalan los efectos del calentamiento de las aguas en dichas poblaciones.

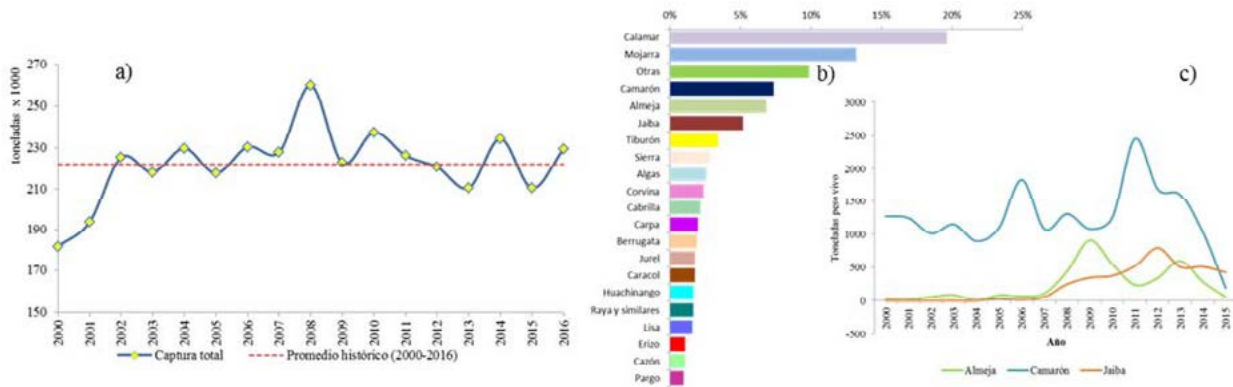


Figura 4. a) Producción de las pesquerías ribereñas del litoral del Océano Pacífico mexicano 2000-2016; b) importancia porcentual relativa de éstas, c) Producción de almeja, camarón y jaiba en el ecosistema estuarino lagunar Altata-Pabellones, Sinaloa 2000-2015. Fuente: elaboración propia con información del SIPESCA de la CONAPESCA.

El cambio climático amplifica los riesgos existentes y crea nuevos riesgos para los sistemas naturales y humanos. Los riesgos son distribuidos de manera desigual, generalmente son mayores para las personas y comunidades más desfavorecidas en países de niveles de desarrollo incipientes. Suceden cambios en temperatura, precipitación, trayectoria e intensidad de tormentas, modificación de corrientes y temperaturas oceánicas, incendios, sequías, inundaciones, cambios en la economía, colapso de algunas pesquerías, hambrunas, plagas, cosechas malogradas, etc. (McMichael *et al.*, 2004; Pachauri y Meyer, 2015). Una condición “el Niño” obedece a la disminución de los vientos alisios, se producen cambios en la temperatura superficial marina, en el nivel del mar, en las surgencias y en la profundidad de la termoclina. Los efectos: calentamiento, cambios hidroclimáticos, patrones, huracanes, diferencias en la profundidad de la capa de mezcla, en el nivel del mar, en la circulación marina y en los mecanismos de fertilización (Cochrane *et al.*, 2009). Otro evento detectado “la Mancha” [Blob], consiste en la ausencia de enfriamiento en el Océano Pacífico Norte. Las anomalías de temperatura marina se derivan de cambios en los patrones de los vientos. Ante este evento se han observado cambios abruptos en algunas pesquerías como las de sardina, calamar y erizo rojo, aunados al incremento de episodios fitoplanctónicos de afloramientos (Bond *et al.*, 2015). La fase fría es el fenómeno de “la Niña” y dicho enfriamiento favorece a algunas pesquerías (Pachauri y Meyer, 2015).

El problema básico de las pesquerías en condiciones de acceso abierto, es que nadie es dueño de la población de manera que pueda prohibir a otros el uso de ésta, por tanto los usuarios la utilizarán mientras sus ingresos totales sean mayores a sus costos totales. Aunque el propósito fundamental de regular el esfuerzo pesquero ha sido la conservación de los recursos ribereños, el cambio climático representa una seria amenaza para alcanzar un desarrollo sostenible. La tendencia ha sido a explotar las poblaciones hasta que muestran signos de sobreexplotación y en consecuencia, es necesaria una gran reducción del

esfuerzo pesquero o el cierre inminente de las pesquerías, con implicaciones sociales y económicas de importancia. En una pesquería de arrastre, la regulación del esfuerzo se aplica con un criterio multiespecífico, de tal manera que no necesariamente ocurre un cambio en la composición de las especies. En este caso se podría buscar el máximo rendimiento sostenido de especies más grandes y de mayor valor. En el manejo de pesquerías son fundamentales los elementos siguientes: 1) un programa de inspección y vigilancia efectivo, 2) un sistema de captación de información de la actividad pesquera eficiente y 3) un enfoque de manejo comunitario o comanejo de recursos pesqueros, con la participación de todos los usuarios en tareas sustantivas que pueden coadyuvar a reducir los efectos climáticos sobre las poblaciones sujetas al aprovechamiento de las pesquerías ribereñas (FAO, 2010).

Conclusiones

Ha habido un calentamiento planetario inducido a partir de la década de los 50's, coincidente con el desarrollo industrial que se ha evidenciado e incrementado paulatinamente. Las pesquerías ribereñas del litoral Pacífico mexicano presentaron una afectación diferencial derivada de las condiciones de calentamiento y de enfriamiento del agua y de la atmósfera, a partir del año 2000 durante los eventos de “el Niño”, “la Niña” y “la Mancha”. En algunos ecosistemas estuarino-lagunares de Sinaloa las capturas de jaibas de las especies *Callinectes bellicosus* y *C. arcuatus* y, la de camarón *Farfantepenaeus californiensis* (45% de la captura 2015-2016 DOF, 2017), se vieron favorecidas y la de camarón de la especie *Litopenaeus stylirostris* (32% de la captura 2015-2016 DOF, 2017) sufrió afectaciones en volumen y proporción de las capturas respecto a años previos con condiciones climáticas relativamente más favorables.

Agradecimientos

El M. en C. José Carlos Ortiz Ahumada proporcionó registros de temperatura superficial promedio 2003-2015 de las bases de datos de la NOAA. La Dra. María del Carmen Jiménez Quiróz (2017) del Área de Geomática del INAPESCA proporcionó información valiosa y útil para efectuar el análisis.

Literatura citada

- Bond, N. A., M. F. Cronin, H. Freeland and N. Mantua. 2015. Causes and Impacts of the 2014 Warm Anomaly in the NE Pacific. *Geophysical Research Letters* 42:3414-3420.
- Cochrane, K., C. de Young, D. Soto and T. Bahri. 2009. Climate change implications for fisheries and aquaculture. FAO Fisheries & Aquaculture Technical Paper 530. 212 p.
- DOF. 2017. Acuerdo por el que se establece veda temporal para la pesca de todas las especies de camarón en las aguas marinas de jurisdicción federal del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California, así como de los sistemas lagunarios estuarinos, marismas y bahías de los estados de Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Nayarit, Jalisco y Colima. Diario Oficial de la Federación. México, D. F. (Consulta: marzo 15, 2017).
- FAO. 2010. Medidas y Enfoques de la Ordenación Pesquera. *En: La ordenación pesquera. El enfoque ecosistémico de la pesca. Dimensiones humanas del enfoque ecosistémico de la pesca. Departamento de Pesca. Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable, No 4, Supl. 2, Add. 2. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, Italia. 94 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/003/w4230s/w4230s00.pdf>*
- GISS. 2017. Surface Temperature Analysis National Aeronautics Space Administration. Goddard Institute for Space Studies (GISS). <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/maps/> (Consulta: marzo, 15-23, 2017).
- Jiménez Quiróz, M. C. 2017. Importancia del estudio del ambiente: Retos ante el calentamiento global. Ponencia, México, D. F., 16 de marzo de 2017. 22 p.
- McMichael, A. J., D. Campbell-Lendrum, S. Kovats, S. Edwards, P. Wilkinson, T. Wilson, R. Nicholls, S. Hales, F. Tanser, D. Le Sueur, M. Schlesinger y N. Andronova. 2004. Global climate change. *En: M. Ezzati, A. D. López, A. Rodgers y C. J. L. Murray (Eds.). Comparative Quantification of Health Risks. Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors. Vol. I. Chapter 20. World Health Organization. pp. 1543-1649.*
- Pachauri, R. K. and L.A. Meyer (Eds.). 2015. Climate Change 2014. Synthesis Report. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report. Geneva, Switzerland. 151 p.

3.8 Pesquería en Bahía de Agiabampo: Percepción socio-ambiental ante el cambio climático

Lagarda-Zamora Cristina¹; Hernández-Duarte Karen A.¹; Sanchez-Mejia Zulia M.¹; Nieblas Jesús² y Lozano Lydia²

¹Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 Sur, Col. Centro C.P. 85000, Cd. Obregón, Sonora, México.

²Naturaleza y Cultura Internacional, Callejón DIF #6, Calle Palma Real, Col. Las Palmas C.P.85760, Álamos, Sonora

Autor para correspondencia: zulia.sanchez@itson.edu.mx

Resumen

La pesca a pequeña escala es la principal actividad económica en comunidades costeras rurales. El 90% de la población en la Bahía de Agiabampo se dedica a la pesca, por lo tanto, el mantenimiento de esta zona depende totalmente de los ecosistemas costeros y su buen funcionamiento. Con las amenazas que el cambio climático trae consigo, los recursos pesqueros y la vegetación costera son vulnerables. Además de los daños fisicoquímicos que el cambio climático genera en los océanos, éste se ve amenazado por la mala gestión y control de los recursos que se extraen por parte de las pesquerías y los pescadores independientes de la región. Analizando la percepción de la comunidad, es de gran importancia el proponer estrategias para la conservación pesquera, por lo tanto, se pretende el crear refugios de no pesca, buscando llegar a un acuerdo con las cooperativas pesqueras de la Bahía y, así, minimizar futuras problemáticas económicas, sociales y ambientales.

Palabras clave: *servicios ecosistémicos; adaptación; refugio de no pesca.*

Abstract:

Small scale fisheries sustain the human-wellbeing of rural coastal areas. In Bahia de Agiabampo, 90% of the population is dedicated to fisheries, therefore the good management of the coastal system is crucial. Because, climate change is a threat to coastal regions, both fisheries and vegetation are vulnerable. Furthermore, in addition to the physical-chemical changes that climate change induces in the ocean, this resources are at risk due to mismanagement and poor planning of local fisheries. Community perception and participation, is essential to establish non-fisheries refuges, as a climate change adaptation strategy.

Key words: *ecosystem services; adaptation; non-fisheries refuges.*

Introducción

Por su litoral, México, cuenta con un importante potencial de aprovechamiento pesquero (INEGI, 2010). A escala global, la pesquería de pequeña escala está creciendo y prácticamente asciende al 50% (Berkes, 2001). Sin embargo, persiste la problemática general relacionada con 1) derechos de propiedad y concesiones, 2) zonas protegidas para controlar accesos y, 3) mecanismo de manejo; lo que resulta en una actividad compleja con pérdidas y ganancias entre la producción doméstica e internacional (Béné *et al.*, 2007). Adicionalmente, el cambio climático tendrá un impacto en las actividades fisiológicas de la vida marina, debido al incremento de la temperatura del océano, la demanda de oxígeno y aún existe incertidumbre de lo que provocará eventos extremos (huracanes), incremento del nivel medio del mar, eventos tóxicos (blooms), entre otros (Singh *et al.*, 2012). Lo que hace vulnerables a las comunidades dependientes de esta actividad, como lo es el caso de la Bahía de Agiabampo (Sonora/Sinaloa).

Adicionalmente, los recursos pesqueros (*e.g.*, peces, moluscos, crustáceos) dependen de la calidad de la vegetación y agua de la zona costera (Deegan *et al.*, 1986). Los ecosistemas de manglar y pastos marinos son clave para las pesquerías, ya que funcionan como alimento, refugio, sitios de reproducción y crecimiento (Lau, 2013; Sutton-Grier and Moore, 2016); a pesar de ello la presión por cambios de uso de suelo amenaza a estos ecosistemas y toda la cadena trófica (Camacho-Valdez *et al.*, 2014).

A pesar de que la comunidad científica ha realizado un esfuerzo para recabar información sobre las pesquerías a baja escala, los mecanismos de funcionamiento y las amenazas a las que se enfrentan (Berkes, 2001; Young, 2001; Moreno-Báez *et al.*, 2010), dicha información no es canalizada hacia los tomadores de decisiones y/o usuarios de los recursos pesqueros lo que representa un reto interdisciplinario y gubernamental en el futuro cercano.

En la presente investigación, se realizó un estudio piloto para conocer la percepción de los habitantes de la comunidad de la Bahía de Agiabampo con respecto a los efectos del cambio climático sobre los recursos pesqueros, a la par se explora el potencial de implementar las zonas de Refugio para los Recursos Pesqueros (RRP).

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Sistema Lagunar Agiabampo (Bahía de Agiabampo), dentro del Área Natural Protegida (CONANP) Islas y áreas protegidas del Golfo de California y sitio Ramsar (1797). En este sistema costero se encuentran: pastos marinos, manglar, dunas costeras, matorral sarcocaulé. El manglar se extiende en aproximadamente 384 ha. y se constituye de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*).

Caracterización de las Pesquerías

La comunidad de Agiabampo está conformada por 1929 habitantes (INEGI, censo 2010), donde la principal actividad económica es la pesca ya que el 90% de los habitantes se beneficia del recurso pesquero. Existen cuatro cooperativas registradas en la Bahía con permisos de extracción para el callo de hacha (*Atrina oldroytii*), la almeja blanca (*Dosinia ponderosa*), la jaiba (*Callinectes sapidus*) y el camarón azul (*Litopenaeus sp.*), que son el sustento primario. De forma secundaria se extrae el pargo mulato y coconaco (*Lutjanus novemfasciatus* y *Hoplopagrus guentherii*), lisa (*Mugil curema*), botete (*Sphoeroides lobatus*), cochito (*Sphoeroides lobatus*), róbalo (*Centropomus nigrescens*), mojarra (*Diapterus peruvianus*), la curvina (*Cynoscion othonopterus*) y la mantarraya (*Dasyatis brevis*). En la actualidad, existen aproximadamente 200 pangas registradas que cumplen con los permisos adecuados para la práctica de la actividad pesquera.

Evaluación de Percepción de Comunidades Pesqueras

Se llevó a cabo una entrevista personalizada con dos líderes de las cooperativas pesqueras y se implementó un instrumento semiestructurado a seis personas de la comunidad, en un estudio piloto para implementarse a futuro con un grupo amplio. Las preguntas del instrumento fueron diseñadas en escala de Linkert, por ejemplo: ¿Qué tan buena es la calidad del agua de la Bahía en la que se realizan actividades pesqueras?, ¿Qué tan bueno es el respeto de los periodos de veda en la región?, dando como opción de respuesta la escala de bueno, medio bueno, no tan bueno y malo (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Ejemplo de una encuesta con escala de Linkert.**

| | Bueno | Medio bueno | No tan bueno | Malo |
|---|-------|-------------|--------------|------|
| ¿Qué tan buena es la calidad de agua de la Bahía en la que se realizan actividades pesqueras? | | | | |

Resultados y Discusión

Los líderes de las comunidades pesqueras de la Bahía de Agiabampo se mostraron accesibles a discutir la situación actual de sus recursos pesqueros y recalcaron cinco puntos importantes (Cuadro 2), con respecto a las problemáticas existentes en la zona costera.

Cuadro 2. Principales puntos discutidos en encuestas y entrevistas aplicadas a la comunidad de la Bahía de Agiabampo.

| Problemáticas | Descripción |
|--|---|
| Pesca ilegal | Afecta de manera económica a la comunidad, pues esto provoca una mayor competencia en el mercado y también afecta a la dinámica de los sistemas ecosistémicos ya que provoca un descontrol de captura del recurso pesquero (sobreexplotación). |
| Mala calidad del agua marina | Las cooperativas pesqueras tienen la hipótesis de que la calidad del agua marina se ve afectada por las actividades agrícolas y acuícolas. |
| Desechos sólidos en la zona costera | Habitantes de la Bahía señalaron que la contaminación por desechos sólidos en la costa, es de los principales problemas ambientales en la comunidad. |
| Percepción de la comunidad con respecto al cambio climático | Los pobladores de la Bahía de Agiabampo no reconocen en su totalidad el concepto del cambio climático. Las pescadoras asocian el término con el aumento de las temperaturas y aseguran que éste repercute directamente en la producción pesquera. |
| Integración de información para implementar refugios pesqueros | Se señalaron alternativas para la buena conservación de especies consideradas como recurso pesquero |

Pesca ilegal

El 50% de los encuestados mencionó que la pesca ilegal representa un problema difícil de manejar que afecta directamente a las pesquerías y a la economía de las cooperativas. Se aludió, que existen pescadores que no cuentan con permisos de pesca y, que invaden las zonas de quienes sí cuentan con dichos permisos. Por otro lado, se comentó que no se tiene un control de capturas, lo que causa incertidumbre en el manejo de las especies, ya que sólo se llevan registros de los volúmenes de captura para las especies que comercializan (callo de hacha, almeja blanca, jaiba y camarón azul) y, no para la pesca secundaria. Como consecuencia, no hay mucha información con respecto a especies que ya no se observan en la zona como el mero (*Epinephelus itajara*), la almeja voladora (*Pecten vogdesi*) y la palometa (*Caranx caballus*).

Adicionalmente, se registró la problemática de la presencia de pescadores no locales. Y de la mano, la conciencia por respetar los periodos de veda, el 80% respondió que no se respeta, argumentando que las instituciones responsables de establecer los periodos de veda les proporcionan un periodo de tiempo muy corto destinado a la pesca y que debido a los aumentos de las temperaturas durante los últimos años, la estacionalidad de los procesos biológicos de ciertas especies se han alterado, ocasionando modificaciones físicas y biológicas en su distribución y con ello que no se capturen grandes volúmenes como años anteriores.

La pesca ilegal tiene consecuencias en la productividad. Algunos esfuerzos por parte de las autoridades federales y estatales para que la actividad pesquera se maneje de manera sustentable incluyen

normativas y sanciones. Sin embargo, no integra la visión y necesidades de las comunidades locales (Figura 1).

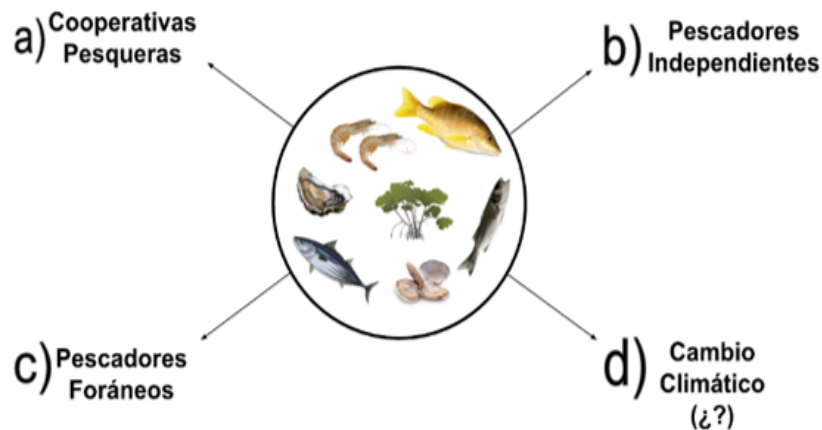


Figura 1. La demanda del recurso pesquero está en constante aumento, principalmente por las a) cooperativas pesqueras de la región, b) pescadores independientes y c) pescadores foráneos. Existe la incertidumbre con respecto a los efectos locales del d) cambio climático.

Calidad del agua marina

Según los testimonios de los pescadores entrevistados, la calidad del agua en la Bahía ha disminuido en los últimos tres años, denunciando esto a la descarga de aguas producto de las actividades agrícolas y acuícolas (Figura 2).

La contaminación por fertilizantes, insecticidas, herbicidas y fungicidas se produce cuando éstos se utilizan en mayor cantidad de la que pueden absorber los cultivos, o cuando se eliminan por acción del agua o del viento de la superficie del suelo antes de que puedan ser absorbidos. Siendo Sonora y Sinaloa, de los principales estados agricultores del país, es mayor la probabilidad de que se presenten este tipo de eventos en la Bahía.

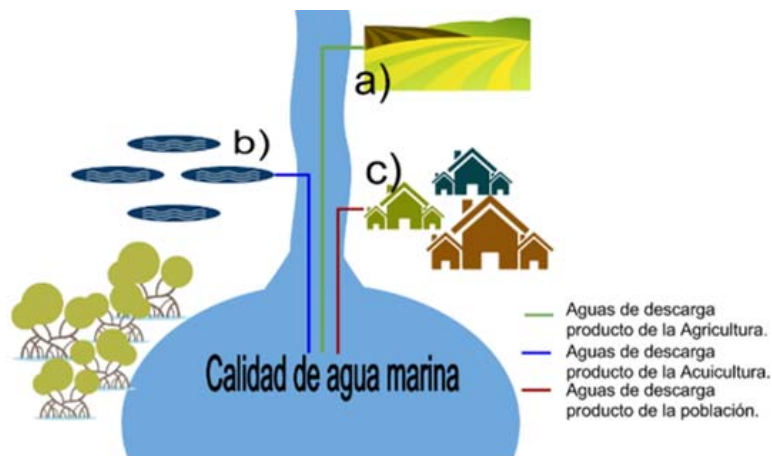


Figura 2. Diagrama conceptual de la calidad del agua como consecuencia de actividades antropogénicas: a) la agricultura (pesticidas, fertilizantes y herbicidas), b) acuicultura (descargas con grandes cantidades de materia orgánica) y c) las descargas de agua de la misma comunidad.

*Desechos sólidos en la zona costera*

El 83.33% de los encuestados afirmó que la principal causa que provoca el deterioro en los ecosistemas costeros son los desechos sólidos generados por los pescadores y en mayor parte por los visitantes.

Locatarios comentan que con frecuencia se observan, en la Bahía y en la costa, restos de basura flotante. Los pescadores, comúnmente, reportan plásticos y envoltorios en los chinchorros (redes de pesca) y en las trampas para jaiba.

En base a los resultados preliminares la comunidad de Agiabampo mostró interés por disminuir las cantidades de residuos sólidos arrojados a la zona costera. No obstante, a la fecha no se cuenta con un programa de manejo de residuos adecuado.

Percepción de la comunidad con respecto al cambio climático

En términos de cambio climático, los pescadores entrevistados reconocen que afecta su actividad económica. Han observado una disminución en su producción y un incremento en los costos debido a distancias trasladadas para poder pescar. Especialmente, comentaron sobre las dificultades en la pesca de camarón. En base a su experiencia, comentaron que también se alteran las corrientes marinas, las direcciones de los vientos y el olaje.

De manera generalizada, asocian el término cambio climático con el aumento de las temperaturas en el ambiente, he hicieron mención que cada año se vuelven más intensas dichas temperaturas.

Cabe destacar que mostraron un gran interés en conocer a fondo temas relacionados con el cambio climático y aprender nuevas técnicas de educación ambiental.

Integración de información para implementar refugios pesqueros

Una estrategia de conservación pesquera son las zonas de Refugio para los Recursos Pesqueros (RRP). Según la NOM-049-SAGPESC-2014 son las áreas delimitadas en las aguas de jurisdicción federal, con la finalidad primordial de conservar y contribuir, natural o artificialmente, al desarrollo de los recursos pesqueros con motivo de su reproducción, crecimiento o reclutamiento, así como preservar y proteger el ambiente que lo rodea. Sin embargo, no podrán ser establecidas hasta no contar con la aprobación de los pescadores y, la promesa de que se respetará dicho acuerdo.

Para lograr que los pescadores aprueben y acepten los términos de no pesca en las zonas de RRP, es necesario informar y capacitar (Cuadro 3). Donde, se exponga las consecuencias negativas al sector pesquero debido al manejo inadecuado de los recursos y también, aquella información que demuestre los beneficios económicos, sociales y ambientales a corto plazo, que supone la gestión de la pesca sostenible.

Cuadro 3. Procedimientos y actividades para designar las zonas de RRP.

| Procedimientos | Actividades |
|--|--|
| Delimitación geográfica del polígono | Generar un mapa técnico mediante coordenadas geográficas. Indicar características generales. Señalar los principales parámetros fisicoquímicos y oceanográficos |
| Listado de especies de fauna asociadas a la zona | Indicar las especies de peces que se encuentren en la zona mediante información bibliográfica, entrevista con pescadores, reportes pesqueros y si se requiere, mediante muestreos. |

Continuación Cuadro 3...

| Procedimientos | Actividades |
|--|---|
| Información poblacional de las especies objetivo | Estimación de la distribución. Estimación de la abundancia o número aproximado mediante el cálculo de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Estimación de índices pesqueros. |
| Información pesquera | Estimación del esfuerzo pesquero mediante el número de cooperativas, pescadores, volumen de extracciones, embarcaciones. Indicar artes de pesca. Indicar producción histórica y anual. Estimación del valor económico de la captura. |

Conclusiones

Los resultados generados del estudio piloto sugieren que las comunidades pesqueras de la Bahía de Agiabampo, son vulnerables al deterioro de los recursos pesqueros. En cuanto a los efectos locales que el cambio climático pueda traer, no se cuenta con medidas de mitigación para los impactos sociales, económicos y ambientales, adicionalmente no ha habido capacitación por parte de las agencias o autoridades correspondientes.

Gracias al análisis de percepción utilizado, se detectaron problemas ambientales adicionales como la pobre calidad de agua en algunos puntos y la falta de un sistema eficiente de recolección de basura.

Por otro lado, la estrategia de implementación de recursos de no pesca o zonas de RRP, a futuro prevé una alternativa de adaptación ante el cambio climático. Sin embargo, esta estrategia se tendrá que crecer con la comunidad de la Bahía de Agiabampo, para que la apropien y puedan gestionar de manera sostenible sus pesquerías.

Literatura citada

- Berkes, F. 2001. Managing small-scale fisheries: Alternative directions and methods. IDRC.
- Béné, C., G. Macfadyen and E. H. Allison. 2007. Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security. Food & Agriculture Org.
- Camacho-Valdez, V., A. Ruiz-Luna, A. Ghermandi, C. A. Berlanga-Robles and P. Nunes. 2014. Effects of Land Use Changes on the Ecosystem Service Values of Coastal Wetlands. *Environmental Management* 54:852-864.
- Centre, U.W.C.M., Group, C.o.M.L.o.S.D.A.W. 2006. Seamounts, deep-sea corals and fisheries: vulnerability of deep-sea corals to fishing on seamounts beyond areas of national jurisdiction. UNEP/Earthprint.
- Deegan, L. A., Jr. J. W. Day, J. G. Gosselink, A. Yanez-Arancibia, G. S. Chavez and P. Sanchez-Gil. 1986. Relationships among physical characteristics, vegetation distribution and fisheries yield in Gulf of Mexico estuaries.
- Lau, W. W. Y. 2013. Beyond carbon: Conceptualizing payments for ecosystem services in blue forests on carbon and other marine and coastal ecosystem services. *Ocean & Coastal Management* 83:5-14.
- Moreno-Báez, M., B. J. Orr, R. Cudney-Bueno and W. W. Shaw. 2010. Using fishers' local knowledge to aid management at regional scales: Spatial distribution of small-scale fisheries in the northern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 86:339-353.
- Singh, P., U. Melkania, S. Maqsood, M. Danish, N. Verma and P. Singh. 2012. Global Climate Change Threats to Fisheries and Aquaculture. *Research Journal of Agricultural Sciences* 3:1-10.
- Sutton-Grier, A. and A. Moore. 2016. Leveraging Carbon Services of Coastal Ecosystems for Habitat Protection and Restoration. *Coastal Management* 44:259-277.
- Young, E. 2001. State intervention and abuse of the commons: Fisheries development in Baja California Sur, Mexico. *Annals of the Association of American Geographers* 91:283-306.



3.9 Red Temática Programa Mexicano del Carbono: Consolidación y logros 2016 - 2017

Torres Ruth¹

¹Programa Mexicano del Carbono. Chiconautla 8, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco de Mora, Estado de México.
Autor para correspondencia: ruth.torres@pmcarbono.org

Resumen

Las Redes Temáticas CONACYT se definen como la asociación voluntaria de investigadores o personas con interés de colaborar para atender un problema prioritario nacional. Cada Red está coordinada de manera colegiada por un Comité Técnico Académico (CTA). El Programa Mexicano del Carbono (PMC) es un colectivo científico, creado con la finalidad de contribuir en la comprensión y atención de problemas nacionales que involucren todos aquellos procesos relacionados con el ciclo del carbono y sus interacciones. Al consolidarse como una Red Temática del CONACYT, busca la vinculación académica de investigadores científicos y tecnológicos en los diferentes aspectos de la dinámica del carbono en ecosistemas terrestres, ecosistemas acuáticos, atmósfera, bioenergía, dimensión social y sistemas humanos; además de divulgar de forma oportuna y continua las propuestas concretas de identificación, síntesis y análisis de los problemas ambientales relacionados con el carbono.

Palabras clave: *investigación; áreas temáticas; vinculación; políticas públicas; ciclo del carbono y sus interacciones.*

Abstract

The CONACYT Thematic Networks are defined as the voluntary association of researchers or people interested in collaborating to address a national priority problem. Each Network is coordinated in a collegiate way by an Academic Technical Committee (CTA). The Mexican Carbon Program (PMC) is a scientific group, created with the purpose of contributing to the understanding and attention of national problems that involve all those processes related to the carbon cycle and their interactions. By consolidating itself as a CONACYT Thematic Network, it seeks the academic link of scientific and technological researchers in the different aspects of carbon dynamics in terrestrial ecosystems, aquatic ecosystems, atmosphere, bioenergy, social dimension and human systems; besides disclosing in a timely and continuous manner the concrete proposals for the identification, synthesis and analysis of environmental problems related to carbon.

Key words: *investigation; thematic areas; entailment; public politics; carbon cycle and its interactions.*

Introducción

Es necesario impulsar la información en relación al entendimiento de las dimensiones de los flujos del carbono entre los diferentes reservorios (océano, terrestre, atmósfera) (Montaño *et al.*, 2016a; Tapia-Torres *et al.*, 2016b; Muñoz-Anderson *et al.*, 2015) y los impactos que el aumento del CO₂ está generando en el clima, en la sociedad y en los ecosistemas. La solución hacia esta área de oportunidad del conocimiento en los diferentes ciclos y emisiones del carbono, requiere de la participación activa del mayor número posible de investigadores, estudiantes y técnicos, así como de estrategias comunes que

ayuden a plantear políticas públicas en la solución o adaptación a estos cambios que cada vez parecen ser más irreversibles.

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) fue creado en el 2005, a instancias del Instituto Nacional de Ecología para responder al llamado de las contrapartes de Estados Unidos y Canadá en el desarrollo de un programa trinacional del carbono en Norte América. El PMC nació como un colectivo científico con el objetivo de generar información científica para el desarrollo de políticas públicas de México en relación a la dinámica del Carbono (C) y su impacto en el Cambio Climático Global (PMC, 2008). La sinergia en las actividades y cohesión de los socios del PMC, le permitieron integrarse como una persona moral (Asociación Civil) a partir del 2009. En el año 2015, dada la robustez de actividades que realiza el PMC, se vislumbró como área de oportunidad el conformarse como una Red Temática del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT); logrando su consolidación como tal a inicios del año 2016 (Red Temática PMC, 2016).

Las Redes Temáticas del CONACYT promueven la colaboración interdisciplinaria para atender problemas de magnitud nacional desde una perspectiva multidimensional de manera articulada entre actores nacionales e internacionales de la academia, gobierno, empresas y sociedad civil (CONACYT, 2017). En este sentido, la Red PMC es totalmente incluyente con características nacionales y con un complemento fuerte de colaboración internacional.

La Red Temática Programa Mexicano del Carbono (Red PMC) apoyada con fondos del CONACYT, se forma con el propósito de fomentar la colaboración y participación entre investigadores mexicanos que actualmente trabajan en estos temas, además de incluir a estudiantes de posgrado para su formación profesional hacia la solución de problemas actuales en esta problemática que afecta a la sociedad y a los ecosistemas de México. La Red PMC se constituye con investigadores y académicos de los principales centros de investigación y universidades del país que actualmente son líderes en este campo de la ciencia. Además incluye a investigadores de algunas entidades del país que cuentan con menos recursos técnicos y humanos, con la finalidad de apoyarlos en la formación de cuadros académicos en los temas que incluirá la Red PMC (Figura 1).

Una parte fundamental de los quehaceres de la Red PMC es la divulgación y difusión oportuna y continua de propuestas concretas que ayudan a la identificación y análisis de los problemas ambientales relacionados con el tema del carbono en todas sus formas. En este sentido, cada año, la Red PMC organiza diversos talleres y congresos de información, capacitación y síntesis de los avances logrados.

En este escrito se dan a conocer los alcances y actividades que ha desarrollado la Red Temática Programa Mexicano del Carbono y la visión a futuro que persigue la congregación de sus socios.

Materiales y Métodos

Características de la Red Temática PMC

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) se consolidó como Red Temática del CONACYT en el año 2016. A 2 años de su formación tiene miembros en el 96% de los estados de la República Mexicana, 43 Universidades o Centros de Investigación nacionales y 5 extranjeras; además de ocho Asociaciones de la sociedad civil (Figura 1). La Red PMC sustenta fuertes bases científica avaladas por los Miembros del Comité Técnico Académico, conformado por: Dr. Luis Eduardo Calderon Aguilera, Dra. Mariela Hada Fuentes Ponce, Dr. José Martín Hernández Ayón, Dr. Jose Tulio Arredondo Moreno, Dra. Georgina Sandoval Fabián, Dra. María Graciela Alcalá Moya, Dr. Jaime Garatuza Payán, Dr. Ramón Sosa Ávalos y Dr. Fernando Paz Pellat.

En el Cuadro 1 se observan las características de conformación de la Red PMC al año 2017.

Cuadro 1. Datos generales de la Red PMC

| Rubro | Información |
|---------------------|---|
| Modalidad | Redes Temáticas Continuidad |
| Área | Ambiente |
| Prioridad | Mitigación y adaptación al cambio climático |
| Modalidad | Redes Temáticas Continuidad |
| Responsable técnico | Dr. Jaime Garatuzza Payán |
| Institución | Instituto Tecnológico de Sonora |



Figura 1. Presencia en México de miembros de la Red PMC.

El número de personas que al año 2017 integran la Red PMC es de 253, de las cuales 103 son mujeres y 150 hombres. La distribución de miembros investigadores, estudiantes o externos se muestra en la Figura 2a y 2b; por disciplina (Figura 3), por entidad federativa (Figura 4) y por insitución de adscripción (Figura 5).

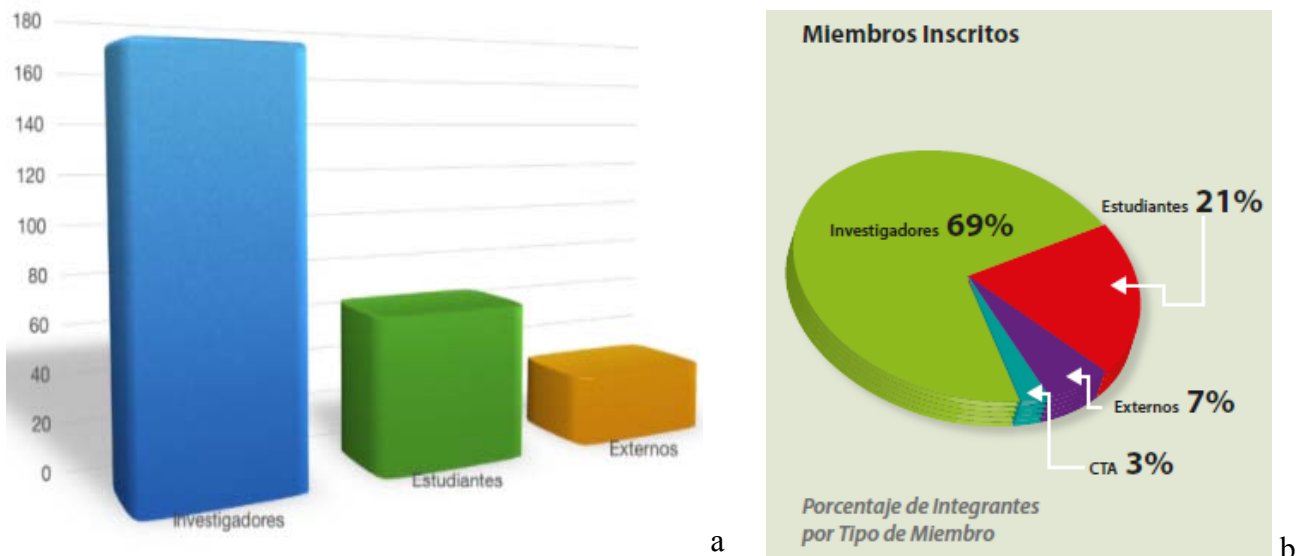


Figura 2. Distribución de tipo de miembros de la Red PMC.

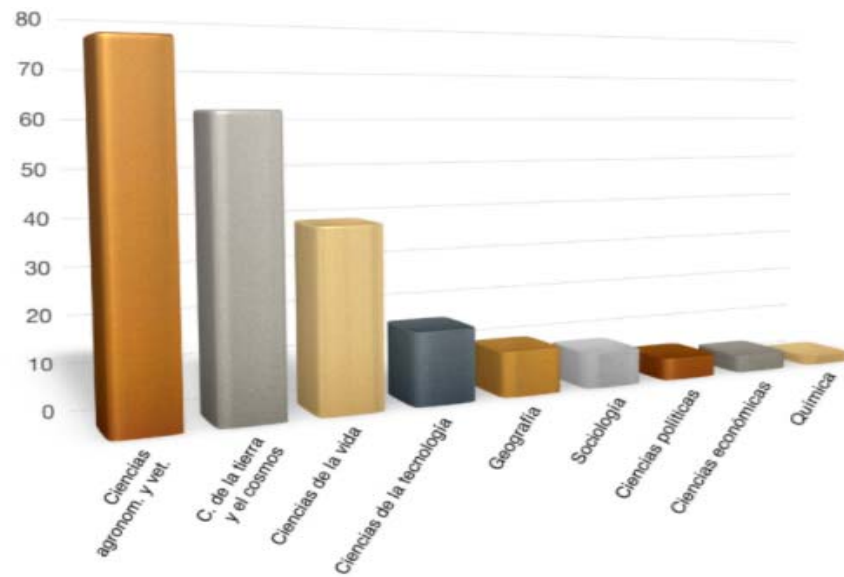


Figura 3. Distribución de miembros de la Red PMC por disciplina.

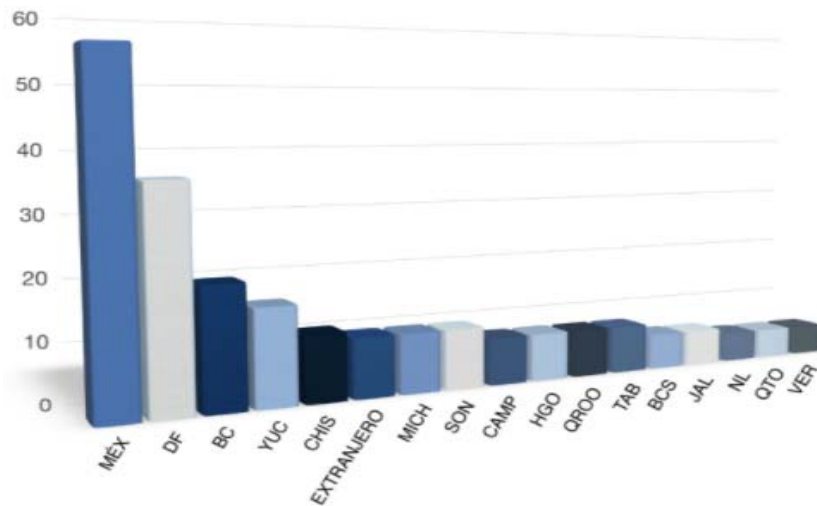


Figura 4. Distribución de miembros de la Red PMC por estado de la República Mexicana.

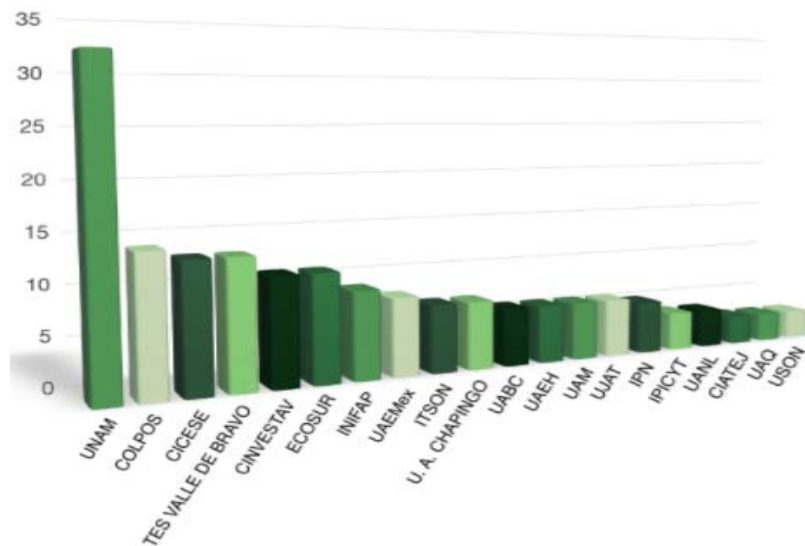


Figura 5. Distribución de miembros de la Red PMC por Instituciones de adscripción.



Resultados y Discusión

El ciclo del carbono y sus interacciones en México dentro del contexto del cambio climático ha cobrado mucha relevancia en los últimos años en relación al establecimiento de medidas de mitigación y adaptación, generando políticas públicas tales como el Programa Especial de Cambio Climático, la Ley General de Cambio Climático, la Estrategia Nacional de Cambio Climático y REDD+, entre otras muchas. El sustento de estas respuestas institucionales es la ciencia del cambio climático, en especial la asociada al ciclo del carbono.

En esta perspectiva, el PMC cuenta con 11 años de esfuerzos colectivos hacia el entendimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en ambientes terrestres, marinos, atmósfera y ciencias sociales. El PMC ha establecido un Comité Científico con coordinaciones en las áreas de Ecosistemas Terrestres, Ecosistemas Acuáticos, Dimensión Social, Atmósfera, Bioenergía y Sistemas Humanos (PMC, 2017); así como coordinaciones de apoyo en relaciones gubernamentales, relaciones internacionales, políticas públicas y redes institucionales. Adicionalmente, el PMC impulsó la creación del consorcio nacional estudiantil CABEMAS (PMC, 2009), para desarrollar una estrategia para la creación de capacidades nacionales a corto, mediano y largo plazo, como soporte de nuevas generaciones de tomadores de decisiones y para consolidar el desarrollo de su Plan Científico. Aunque el actual plan del PMC fue desarrollado en el 2008 (PMC, 2008), su implementación había sido retrasada por falta de apoyos. Motivo por el cual la Red PMC, a partir del año 2016, realizó reuniones de trabajo de planeación de síntesis nacionales y conformo los grupos de trabajo y coordinaciones generales y temáticas. Estas actividades permiten la consolidación de ejercicios nacionales, donde se plantea el desarrollo de las fases de inventarios GEI y modelación del ciclo del carbono en ambientes terrestres y acuáticos (consultar los resultados de planeación en la página de la Red PMC <http://pmcarbono.org/redtematica/inicio>).

La Red Temática Programa Mexicano del Carbono (Red PMC) apoyada con fondos del CONACYT, fomenta la colaboración y participación entre investigadores mexicanos que actualmente trabajan en estos temas, además de que incluye a estudiantes de posgrado para su formación profesional hacia la solución de problemas actuales en esta problemática que afecta a la sociedad y a los ecosistemas de México. La Red PMC (253 miembros y prácticamente cobertura nacional), se constituye con investigadores y académicos de los principales centros de investigación y universidades del país que actualmente son líderes en este campo de la ciencia.

Beneficios, Logros y Resultados

Para el año 2017 la Red PMC llevó a cabo una agenda de desarrollo con la finalidad de consolidar su participación en beneficio de México, partiendo de proyectos previos y avances en el establecimiento de ejercicios colectivos. El apoyo institucional del CONACYT permitió multiplicar los beneficios esperados de la Red, en particular para la creación de capacidades nacionales. Las etapas de desarrollo realizadas están orientadas a la generación de beneficios y resultados tangibles a corto plazo: (a) Seguimiento de la profesionalización de la Red, donde se plantea la contratación de personal transitorio, más gastos de operación, para el seguimiento de los desarrollos de la red, generando así capacidades en la atención a sus socios y planes futuros, (b) Consolidación del Plan Científico, a través de las síntesis nacionales sobre el ciclo del carbono en ecosistemas terrestres y acuáticos de México, así como la síntesis del estado actual del conocimiento a través de los Simposia Internacionales del carbono en México que realiza el PMC año con año. Los resultados de estos esfuerzos permitirán al Gobierno de México contar con información sumamente útil para cumplir sus compromisos internacionales sobre el tema, además de articular políticas públicas con mayor certidumbre y alta precisión, (c) Desarrollar y consolidar la generación de conocimiento en la interfaz ciencia y políticas públicas a través de la Revista Cuatrimestral Elementos para Políticas Públicas relacionadas con el Ciclo del Carbono y sus Interacciones (PMC, 2015), además

de material de divulgación de la red, (d) Desarrollar e implementar una primera fase de la red nacional de paisajes rurales del carbono asociada a instituciones y centros de investigación para optimizar el desarrollo de nuevo conocimiento con una visión multi-objetivo, de tal forma que la investigación local (particularmente tesis) tenga una integración nacional y permita establecer sitios de calibración/validación de modelos y para el desarrollo de nuevo conocimiento orientado a las necesidades nacionales en un esquema colaborativo nacional, reforzando capacidades locales y promoviendo una visión multi y transdisciplinar.

Divulgación y Proyectos realizados

El principal logro de la Red PMC ha sido continuar con la consolidación del Plan Científico del PMC, a través del establecimiento de las Síntesis Nacionales del Estado del Conocimiento en el Ciclo del Carbono en Ecosistemas Terrestres y Acuáticos.

En los dos años de conformación de La Red PMC, ha logrado realizar diversos trabajos de consultoría con PROBOSQUE, destacando el Estudio de factibilidad para el pago de bonos de carbono en el Estado de México a partir de 2015. Derivado de la vinculación de la Red PMC con productores de café en Chiapas, se ha implementado el proyecto Una REDD para salvar la sombra de la Sierra Madre de Chiapas, vigente del 2016 al 2017; investigación que da a conocer a dueños de cafetales y productores de café de Chiapas, el potencial de secuestro y almacenamiento de carbono de los cafetales de la Sierra Madre de Chiapas, así como cuantificar la riqueza biológica que resguardan.

Entre las actividades de divulgación que la red PMC ha organizado, destacan diversos manuales relacionados con el tema del carbono, boletines informativos, artículos científicos y dos Simposia Internacionales del Carbono en México en diversos estados de la República Mexicana el primero en el 2016, en Pachuca, Hidalgo y el segundo en Ensenada, Baja California en el 2017. Asimismo, a la fecha, bajo la Editorial Programa Mexicano del Carbono, se han publicado tres Síntesis Nacionales del estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: 2015, 2016 y 2017 (disponibles en formato electrónico en: <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/sintesisn.php>).

Derivado del intensivo trabajo al interior de la Red PMC, se encuentra el proceso de co-edición con la Revista Madera y Bosques del Instituto de Ecología A. C., la Publicación de un Número especial referente a la dinámica del carbono y sus componentes en la biomasa viva y muerta en ecosistemas terrestres, cuya finalidad es difundir el conocimiento que generan los integrantes de la Red.

Otra publicación de importancia que genera la Red es la Revista Elementos para Políticas Públicas, que ofrece información científica sólida a los tomadores de decisiones, referente a los principales problemas ambientales que involucran al ciclo del carbono y sus interacciones.

La Red cierra el año 2017 con la participación en la convocatoria de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), para el desarrollo e implementación de la primer fase y establecimiento de la Red Mexicana de Paisajes Asociados al Carbono y sus Interacciones (REMPACI), cuyo objetivo es institucionalizar los esfuerzos de monitoreo de carbono y otros elementos y procesos, en un contexto de paisajes, sujetos a interacciones humanas y sociales.

Conclusiones

La Red Temática Programa Mexicano del Carbono se conformó ante la necesidad de establecer un mecanismo para coordinar a nivel nacional los esfuerzos de investigación relacionados con los aspectos físicos, geoquímicos, biológicos y sociales del ciclo del carbono.

El conocimiento del ciclo del carbono en México y su relación con el Cambio Global son indispensables para resolver numerosas interrogantes que la ciencia y la sociedad demanda. Es así como la Red PMC coordina las actividades científicas relativas a los estudios del ciclo del carbono que se



realizan en México, funge como contraparte científica de México de programas similares en otros países, desarrolla e impulsa la investigación científica referente al ciclo del carbono en el país, sistematiza la información científica sobre el carbono, genera las bases científicas para soportar políticas públicas nacionales.

La Red PMC es totalmente incluyente con características nacionales y con un complemento fuerte de colaboración internacional. Una parte fundamental de los quehaceres de la Red PMC es la divulgación y difusión oportuna y continua de propuestas concretas que ayuden a la identificación y análisis de los problemas ambientales relacionados con el tema del ciclo del carbono.

Literatura citada

- CONACYT. 2017. Programa de Redes Temáticas Conacyt. <https://www.conacyt.gob.mx/index.php/el-conacyt/desarrollo-cientifico/redes-tematicas-de-investigacion> (Consulta: marzo 24, 2017).
- 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. 2016a. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-59.
- Muñoz-Anderson, M., R. Lara-Lara, S. Álvarez-Borrego, C. Bazán-Guzmán y M. de la Cruz-Orozco. 2015. Flujos de carbono agua-aire en la zona de surgencias costeras frente al norte de Baja California. *Ciencias Marinas* 41:57-168.
- PMC. 2008. Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono. Programa Mexicano del Carbono, México. pmcarbono.org/pmc/descarga/docs/PMC-Plan%20Cientifico_2008.pdf (Consulta: marzo 03, 2017).
- PMC. 2009. Consorcio de estudiantes CABEMAS del Programa Mexicano del Carbono. Programa Mexicano del Carbono, México. pmcarbono.org/cabe+/index.php (Consulta: abril 24, 2017).
- PMC. 2015. Revista Elementos para Políticas Públicas. Programa Mexicano del Carbono. Programa Mexicano del Carbono, México. www.elementospolipub.org/ojs/index.php/epp (Consulta: marzo 26, 2017).
- PMC. 2017. Organigrama del Programa Mexicano del Carbono. Programa Mexicano del Carbono, México. pmcarbono.org/pmc/organigrama.php (Consulta: marzo 03, 2017).
- Tapia-Torres, Y., O. Briones, R. García-Sánchez, Y. Perroni, N. M. Montaño, F. García Oliva, E. Yépez, S. H. Bullock, F. Ayala, Y. Maya, C. Siebe y E. Troyo. 2016b. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos en México. *Terra Latinoamericana* enero-marzo.

3.10 Estrategia estatal REDD+ Chiapas: Documento preliminar

Ranero-Puig Alejandro¹; Covalada-Ocón Sara¹; Montero José A.²; Bejarano M.²; Amézcuca Israel³; Esquivel Elsa⁴; Lara Marcos⁴; Thompson Camilo²; Arnaiz Elena² y Andrade Rosalía⁵

¹Kibeltik Clima y Medio Ambiente A. C. Ejército Nacional 31, CP 29230, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

²Pronatura Sur A. C. Franz Bloom 4, CP 29230, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

³Consultor. Calzada Daniel Sarmiento 19, Los Alcanfores, CP 29246, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

⁴AMBIO A. C. Calle Emiliano Zapata No. 4, Barrio El Relicario, CP 29286, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

⁵CONAFOR.

Autor para correspondencia: alejandro.ranero@gmail.com, scovalada@gmail.com

Resumen

La elaboración del documento preliminar de la EEREDD+ de Chiapas tuvo como objetivo desarrollar los componentes de la EEREDD+, para que el gobierno del estado cuente con los elementos necesarios para publicar el documento rector de la política pública estatal en torno al mecanismo REDD+. La elaboración del documento preliminar se realizó de forma participativa, conformando cuatro grupos de trabajo que desarrollaron los componentes a incluir en la Estrategia, los cuales se estructuraron de la siguiente manera (en línea con la ENAREDD+): introducción, objetivo, líneas de acción (con sub-líneas de acción) y hoja de ruta (en cumplimiento con los requerimientos de la LAMCCCH). En general se buscó que los objetivos específicos y líneas de acción de cada componente estuvieran alineados a las de la ENAREDD+. En cuanto a las sub-líneas de acción, se considera que éstas han de adecuarse al contexto estatal. Un aspecto clave para la exitosa implementación de un mecanismo REDD+ a nivel estatal es la generación de los Arreglos Institucionales necesarios para operar el mecanismo REDD+. La elaboración de Estrategias Estatales para REDD+ es un paso muy importante para el aterrizaje de este mecanismo a nivel local, éstas deben desarrollarse de manera participativa para alcanzar un amplio consenso. El contar con recursos financieros y voluntad política son aspectos clave para que estos instrumentos puedan ser exitosos y cumplir sus objetivos.

Palabras clave: *reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal; política sub-nacional; mecanismo jurisdiccional.*

Abstract

The elaboration of the preliminary document of the EEREDD+ of Chiapas aimed to develop the components of the EEREDD+ in order to give the State Government the necessary elements to publish the REDD+ Strategy. The preparation of the preliminary document was done in a participatory way, forming four working groups that developed the components to be included in the Strategy, which were structured as follows (in line with the ENAREDD+): introduction, objective, action lines (with several sub-lines) and roadmaps (in compliance with the LAMCCCH requirements). The specific objectives and action lines of each component were aligned with those of the ENAREDD+ and the sub-lines were adapted to the State context. A key aspect for the successful implementation of a REDD+ mechanism at the state level is the generation of the necessary Institutional Arrangements to operate the REDD+ mechanism. The elaboration of State Strategies for REDD+ is a very important step for the implementation of this mechanism at the local level and they must be developed in a participatory way to reach a broad consensus. Having financial resources and political will are key aspects to achieve the goals stated in these political instruments.



Key words: *reducing emissions from deforestation and forest degradation; sub-national policy; jurisdictional mechanism.*

Introducción

El estado de Chiapas, situado en el sur de México es poseedor de una de las más grandes riquezas biológicas del país, conservando grandes extensiones de bosques primarios como las selvas altas perennifolias (633 503 ha), los bosques mesófilos (231 777 ha) y los manglares (43 602 ha), los cuales acumulan grandes cantidades de carbono tanto en su biomasa como en el suelo. Los bosques secundarios, sin embargo, son los que ocupan mayores extensiones en el estado y son, a su vez, los que se encuentran más amenazados por las dinámicas de deforestación y degradación forestal que siguen activas en el estado. De hecho, según la CONAFOR (2016) Chiapas es el estado participante en la IRE (Iniciativa de Reducción de Emisiones) que ha sufrido una mayor deforestación y degradación forestal en el periodo 1993-2011.

Desde 2009 en el estado de Chiapas se han realizado grandes esfuerzos a nivel legal, institucional, político, científico y desde la sociedad civil con el fin de preparar la implementación de un mecanismo REDD+ (Reducción de emisiones por Deforestación y Degradación Forestal) jurisdiccional anidado al nacional. A nivel internacional el estado participa en iniciativas para apoyar la conservación de sus bosques (Grupo de Gobernadores para el Clima y Bosques) y ha mostrado su compromiso con el tema firmando la Declaración de Rio Branco (GCF, 2014) y el Memorándum de Entendimiento en Materia de Liderazgo Mundial ante el Cambio Climático (Under2MOU, 2015). A nivel nacional el estado ha sido seleccionado primero como Área de Acción Temprana REDD+ y, posteriormente, como estado participante en la IRE.

Desde el nivel estatal, el gobierno del estado ha impulsado el establecimiento de un marco jurídico para el tema de cambio climático (LAMCCCH: Ley para la adaptación y mitigación al cambio climático del Estado de Chiapas) y ha favorecido la creación de arreglos institucionales que faciliten la coordinación entre Secretarías estatales para abordar este tema transversal (CCICCCCH: Comisión de Coordinación Intersecretarial de Cambio Climático de Chiapas). El sector académico y la sociedad civil estatal, por su parte, conformaron en 2009 el grupo estatal REDD+ que en 2011 fue constituido como el primer CTC-REDD+ (Comité Técnico Consultivo de REDD+) estatal en México. Desde este espacio de participación se ha impulsado y posicionado el tema de REDD+ en el estado, desde las discusiones iniciales, la construcción colectiva de la Visión REDD+ estatal y la construcción del documento preliminar de la Estrategia Estatal de Chiapas (EEREDD+).

El principal antecedente y referente para la construcción de la EEREDD+ es la Visión estatal REDD+ al 2020, la cual fue acordada con el siguiente texto (GAIA, 2013): “Mantener la biodiversidad y los servicios ambientales del territorio, reduciendo de manera significativa las emisiones de GEI provocadas por la deforestación y la degradación forestal en Chiapas, en correspondencia con las metas nacionales, a través de una mejora continua de la gobernanza, mediante estrategias de articulación, planeación territorial y transparencia en los niveles de gobierno, con efectiva participación y fortalecimiento de las comunidades indígenas y rurales y un sistema diversificado de financiamiento e incentivos que permitan transitar hacia un desarrollo rural sustentable de bajas emisiones”.

La elaboración del documento preliminar de la EEREDD+ de Chiapas tuvo como objetivo desarrollar los componentes de la EEREDD+ a través de un proceso participativo orquestado desde el CTC-REDD+ estatal, para que el gobierno del estado cuente con los elementos necesarios para publicar el documento rector de la política pública estatal en torno al mecanismo REDD+.

Materiales y Métodos

La construcción de la EEREDD+ de Chiapas se planteó de manera participativa, tomando como base el CTC-REDD+ estatal. Por ello, en una reunión extraordinaria del CTC (27 de junio de 2016), Pronatura Sur, como organización coordinadora del proceso, presentó un plan de trabajo para elaborar el documento preliminar de la Estrategia. La propuesta consistió en la formación de cuatro grupos de trabajo, integrados por actores pertenecientes a instituciones del sector público, privado y social, que se encargarían de desarrollar los componentes de la Estrategia, guiados por consultores especializados (Cuadro 1).

Cuadro 1. Grupos de trabajo para el desarrollo de la Estrategia.

| Grupo 1 | Sistema estatal de monitoreo, reporte y verificación y nivel de referencia |
|---------|--|
| Grupo 2 | Marco legal, Política pública y Arreglos institucionales |
| Grupo 3 | Salvaguardas sociales y ambientales y Participación social y comunicación |
| Grupo 4 | Esquemas de financiamiento |

Los documentos básicos considerados para orientar el desarrollo de la Estrategia fueron: la LGCC (Ley General de Cambio Climático), la ENACC (Estrategia Nacional de Cambio Climático), la LGDFS (Ley General de Desarrollo Rural Sustentable), la ENAREDD+ (Estrategia Nacional para REDD+), la LAMCCCH, la LEDFS (Ley de Desarrollo Forestal Sustentable del Estado de Chiapas) y la Visión REDD+ Chiapas. Además del documento de “Propuesta de lineamientos para el diseño de estrategias estatales REDD+” (Robles *et al.*, 2014).

El desarrollo de los componentes de la Estrategia se estructuró en un marco lógico de la siguiente manera (en línea con la ENAREDD+): Introducción, objetivo, líneas de acción (con sus sub-líneas de acción) y hoja de ruta (en cumplimiento con los requerimientos de la LAMCCCH). Este último apartado cuenta con un Anexo, donde se presenta más detalladamente la hoja de ruta del componente, la cual incluye: a) responsables a cada línea y sub-línea de acción; b) metas temporales para las líneas de acción para las fechas clave de 2018 (fin del sexenio) y 2020 (periodo de validez de la Estrategia) y c) indicadores y temporalidad a cada sub-línea de acción.

Los lineamientos para el diseño de estrategias estatales REDD+ consideran el fortalecimiento de capacidades como un tema transversal para todos los componentes. Otro tema transversal identificado fue la perspectiva de género, la cual fue abordada tomando como referencia el Plan de acción para la transversalización de la perspectiva de género en REDD+ México (PAGeREDD+), elaborado por Aguilar *et al.* (2014).

Los consultores de cada grupo realizaron una revisión de toda la información relativa al estatus de cada componente a nivel internacional, nacional y estatal, la cual fue presentada a los participantes de cada grupo. Con esta base, los grupos realizaron varias sesiones de trabajo para definir los objetivos, líneas y sub-líneas de acción de cada componente. Finalmente, los consultores de cada grupo integraron la información de cada uno de los componentes de la Estrategia elaborando un Anexo para cada uno de ellos que incluye información más detallada y de contexto.

Una vez desarrollados los componentes, estos fueron presentados en una nueva sesión extraordinaria del CTC-REDD+ que tuvo lugar el 12 de septiembre de 2016, en la cual los participantes realizaron comentarios y emitieron recomendaciones para cada uno de los componentes.

Resultados y Discusión

El objetivo establecido de la EEREDD+ de Chiapas es: “Reducir las emisiones de GEI derivadas de la deforestación y degradación de los ecosistemas forestales y conservar e incrementar los acervos de carbono forestal en el marco del desarrollo rural sustentable para México, mediante la alineación de políticas públicas, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad forestal y, con la garantía de

aplicación y cumplimiento efectivos de las salvaguardas y principios previstos en esta estrategia y en el marco legal vigente”.

Chiapas visualiza el mecanismo REDD+ como parte de una estrategia de desarrollo bajo en emisiones y desarrollo rural sustentable. Por tal motivo, es de vital importancia generar los arreglos institucionales que faciliten la planeación y coordinación intergubernamental para operar un mecanismo REDD+ aterrizado en las necesidades y contextos regionales, con principios ajustados al contexto estatal y salvaguardas sociales y ambientales que aseguren el cumplimiento del objetivo de la Estrategia. Esta es la razón por la que se resalta este punto, al considerarse como el elemento básico para la exitosa implementación de un mecanismo REDD+ en Chiapas.

En la Figura 1, se presentan los Arreglos Institucionales para operar el mecanismo REDD+ en el marco del SIECC (Sistema Estatal de Cambio Climático) con sus áreas y actores.

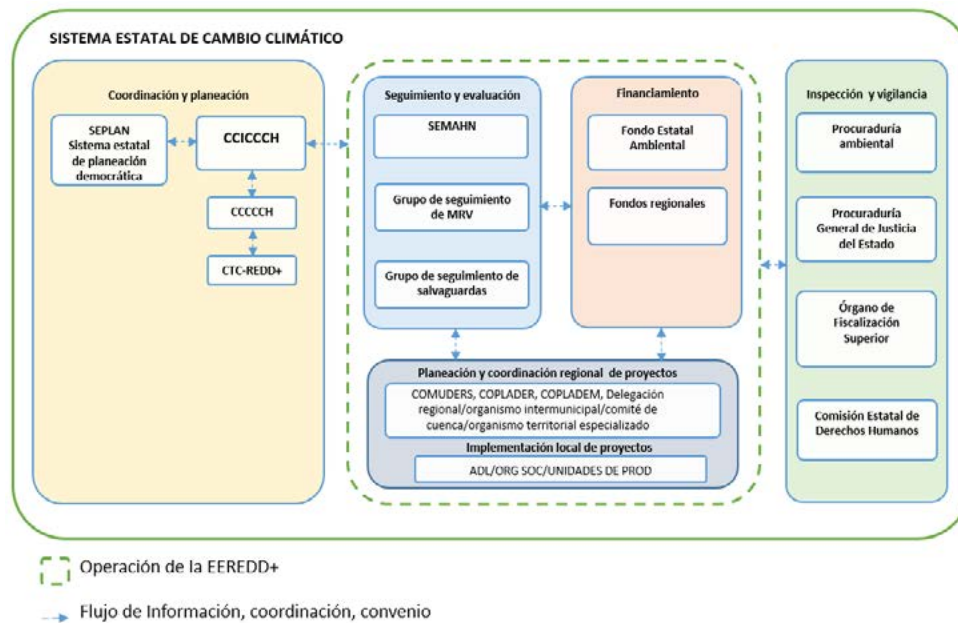


Figura 1. Arreglos institucionales para operar el mecanismo REDD+ en Chiapas.

En el Cuadro 2 se presenta el objetivo de cada componente de la EEREDD+ de Chiapas, indicándose el número de líneas y sub-líneas de acción contemplado en cada caso.

Cuadro 2. Componentes de la Estrategia Estatal REDD+ Chiapas con sus objetivos específicos.

| Componente | Objetivo | Líneas de acción |
|---|---|--|
| Marco legal | Identificar la normatividad estatal, nacional e internacional aplicable en el estado de Chiapas para establecer un mecanismo jurisdiccional de REDD+ estatal y crear la normatividad necesaria para fortalecer el marco jurídico de la entidad con el cual se obtenga transversalidad, coordinación, coherencia y operación integrada de políticas y programas que inciden en el sector AFOLU y contribuya a cumplir las metas nacionales y estatales de cambio climático, gestión territorial y salvaguardas | Dos líneas de acción y once sub-líneas |
| Política pública y arreglos institucionales | Implementar los arreglos institucionales para la gestión, seguimiento y evaluación de políticas públicas que promuevan, con la participación activa de los sectores público, privado y social, una gobernanza forestal local para transitar al desarrollo rural sustentable de bajas emisiones | Cinco líneas de acción y veinticuatro sub-líneas de acción |

Continuación Cuadro 2...

| Componente | Objetivo | Líneas de acción |
|--|--|---|
| Esquema de financiamiento | Diseñar y establecer esquemas de financiamiento que integren la arquitectura financiera con instrumentos económicos, además de mecanismos financieros para REDD+, con capacidad para captar y canalizar recursos financieros de diversas fuentes de financiamiento a largo plazo y, realizar actividades REDD+ y de mitigación en el sector AFOLU, que integren salvaguardas sociales y ambientales y aseguren el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales a nivel estatal, para transitar hacia el desarrollo rural sustentable y desarrollo bajo en emisiones | Cinco líneas de acción y veinte sub-líneas de acción |
| Sistema estatal de monitoreo, reporte y verificación y nivel de referencia | Desarrollar un sistema estatal de monitoreo multi-escala, robusto, transparente, preciso y verificable, para las actividades de mitigación que se implementen en el sector AFOLU, que promueva la participación incluyente de todos los actores involucrados, esté alineado al sistema nacional de monitoreo forestal, cuente con niveles de referencia adecuados a las necesidades estatales y contribuya a dar seguimiento a la efectividad de las políticas implementadas | Cuatro líneas de acción y veintitres sub-líneas de acción |
| Salvaguardas sociales y ambientales | Promover la gobernanza multinivel entre los actores que inciden en la gestión y manejo integral del territorio para reducir la deforestación y degradación forestal, con una visión de desarrollo rural sustentable de bajas emisiones, adoptando una perspectiva de género | Cuatro líneas de acción y veinte sub-líneas de acción |
| Participación social y comunicación | Garantizar, facilitar y fortalecer la comunicación y la participación comprometida entre los distintos actores sociales e institucionales, que intervienen en el desarrollo del territorio; para lograr los objetivos de diseño, implementación y seguimiento del mecanismo REDD+ a nivel estatal. De esta manera podrá reducirse y evitarse la deforestación y la degradación de los bosques y selvas, puesto que se fomentarán iniciativas con visión de desarrollo rural sustentable de bajas emisiones, que además, serán integrales y acordes con el contexto social, cultural y económico de las regiones del Estado | Dos líneas de acción y nueve sub-líneas de acción |
| Mecanismos de evaluación y seguimiento de la Estrategia | Establecer un mecanismo de evaluación para la Estrategia (a partir de las hojas de ruta de cada componente) que incorpore la participación de múltiples actores y permita conocer de manera anual el nivel de avance de su implementación, los problemas encontrados y sus causas para hacer los ajustes necesarios de tal forma que se asegure el alcance de los objetivos y metas temporales de cada componente | Dos líneas de acción y seis sub-líneas de acción |

AFOLU: Agricultura, forestería y otros usos del suelo.

En la Estrategia las sub-líneas de acción resolverán las líneas de acción, las cuales en conjunto tienen que dar solución al objetivo específico del componente y la suma de objetivos específicos de los distintos componentes resolverá el objetivo general de la Estrategia.

En general se buscó que los objetivos específicos y líneas de acción de cada componente estuvieran alineadas a las de la ENAREDD+. En cuanto a las sub-líneas de acción de los componentes de la Estrategia, se considera que éstas han de adecuarse al contexto estatal.

Priorización de pasos desde una perspectiva integral

Las hojas de ruta generadas para cada componente son planes de trabajo donde se establecen los tiempos y metas temporales a alcanzar, a nivel de sub-línea de acción, para avanzar en el desarrollo de cada componente en el marco temporal que abarca la estrategia (2016-2020).



La hoja de ruta del marco legal propone impulsar una agenda legislativa para reformar y actualizar diferentes leyes estatales relacionadas con REDD+, para promover el manejo integral del territorio, desarrollo rural sustentable y estrategias bajas en emisiones, asegurando el crecimiento económico climático. También se considera la actualización del nivel de referencia y el contar con escenarios de mitigación para REDD+ y el sector AFOLU (agrícola y pecuario) y, un sistema estatal de monitoreo multi-escala, con principios y salvaguardas sociales y ambientales para pago por resultados, como lo señala la Estrategia.

En el área de coordinación, se concibe la aprobación y puesta en marcha de la Estrategia por el SIECC, realizando acciones coordinadas entre las instituciones que la integran, diseñando e implementando programas y políticas públicas integradas y efectivas para implementar el mecanismo REDD+. Se propone la creación del grupo de trabajo (GT) de estrategias de desarrollo rural sustentable bajo en emisiones, con la incorporación de un equipo transversal de monitoreo, reporte y verificación (MRV) y salvaguardas para apoyar las actividades la CICCCH, GT-REDD+ junto con el CCCCCH.

También se propone establecer el compromiso estatal de reducción de la deforestación, e impulsar acuerdos interinstitucionales para el diseño, implementación, seguimiento y evaluación de políticas públicas integrales a nivel regional.

En cuanto a la planeación, se propone elaborar Planes Regionales de Desarrollo que incluyan acciones con base en los compromisos de reducción de emisiones, el mecanismo REDD+ y estrategias de desarrollo rural sustentable bajo en emisiones.

En el área de operación, se plantea dar seguimiento y evaluar las acciones REDD+ y de mitigación en el sector AFOLU a nivel Estatal. En esta área, en los arreglos institucionales se propone establecer un esquema de financiamiento a nivel estatal, que integre la arquitectura financiera con una estructura de gobernanza (de abajo hacia arriba), instrumentos económicos, mecanismos de mercado como REDD+, mecanismo de comercio de emisiones y distribución de beneficios.

En cuanto a los instrumentos económicos el componente de esquemas de financiamiento en la línea de acción 2, propone diseñar un fondo estatal público-privado con gobernanza mixta para captar y canalizar recursos financieros de diversas fuentes de recursos financieros. A la par se incluye a la banca de desarrollo, para el acceso al crédito con capacitación y asistencia técnica para realizar actividades relacionadas con el mecanismo REDD+ y el sector AFOLU (agrícola y pecuario).

Para el seguimiento de acciones se necesita contar con un sistema estatal de monitoreo multi-escala, robusto, transparente, preciso y verificable para las actividades de mitigación que se implementan para el mecanismo REDD+ y el sector AFOLU, además de contar con niveles de referencia adecuados a las necesidades estatales para dar seguimiento a las actividades de las políticas implementadas.

Adicional a lo anterior, el mecanismo REDD+ debe de contar con las necesarias salvaguardas sociales y ambientales, promoviendo la gobernanza multinivel, incluyendo a todos los actores (mujeres, jóvenes, pobladores y asociaciones) que inciden en la gestión y manejo integral del territorio (de abajo hacia arriba), para reducir la deforestación y la degradación forestal con una visión de desarrollo rural sustentable baja en emisiones.

El componente de participación social y comunicación identifica la consulta pública para el mecanismo REDD+ como una de las primeras acciones a realizar después de ser aprobada la Estrategia.

Para dar a conocer entre la población aspectos relacionados con el marco legal, arreglos institucionales, financiamiento, MRV y salvaguardas, es necesario contar con una estrategia de comunicación amplia con los pueblos indígenas, las comunidades y las instituciones de gobierno, identificando los espacios legítimos, formales y funcionales como lo señala el componente de participación social y comunicación de la Estrategia.

Durante la consulta y la operación del mecanismo REDD+, es necesario asegurar que las comunidades y los actores locales a ser consultados con respecto al mecanismo REDD+, cuenten con la información

necesaria para asegurar la apropiación de la población con respecto al mecanismo REDD+, incorporando el Consentimiento Libre, Previo e Informado.

Conclusiones

La elaboración de Estrategias Estatales para REDD+ es un paso muy importante para el aterrizaje de este mecanismo a nivel local ya que permiten adecuar a las necesidades locales los requerimientos más generales de la ENAREDD+, así como el reconocimiento de la importancia de evitar la deforestación y degradación forestal, por parte de actores estatales y locales.

La forma de elaborar las Estrategias estatales debe incluir procesos participativos y mecanismos de consulta que permitan alcanzar un amplio consenso, debiéndose contemplar las necesidades económicas y temporales necesarias para que los procesos puedan desarrollarse adecuadamente, más allá de las exigencias de los financiadores. Adicionalmente, los estados participantes en la IRE deben considerar todo su territorio, no únicamente las regiones de la IRE, como en ocasiones se ha pretendido desde visiones que sólo contemplan el mecanismo REDD+ desde el nivel nacional.

Una limitación de este tipo de instrumentos a nivel estatal es la carencia de recursos específicos para desarrollar el tema, por lo que los gobiernos estatales muchas veces dependen de recursos externos aportados por organizaciones internacionales o de la sociedad civil, que pueden tener sus propios intereses, no siempre alineados a las necesidades específicas de los estados. Por otra parte, la necesidad de una intensa coordinación interinstitucional e intersectorial a distintos niveles implica que debe existir una fuerte motivación política, la cual no siempre está presente en todos los actores, muchas veces por falta de comprensión de la problemática asociada al cambio climático y sus implicaciones.

Literatura citada

- Aguilar, L., A. Quesada-Aguilar, J. Siles e I. Castañeda. 2014. Plan de acción para la transversalización de la perspectiva de género en REDD+ México (PAGeREDD+). Informe técnico preparado para la Alianza MREDD+.
- CONAFOR. 2016. Iniciativa de Reducción de Emisiones. <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/iniciativa-de-reduccion-de-emisiones/>
- GAIA. 2013. Visión REDD+ Estado de Chiapas. Construcción de una visión colectiva para la implementación de la estrategia REDD+ en el Estado de Chiapas: Causas de deforestación y degradación de los bosques, puntos para la acción. Informe final preparado para el Gobierno del Estado.
- GCF. 2014. Declaración Rio Branco. Construyendo alianzas y asegurando el apoyo para los bosques, el clima y los medios de subsistencia. Rio Branco, Brasil: Grupo de Trabajo de Gobernadores sobre Clima y Bosques. http://www.gcftaskforce.org/documents/2014_annual_meeting/GCF_2014_RioBrancoDeclaration_26_Members_ES.PDF
- Robles, M., C. Hernández y C. León. 2014. Propuesta de lineamientos para el diseño de estrategias estatales REDD+. Informe técnico preparado para la Alianza MREDD+.
- Under2Mou. 2015. Memorandum de Entendimiento (Mou) en Materia de Liderazgo Mundial ante el Cambio Climático. <http://under2mou.org/wp-content/uploads/2015/04/Under-2-MOU-Spanish.pdf>

4 Ecosistemas Acuáticos



4.1 Geles oceánicos, carbono orgánico entre particulado y disuelto

Maske Helmut¹ y Almeda-Jauregui César¹

¹Departamento de Oceanografía Biológica, CICESE. Carretera Tijuana-Ensenada No. 3918, Fraccionamiento Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: hmaske@cicese.mx

Resumen

La materia orgánica particulada (MOP) en el océano es el vector principal del transporte de carbono orgánico de la superficie al fondo del mar (la bomba biológica). Existe otro vector, la bomba microbiana, la conversión de materia orgánica disuelta (MOD) a una forma recalcitrante (MODr) que no está disponible para el consumo de los microbios. Entre MOP y MOD existen geles, una forma efímera de orgánicos que cambian entre el estado particulado y disuelto. Los geles son redes 3-dimensionales de moléculas orgánicas ligadas por fuerzas electrostáticas y la baja polaridad. Los geles tienen papeles físicos, *e.g.*, aglutinan partículas como células de fitoplancton y cambian su tasa de hundimiento o cambian la viscosidad y por ende bajan el número de Reynolds que afecta muchos aspectos de la vida de microbios. Los geles afectan la ecología microbiana en el océano *e.g.*, formando un espacio estructurado alrededor de fitoplancton (phycosphere), puede funcionar como una película biológica diluida (biofilm) que estructura la comunicación (*e.g.*, Quorum Sensing) y las relaciones funcionales entre microbios. La cuantificación de geles es difícil de medir, los métodos actuales solo permiten detectar ciertas fracciones de los geles. Aquí resumimos el estado del conocimiento sobre este material orgánico en estado de geles omnipresente en el océano y se presentan algunos datos preliminares sobre la cuantificación de geles marinos utilizando un método diferente al de la literatura.

Palabras clave: *materia orgánica particulada; vector de transporte; bomba microbiana; cuantificación de geles orgánicos marinos.*

Abstract

The particulate organic carbon (COP) in the ocean is the principle vector for the transport of organic carbon from the surface to the sea floor, the so called biological carbon pump. Another carbon vector is the microbial pump, the conversion of dissolved organic carbon (DOC) to recalcitrant DOM that has a very long lifetime because it cannot be consumed by microbes. Between COP and DOC exists the carbon in gel-like state. Gels are 3-dimensional structures of organic molecules held together by electrostatic forces and hydrophobic nature of the molecules. Gels play important physical roles in the ocean, for example they bind particles together and, thus accelerate the sinking rate and, they change the viscosity of the water thus lowering the Reynolds number that influences many aspects of microbial life. Gels directly influence the microbial ecology in the ocean forming phycospheres around phytoplankton cells, building biofilms that control intercellular communication and structure functional relations. The quantification of gels is difficult, current methods only quantify some fraction of the gels. Here review the current literature about marine gels and, present some preliminary data about carbon in gel-state using a method different from the literature.

Key words: *particulate organic matter; transportation vector; microbial pump; quantification of marine organic gels.*

Introducción

Considerando al carbono para cuantificar material orgánico en sistemas acuáticos, comúnmente se distingue entre materia orgánica particulada y disuelta. El carbón orgánico particulado (COP) es de interés por su papel central en el transporte de carbono hacia el fondo del mar, llamado la bomba biológica (Sarmiento y Gruber, 2006). El carbón orgánico disuelto (COD) en el océano es importante por su cantidad, muy por encima del COP y equivale aproximadamente la cantidad de carbono de la atmósfera. La edad de COD en el interior del océano es en promedio de varios miles de años por razones no conocidas y este COD recalcitrante constituye el sumidero de la bomba microbiana de carbón (Legendre *et al.*, 2015). Las dos bombas secuestran aproximadamente $\frac{1}{4}$ del CO_2 antropogénico. La distinción entre COP y COD se maneja de manera flexible en la literatura, típicamente y por razones metodológicas COP es lo que captan los filtros de fibra de vidrio tipo GFF. Después de calcinar los filtros GFF retienen partículas de aproximadamente $0.5\mu\text{m}$; COP está definido por el material retenido. Consecuentemente la fracción disuelta tiene que incluir todo lo orgánico de $<0.5\mu\text{m}$, sin embargo en la literatura la fracción disuelta frecuentemente está definida por los orgánicos que pueden pasar por filtros con luz de poros de $0.2\mu\text{m}$.

Hace 25 años se descubrió otra clase de MOP (Alldredge *et al.*, 1993), los TEPs (Transparent Extracellular Particles). Al usar colorante se pueden visualizar los TEPs y cuantificarlos fotométricamente. Aunque los TEPs son partículas por su colecta sobre filtros de $0.45\mu\text{m}$, en realidad los TEPs son geles suficientemente cohesivos para colectarse con filtro. Asimismo los TEPs funcionan como pegamento o aglutinante de partículas (*e.g.*, células de fitoplancton). Una vez que un grupo de células están aglutinadas se cambia su velocidad de hundimiento (ley de Stokes) y este puede afectar el transporte de material orgánico hacia el fondo del mar. Hace 20 años se ha reportado que existía otra clase de geles que consisten de proteínas y que se llaman CSP (Coomassie Stained Particles) (Long y Azam, 1996). En diferentes reportes se ha demostrado la presencia de ambas partículas transparentes en las mismas muestras oceánicas. Es difícil interpretar las concentraciones de TEPs y CSP porque sus colorantes son específicos para ciertos grupos de moléculas y la cuantificación depende de estándares que no representan adecuadamente el promedio de la clase de orgánicos marinos teñidos. Actualmente se encuentran más de 1000 artículos sobre TEPs y CSPs, investigando aspectos metodológicos, su formación y el efecto de aglutinación.

TEPs y CSP son geles; en la literatura oceanográfica se habla de geles acuáticos también como polímeros extracelulares (Exopolymer substances), geles que se forman por auto ensamblado de moléculas orgánicas sin ligarse covalentemente (Self-assembled-Gels, Self assembled fibrillar networks), mucílago o la mugre perfecta (ingl. The Perfect Slime). La presentación física de los geles va de la matriz que forma películas biológicas (biofilm), la ‘nieve marina’ (ingl. marine snow), partículas no visibles como TEPs típicamente de $<10\mu\text{m}$, hasta estructuras de moléculas orgánicas 3-dimensionales de metros no visibles, o visibles cuando son suficiente densas (mucilago). Los geles mantienen su conexión entre sus moléculas orgánicas por fuerzas electrostáticas mediado por iones como Ca^{++} o Mg^{++} (conexión de hidrógeno y Van der Waals) y el carácter apolar de las moléculas orgánicas en el ambiente acuoso. En la literatura se incluyen también partículas coloidales en los geles, posiblemente hay que manejarlos de manera distinta porque los geles son mucho menos densos y no tienen formas esféricas. En el espectro visible los geles aparecen transparentes por la baja concentración de las moléculas orgánicas en el ‘solvente acuático’, lo cual resulta en una sección transversal de absorción muy pequeña y espectralmente similar a la materia orgánica disuelta; los geles tampoco producen esparcimiento de luz. De manera general, los geles no visibles en agua de mar están tan disueltos que se podría considerar al agua de mar como el solvente, como líquido viscoso-elástico sin considerar los geles como una componente dentro del agua. Geles de suficiente concentración pueden aumentar la viscosidad del agua.

¿Cuánto carbono se encuentra en forma de geles? Algunas publicaciones hablan de la concentración molar de carbón en forma de geles (C_{geles}) 10% o más de COD (Chin *et al.*, 1998; Orellana y Leck, 2016) pero existen muy pocas estimaciones de la concentración C_{geles} en el océano. Es difícil extrapolar de la concentración de TEPs o CSP a la concentración C_{geles} . Considerando la relación molar de 1/10 de $C_{\text{geles}}/\text{COD}$ y suponiendo 50 $\mu\text{moles/l}$ de COD en aguas profundas y 100 $\mu\text{moles/l}$ en aguas superficiales, la concentración de carbón en geles es similar a concentraciones típicas de COP.

La medición de carbón orgánico particulado (COP) inicia con la colecta del COP sobre los filtros GFF. La literatura menciona dos posibles problemas con esta colecta: a) que la materia orgánica disuelta se adsorbe a la superficie de vidrio de las fibras del filtro (*e.g.*, Abdel-Moati, 1990; Maske y Garcia, 1994; Moran *et al.*, 1999) o, b) la filtración por vacío puede dañar a las células e inducir lisis que resulta en menor materia orgánica con más altas presiones diferenciales de filtración. Este proceso está poco documentado, se ha interpretado el aumento de materia orgánica en el filtrado a más altas presiones de filtración como rompimiento y lisis de células (*e.g.*, Goldman y Dennett, 1985). Hasta ahora no se ha considerado la probabilidad que la colecta de COP también incluye geles y con aumento de la presión los geles tienden a pasar con más alta probabilidad.

Las investigaciones sobre geles tienen el problema que los geles se forman y descomponen en poco tiempo hasta fracciones de horas. Por ejemplo si se filtra agua del mar por filtro de 0.45 μm se supone que las partículas y geles más grandes son eliminados de la muestra, sin embargo si se filtra la misma muestra otra vez después de una hora, se colecta una cantidad significativa de materia orgánica. La interpretación que se le da en este trabajo es que el material encontrado en la segunda filtración está compuesto por geles formados de la materia orgánica del filtrado en el corto periodo entre las dos filtraciones. Si se usan diferentes presiones diferenciales durante la segunda filtración, se encuentra menos material con más altas presiones supuestamente porque el estado físico de los geles permite succionarlos por el filtro con más altas presiones diferenciales. Esta sencilla interpretación no considera la posibilidad de la condensación de los geles con cambios de la concentración volumétrica.

Materiales y Métodos

Medición de COP/PON

Filtración a 0.03 MPa de diferencial de presión por filtros GFF calcinados

Geles

El filtrado de las muestras COP/NOP se filtró otra vez después de 1 h por filtros GFF calcinados. Usando un bajo diferencial de presión de 0.005 MPa, los geles formados durante esta hora se agregan sobre el filtro.

La cuantificación de COP/NOP y también de $C_{\text{geles}}/N_{\text{geles}}$ se realizó con el instrumento VarioMicroCube (Elementar), basado en la separación de elementos por desorción térmica y medición con sensor de conductividad térmica.

Para estimar la adsorción de materia orgánica a las fibras de los filtros GFF se usó un segundo filtro debajo del filtro principal. El 2° filtro recibió la muestra libre de partículas o geles y colectó la muestra de carbón (C_{ads}) y nitrógeno (N_{ads}) adsorbidos.

Resultados y Discusión

En la Figura 1 se observa la reducción de carbono orgánico en muestras filtradas con más alta presión en tres diferentes fechas y con diferentes muestras de cultivos de diatomeas.

Los datos se prestan para dos diferentes interpretaciones: que las células se dañan y hacen lisis a más altas presiones, o que la materia orgánica en forma de geles no se retiene a más altas presiones. En el presente trabajo se considera más probable la segunda interpretación.

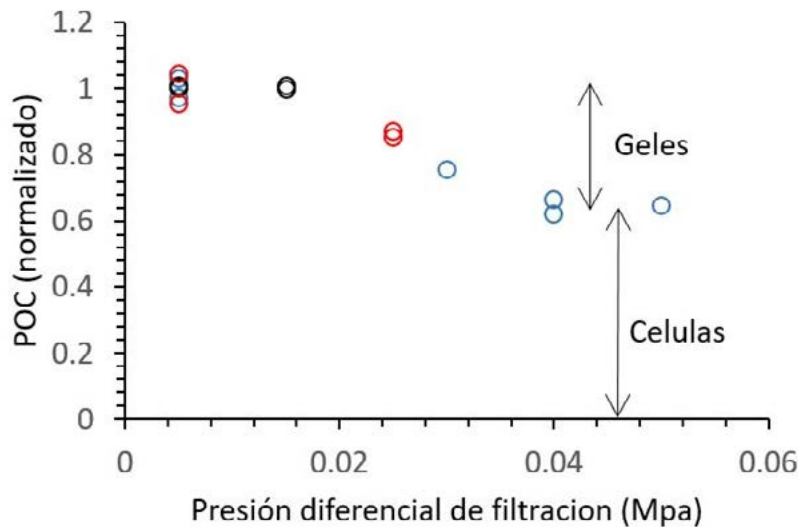


Figura 1. Carbono orgánico retenido por filtros GFF a diferentes presiones de filtración de muestras de tres diferentes cultivos de diatomeas indicado por color. Datos menos los blancos y normalizados a las muestras filtradas con 0.005 MPa.

La Figura 2 muestra un perfil típico de COP con profundidad en una estación con termoclina a <50 m. Solo los datos superficiales muestran una relación COP/NOP ~6 esperada para células; con mayor profundidad aumenta COP/NOP hasta 27 a 800 m. La razón C_{geles}/N_{geles} se encuentra entre 26 y 37 en toda la columna, con mediana de 31.

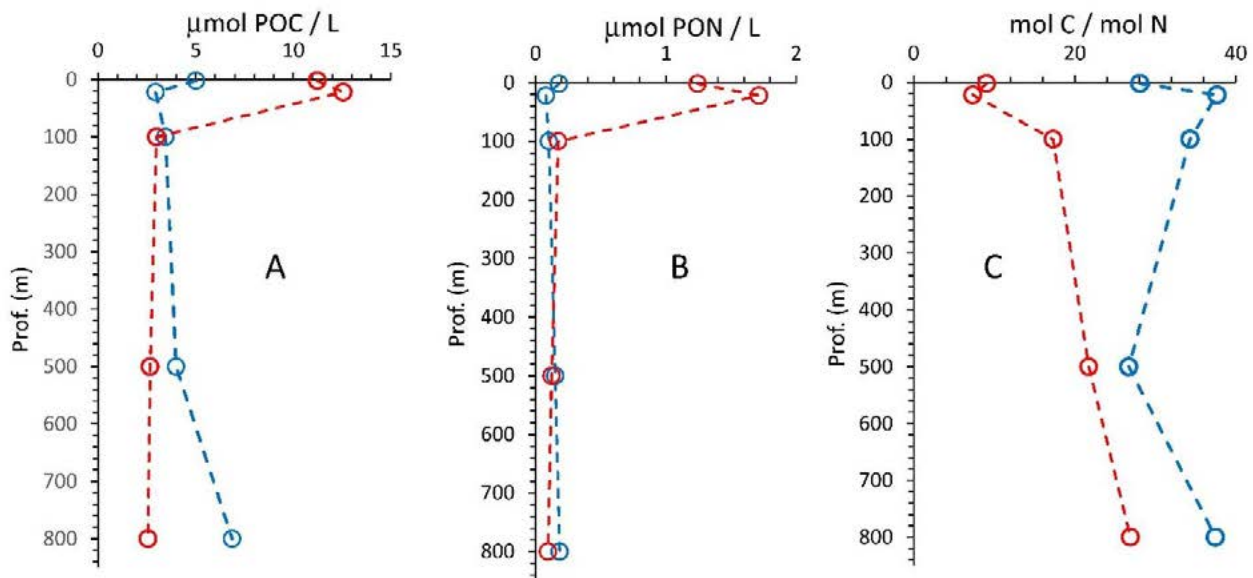


Figura 2. Perfiles de COP (A), NOP (B) y sus relaciones moleculares (C) a 31.75N, -116.69W. Los perfiles rojos indican datos tomados convencionalmente para cuantificar COP y NOP. Los datos azules indican el carbono (C_{geles}) y nitrógeno (N_{geles}) en forma de geles formados de los filtrados de las muestras COP y NOP.

La materia orgánica encontrada en los segundos filtros representa el COD adsorbido a las fibras de los filtros. La C_{ads}/N_{ads} de los segundos filtros no muestra tendencias con la profundidad (datos no presentados); la mediana de C_{ads}/N_{ads} de las segundos filtros debajo de las muestras de COP y NOP es

~37 y de las muestras de geles es ~64. El porcentaje de materia orgánica adsorbida a las fibras de los filtros en relación al material retenido por selección de tamaño: COP ~14%, NOP ~6%, C_{geles} ~35%, N_{geles} ~15%.

No se encontró tendencia clara en la cantidad de geles retenidos por los filtros a diferencial de presión (DP) entre $DP=0.005$ MPa o 0.05 MPa. Para estas pruebas se ha usado agua oceánica libre de partículas, filtrada por 0.45 μm después de 1 h o más, que contiene geles retenidos por filtros GFF calcinados de luz de poro ~0.5 μm .

Los geles potencialmente afectan muchas ramas de la oceanografía biológica a todas las escalas, desde escalas celulares hasta la bomba biológica, *e.g.*, células de fitoplancton mantienen la ficósfera, orgánicos extracelulares en forma de geles producidos del fitoplancton que ayudan a estructurar físicamente esta capa extracelular. Estos geles alrededor de las células de fitoplancton controlan propiedades de comunicación con el ambiente acuoso y otras células; *e.g.*, bacterias que producen vitaminas para el fitoplancton. En la literatura está bien documentada la agregación de células pegadas por exudados orgánicos formando geles. Los agregados multicelulares tienen tasas de hundimiento elevadas promoviendo la bomba biológica. A escala espacial mayor se ha argumentado que los geles aumentan la viscosidad del agua y esto evita la dispersión de las células de fitoplancton (Jenkinson *et al.*, 2015), *e.g.*, los geles posiblemente son responsables de producir los picos de fluorescencia de clorofila que se encuentran frecuentemente en los perfiles verticales. Una posible ventaja de la reducida dispersión puede ser ‘niche construction’ similar a películas biológicas dos-dimensionales, donde los geles pueden facilitar la comunicación por químicos (‘quorum sensing’), reducir la exposición a patógenos, o retener y aumentar la concentración efectiva de tóxicos producidos por el fitoplancton para proteger contra predadores (Fleming, 2016). También los geles pueden servir como sustrato para bacterias (Passow y Alldredge; 1994; Seuront *et al.*, 2010).

Los geles se constituyen por fuerzas electrostáticas con apoyo de iones bivalentes como principalmente calcio y magnesio. Este puede tener implicaciones importantes para la medición de carbono inorgánico particulado (CIP) que se cuantifica por mediciones de calcio. Falta investigar la contribución de geles a la concentración del calcio retenido por filtros y la posible malinterpretación de los datos CIP.

Las investigaciones sobre el papel de geles en oceanografía tienen la dificultad de la falta de metodología para la cuantificación de geles. La determinación de TEP’s solo da información semi-cuantitativa sobre la fracción de ciertos carbohidratos de los geles y de una escala de tamaño $>0.45\mu\text{m}$; además se aplica un cierto estándar que representa una parte desconocida de esta fracción.

La literatura sugiere que los geles constituyen arriba de 10% del carbón del COD y su concentración es similar a la concentración del carbón de COP (Chin *et al.*, 1998). Las concentraciones C_{geles} en la Figura 1 concuerdan aproximadamente con las concentraciones esperadas de acuerdo a la literatura. La relación de COP/NOP en la Figura 1 cerca de la superficie es alrededor de seis y aumenta como se espera con la profundidad. La razón $C_{\text{geles}}/N_{\text{geles}}$ se encuentra todavía por encima de la relación COP/NOP en la profundidad.

Los geles, como el resto de los constituyentes orgánicos en el océano son impactados por cambios en la climatología del océano superficial. Chen *et al.* (2015) encontraron que la formación de geles depende de la temperatura. A temperaturas más altas hay menos tendencia para formar geles. Con pH menor se reduce la temperatura crítica que permite reducir la formación de geles. Sin embargo, no se sabe cómo los cambios en la formación de geles afectan al secuestro de carbón atmosférico porque no se conoce la relación funcional entre geles y la bomba microbiana de carbón.

Conclusiones

La literatura sugiere un amplio espectro sobre el papel de los geles en la ecología biológica del océano, desde la viscosidad, la estructura espacial de microbios de ficósfera incluyendo capas delgadas, el sustrato trófico para organótrofos, hasta la dinámica de transporte de partículas hacia el fondo del mar. Para investigar la ecología oceanográfica de los geles se necesita un método para cuantificar la concentración elemental de los geles en el océano que permita comparaciones directas con otras fracciones como biomasa de microbios o materia orgánica disuelta.

Los datos preliminares aquí presentados sugieren una posible ruta para lograr la cuantificación molar de carbón y nitrógeno en geles.

Literatura citada

- Abdel-Moati, A. R. 1990. Adsorption of dissolved organic carbon (DOC) on glass fibre filters during particulate organic carbon (POC) determination. *Water Research* 24:763-764.
- Allredge, A. L., U. Passow and B. E. Logan. 1993. The abundance and significance of a class of large, transparent organic particles in the ocean. *Deep Sea Research* 40:1131-1140.
- Chen, C. S., J. M. Anaya, E. Y. T. Chen, E. Farr and W.-C. Chin. 2015. Ocean Warming–Acidification Synergism Undermines Dissolved Organic Matter Assembly. *PLoS ONE* 10(2):e0118300 DOI:10.1371/journal.pone.0118300.
- Chin, W. -C., M. V. Orellana and P. Verdugo. 1998. Spontaneous assembly of marine dissolved organic matter into polymer gels. *Nature* 391:568–572.
- Fleming, H. -C. 2016. EPS-Then and now. *Microorganisms* 4 DOI:10.3390/microorganisms4040041.
- Gardner, W. D., M. J. Richardson, C. A. Carlson, D. Hansell and A. V. Mishonov. 2003. Determining true particulate organic carbon: bottles, pumps and methodologies. *Deep-Sea Research II* 50:655–674.
- Goldman, J. C. and M. R. Dennett. 1985. Susceptibility of some marine phytoplankton species to cell breakage during filtration and post-filtration rinsing. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 86:47-58.
- Jenkinson, I. R., X. X. Sun and L. Seuront. 2015. Thalassorheology, organic matter and plankton: towards a more viscous approach in plankton ecology. *Journal of Plankton Research* 37:1100–1109.
- Legendre, L., R. B. Rivkin, M. G. Weinbauer, L. Guidi and J. Uitz. 2015. The microbial carbon pump concept: Potential biogeochemical significance in the globally changing ocean. *Progress in Oceanography* 134:432–450 DOI.org/10.1016/j.pocean.2015.01.008
- Long, R. A. and F. Azam. 1996. Abundant protein-containing particles in the sea. *Aquatic Microbial Ecology* 10:213-221.
- Maske, H. and E. Garcia-Mendoza. 1994. Adsorption of Dissolved Organic Matter to the Inorganic Filter Substrate and Its Implications for ¹⁴C Uptake measurements. *Applied Environmental Microbiology* 60:3887-3889.
- Moran, S. B., M. A. Charette, S. M. Pike and C. A. Wicklund. 1999. Differences in seawater particulate organic carbon concentration in samples collected using small- and large-volume methods: the importance of DOC adsorption to the filter blank. *Marine Chemistry* 67:33–42.
- Orellana, M. V. and C. Leck. 2016. Marine microgels. *In*: D. A. Hansell and C. A. Carlson (Eds.). *Biogeochemistry of dissolved organic matter*. Second Edition. Academic Press, Elsevier, Amsterdam. 667 p.
- Passow, U. and A. L. Allredge. 1994. Distribution, size and bacterial colonization of transparent exopolymer particles (TEP) in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 113:185-198.
- Sarmiento, J. L. and N. Gruber. 2006. *Ocean Biogeochemical Dynamics*. Princeton Univ. Press. 528 p.
- Seuront, L., S. C. Leterme, J. R. Seymour, J. G. Mitchell, D. Ashcroft, W. Noble, P. G. Thomson and A. T. Davidson. 2010. Role of microbial and phytoplanktonic communities in the control of seawater viscosity off East Antarctica (30–80° E). *Deep Sea Research II* 57:877–886.

4.2 Biomasa de los macroinvertebrados bentónicos en el perfil batimétrico en lagos de Montebello, Chiapas, México

Cortés-Guzmán Daniela¹; Alcocer Javier² y Oseguera Luis A.²

¹Posgrado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad No. 3000, CP 04510, Ciudad de México.

²Limnología Tropical. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

Se planteó reconocer la variación en biomasa de las comunidades bentónicas a lo largo del perfil batimétrico en cuatro lagos profundos de distinto estado trófico en el Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas. Se realizaron dos muestreos, en cada lago se establecieron cuatro estaciones en un gradiente de profundidad. En cada estación se caracterizaron las variables del agua y del sedimento. Los macroinvertebrados bentónicos fueron obtenidos con una draga Ekman. Se calculó la biomasa mediante ecuaciones de conversión longitud corporal-biomasa. El promedio de la biomasa de los macroinvertebrados bentónicos fue de 106.3 ± 226.9 mg C m⁻²; el valor máximo (248.8 ± 382.7 mg C m⁻²) se presentó en Dos Lagos y el mínimo (20.9 ± 75.6 mg C m⁻²) en Bosque Azul. En la estratificación la biomasa disminuyó con la profundidad, pero no en la circulación, lo que coincide con lo reportado para lagos templados; lo anterior resultó en una diferencia significativa entre épocas. Los lagos oligotróficos mostraron mayor biomasa que el eutrófico, donde hubo pocos organismos y con baja diversidad, atribuible al estado trófico que induce una anoxia prolongada.

Palabras clave: *lagos tropicales; anoxia; monomixis cálida; macrozoobentos; Parque Nacional Lagunas de Montebello.*

Abstract

The aim of the study was to recognize the variation of the benthic community's biomass along a bathymetric profile in four deep lakes in the National Park “Lagunas de Montebello”, Chiapas, differing in trophic state. Two field campaigns were carried out; four sampling stations were established in each lake along a depth gradient. We measured water and sediment parameters. The benthic macroinvertebrates were sampled with an Ekman dredge. Biomass was calculated through body length-biomass conversion equations. Mean biomass was 106.3 ± 226.9 mg C m⁻², the maximum value (248.8 ± 382.7 mg C m⁻²) was found in Dos Lagos, and the minimum (20.9 ± 75.6 mg C m⁻²) in Bosque Azul. Found a trend of decreasing biomass with depth during the stratification; on the contrary there were not differences during mixing; a similar behavior has been reported from temperate lakes; the latter mirrored in significant differences between seasons. Oligotrophic lakes had higher biomass than the eutrophic one, where there were few organisms and low species richness; this was most probably related to the prolonged anoxia associated to a higher (eutrophic) trophic state.

Key words: *tropical lakes; anoxia; warm monomixis; macrozoobenthos; Parque Nacional Lagunas de Montebello.*

Introducción

La biomasa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (MIB) ha sido señalada como un factor importante para entender los patrones estacionales y flujos de energía en las redes tróficas (Rigler y Downing, 1984). La zona profunda de un lago depende de los aportes de las zonas litoral y pelágica y, en cuanto mayor sea la profundidad, la materia orgánica que alcanza el fondo es menor en cantidad y calidad (Prat y Rieradevall, 1998). Estas recargas aumentan la oferta alimenticia, pero disminuyen la concentración de oxígeno disuelto (Jørgensen y Revsbech, 1985). Lewis (1996) propuso que en las zonas tropicales la capacidad del agua de captar oxígeno y su reserva en la zona hipolimnética, son suprimidas por las altas temperaturas. Por lo que, sin importar su estado trófico, el hipolimnion de los lagos tropicales profundos se torna anóxico, lo que conlleva a condiciones adversas para el desarrollo de la comunidad bentónica. Debido a la baja disponibilidad de oxígeno y homogeneidad de hábitat (Cleto-Filho y Arcifa, 2006) se ha definido la comunidad bentónica profunda como simple. En el lago Alchichica (Hernández *et al.*, 2014) encontraron diferencias entre la fauna béntica del fondo y del litoral, con una reducción a medida que incrementa la profundidad. Tendencias similares han sido encontradas en el Lago Kariba, Volta y McIlwaine, donde no encontraron animales con saturaciones bajas de oxígeno (Marshall, 1978; McLachlan, 1969; Petr, 1969).

En el Parque Nacional Lagunas de Montebello (PNLM), se han realizado tres trabajos previos con MIB (Guadarrama-Hernández *et al.*, 2015; Orozco-Martínez, 2016; Sosa-Aranda, 2014), orientados a reconocer la riqueza y abundancia de la comunidad, pero ninguno se ha enfocado en la biomasa ni en su variación en el perfil batimétrico. Por lo anterior, se torna importante reconocer las comunidades de MIB profundos de un grupo de estos lagos que muestren distintas características morfométricas. Con el objetivo de reconocer las comunidades de MIB profundos de los lagos de Montebello y el papel que juega la anoxia en su desarrollo, se planteó que la biomasa de la comunidad de MIB en los lagos oligotróficos profundos de Montebello: 1) mostrará una disminución desde la zona litoral hasta la profunda; 2) mostrará una disminución en comparación con sus homólogos templados; 3) mostrará una disminución en la estratificación respecto a la circulación y 4) será similar a sus homólogos eutróficos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El PNLM está localizado al sur-sureste del estado de Chiapas, abarca una superficie de 64.25 km² y se encuentra entre los 1200 y 1800 m s.n.m. El PNLM está conformado por más de 50 cuerpos acuáticos, es una cuenca endorreica de la sub-cuenca del Río Comitán, perteneciente a la Región Hidrológica 30 Grijalva-Usumacinta (CONANP, 2007). Presenta un clima tipo C (fm) templado, temperatura media anual de 17.3 °C, precipitación media anual de 1800 mm y un periodo de lluvias de mayo a diciembre (García, 2004).

Metodología

Se realizaron muestreos en octubre de 2015 (estratificación) y en marzo de 2016 (circulación) en cuatro lagos profundos (profundidad media >20 m), tres oligotróficos y uno eutrófico. Se estableció un transecto orilla-centro cuatro puntos de muestreo (E1-E4) ubicados a distintas profundidades (Figura 1). Para medir los parámetros fisicoquímicos *in situ* de la columna de agua se utilizó un equipo de monitoreo de calidad de agua Hydrolab DS5 por medio del cual se registraron la temperatura del agua, oxígeno disuelto y conductividad. Se tomaron muestras de sedimento con una draga tipo Ekman (0.0225 m²) y se realizaron análisis de textura, concentración de materia orgánica (LOI 550 °C) y carbonatos (acidulación). La misma draga se utilizó para obtener las muestras de MIB, con tres

repeticiones por estación. Los colémbolos, ácaros y anfípodos fueron determinados con la ayuda de especialistas y los demás grupos se determinaron siguiendo claves taxonómicas especializadas. La biomasa se calculó mediante conversiones de longitud corporal a peso seco y, de peso seco a mg de carbono siguiendo los trabajos de Benke *et al.* (1999) y Giere (2009). Los datos se transformaron ($\log_{10} n+1$) y las diferencias entre profundidades y épocas se evaluaron mediante un análisis de covarianza con un factor anidado. Los análisis se realizaron en R Core Team (2016).

Resultados y Discusión

En 2015 los lagos se encontraron estratificados térmicamente y anóxicos en las zonas profundas. En el muestreo de 2016, Ensueño y Tziscaco se encontraron circulando y oxigenados, mientras que Dos Lagos y Bosque Azul mostraron perfiles clinógrados del OD a pesar de que los perfiles estuvieron térmicamente homogéneos. Es muy probable que en Bosque Azul esto se deba a su estado trófico, pues la descomposición de la materia orgánica produce el agotamiento rápido del oxígeno (Lewis, 1996). Por otro lado, en Dos Lagos puede estar asociado a la presencia de una diferencia en la conductividad eléctrica (*e.g.*, haloclina). Los sedimentos tienen una proporción variable de carbonatos en un amplio rango (6-98%); en promedio, todos los lagos superan el 24% y la materia orgánica (12-84%) mostró promedios superiores al 20%, lo que los clasifica como lagos kársticos y con sedimentos orgánicos. En cuanto a la textura, están compuestos principalmente de limos, con una proporción secundaria de arenas (Cuadro 1).

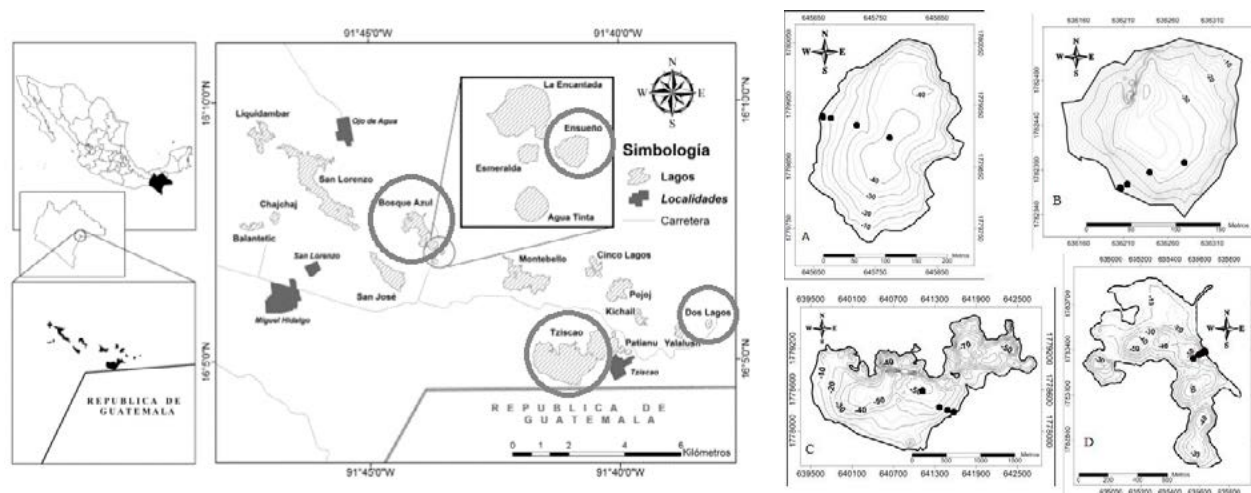


Figura 1. Izquierda: ubicación de los lagos del PNLM. Se indican los lagos estudiados. Derecha: mapas batimétricos de los lagos, de izquierda a derecha y de arriba a abajo: Dos Lagos, Ensueño, Tziscaco y Bosque Azul.

Cuadro 1. Rangos (mín-máx) de las variables fisicoquímicas del agua de fondo y de los sedimentos de los lagos estudiados.

| Lago | Época | Temp (°C) | OD (mg L ⁻¹) | K ₂₅ (μS cm ⁻¹) | CO ₃ (%) | MO (%) | Textura |
|-------------|-------|-------------|--------------------------|--|---------------------|---------|--------------|
| Dos Lagos | 2015 | 18.6 - 23.7 | 0.0 - 7.1 | 344.4 - 1283.0 | 35 - 98 | 17 - 51 | Arena limosa |
| Ensueño | 2015 | 20.2 - 24.1 | 0.0 - 7.1 | 241.1 - 264.3 | 8 - 39 | 15 - 27 | Limo arenoso |
| Tziscaco | 2015 | 17.8 - 24.0 | 0.0 - 8.8 | 219.7 - 275.3 | 38 - 95 | 12 - 84 | Limo arenoso |
| Bosque Azul | 2015 | 17.5 - 22.7 | 0.0 - 5.9 | 505.0 - 558.8 | 6 - 66 | 23 - 44 | Limo arenoso |

Temp: temperatura, OD: oxígeno disuelto, K₂₅: conductividad eléctrica, CO₃: carbonatos; MO: materia orgánica.

Se recolectaron 1432 individuos, pertenecientes a 24 familias y 79 especies. Los grupos más abundantes fueron Chironomidae, Naididae y Amphipoda, que en conjunto representan el 83.5% de la abundancia total. La biomasa promedio total fue de $106.3 \pm 226.9 \text{ mg C m}^{-2}$, el valor máximo fue de $248.8 \pm 382.7 \text{ mg C m}^{-2}$ en Dos Lagos y el mínimo de $20.9 \pm 75.6 \text{ mg C m}^{-2}$ en Bosque Azul. En 2015 el promedio fue de $69.6 \pm 234.6 \text{ mg C m}^{-2}$, con un máximo de $209.8 \pm 438.8 \text{ mg C m}^{-2}$ en Dos Lagos y un mínimo de $11.3 \pm 17.3 \text{ mg C m}^{-2}$ en Tzisco. En 2016 fue de $143.0 \pm 215.1 \text{ mg C m}^{-2}$, el máximo de $287.9 \pm 332.2 \text{ mg C m}^{-2}$ en Dos Lagos y el mínimo de $5.0 \pm 10.5 \text{ mg C m}^{-2}$ en Bosque Azul. En Dos Lagos, la biomasa varió entre $1.5 \pm 2.4 \text{ mg C m}^{-2}$ y $704.3 \pm 734.5 \text{ mg C m}^{-2}$ en 2015 y entre $21.0 \pm 31.1 \text{ mg C m}^{-2}$ y $544.3 \pm 289.9 \text{ mg C m}^{-2}$ en 2016. Los géneros con mayores valores fueron *Probezzia* sp., *Hexagenia* sp. y *Tanytarsus* sp. En Ensueño el rango fue de $1.9 \pm 3.3 \text{ mg C m}^{-2}$ a $75.2 \pm 72.6 \text{ mg C m}^{-2}$ en 2015 y de $29.2 \pm 27.7 \text{ mg C m}^{-2}$ a $228.4 \pm 189.1 \text{ mg C m}^{-2}$ en 2016. Resaltaron los géneros *Probezzia* sp., *Chaoborus* sp. y *Chelorchestia* c.f. La biomasa en Tzisco varió entre $6.0 \pm 9.7 \text{ mg C m}^{-2}$ y $24.7 \pm 33.2 \text{ mg C m}^{-2}$ en 2015 y, entre $85.0 \pm 78.8 \text{ mg C m}^{-2}$ y $354.0 \pm 103.1 \text{ mg C m}^{-2}$ en 2016. Destacaron *Aulodrilus* sp., *Homochaeta* sp., *Pelodrilus americanus* y *Chaetogaster* c.f. Finalmente, el rango en Bosque Azul fue de 0 a $142.8 \pm 198.8 \text{ mg C m}^{-2}$ en 2015 y, de 0 a $17.3 \pm 17.0 \text{ mg C m}^{-2}$ durante 2016. Las mayores biomasas las presentaron *Cladotanytarsus* sp. y *Pristinella* sp.

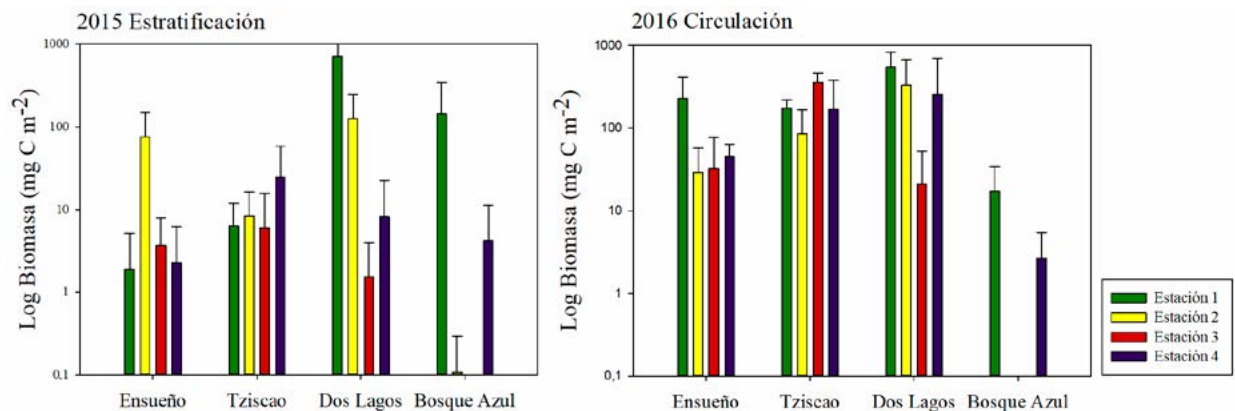


Figura 2. Biomasa promedio (\pm desviación estándar) de las cuatro estaciones en cada lago. [(Las estaciones están ordenadas de la orilla (E1) al centro (E4)].

En 2016 no se encontró un patrón con la profundidad ($p=0.12$, $R^2=0.20$). Durante 2015 en los tres lagos oligotróficos la biomasa mostró una disminución en el perfil batimétrico ($p<0.05$, $R^2=0.24$), no obstante, ninguna variable fisicoquímica medida explicó este comportamiento. Esto era esperado por las limitaciones (e.g., anoxia) que ofrece la zona profunda para el desarrollo de la fauna. Se ha encontrado que la textura del sedimento (Hernández *et al.*, 2008), la materia orgánica (Jiménez y Springer, 1996) y la vegetación litoral (de Ferrads *et al.*, 1987) influyen en la distribución de los MIB: sedimentos más gruesos, con mayor cantidad y calidad de materia orgánica y zonas con más vegetación promueven la abundancia y aumentan la biomasa de los organismos.

Las estaciones de los lagos aquí estudiados donde se encontraron las mayores biomasas estuvieron compuestas principalmente por limos, es decir que la comunidad parece verse favorecida por sedimentos de tamaño intermedio. No obstante, la textura no fue estadísticamente significativa y la cantidad de materia orgánica fue uniforme entre estaciones. Aunque el modelo fue significativo, el coeficiente de determinación (R^2) fue bajo, puesto que las variables fisicoquímicas no explican completamente las diferencias en las distribuciones de los organismos, como han encontrado en trabajos similares (de Ferrads *et al.*, 1987; Jiménez y Springer, 1996).

En comparación con lagos templados, en el lago Crampton, Estados Unidos, encontraron una disminución de la producción secundaria, una medida que incluye la biomasa, con la profundidad, siendo ésta menor por debajo de 18 m (Babler *et al.*, 2008), similar al patrón de estratificación

encontrado en el presente estudio, mientras que en el Lago Esrom, Dinamarca, no se observó un patrón asociado con la profundidad, lo que atribuyen a los patrones de circulación y sedimentación, que otorgan una ventaja a los filtradores sobre los herbívoros, haciendo que la biomasa del fondo aumente (Jónasson *et al.*, 1990), como fue el caso de los lagos de Montebello estudiados durante la circulación. En el lago Simcoe, Canadá, encontraron que la biomasa se mantenía uniforme con la profundidad, pero cuando mejoraron las condiciones de luz y oxígeno en las zonas profundas por la entrada de un molusco filtrador, más organismos las colonizaban, aumentando la abundancia y biomasa en estas zonas profundas (Rennie y Evans, 2012). Aunque la causa es distinta, la circulación en los lagos de Montebello también mejora las condiciones de las zonas profundas, permitiendo la colonización por parte de los organismos. Por la dinámica hidrológica de los lagos, el epilimnion y el hipolimnion oscilan uno respecto al otro, lo que resulta en drásticos cambios de temperatura y, usualmente de otros parámetros fisicoquímicos, en el sustrato en contacto con la termoclina, lo que provoca que todo el perímetro del lago quede sujeto a fluctuaciones periódicas, produciendo mortalidad de los MIB y desplazamientos hacia zonas menos fluctuantes (Barton, 1981). Es decir que las zonas profundas pueden ser hábitats preferidos, debido a su mayor estabilidad, si como efecto de la circulación, se reducen las limitaciones que trae consigo la anoxia. Los cambios en la dinámica hidrológica se vieron reflejados en los lagos de estudio, pues las diferencias entre épocas fueron significativas ($p < 0.05$). En Dos Lagos particularmente, las condiciones fisicoquímicas entre épocas fueron similares, aun así, mostró diferencias en la biomasa, posiblemente el factor responsable de la distribución de los MIB allí corresponda a una variable no medida, probablemente de carácter biológico.

Los lagos oligotróficos fueron diferentes al eutrófico, durante 2015 ($p < 0.05$) y 2016 ($p < 0.05$); en general, los oligotróficos presentaron mayor biomasa, a pesar de que la oligotrofia suele asociarse a bajos valores (Timms, 1979). En Bosque Azul, no hubo una relación significativa con la profundidad en ninguna época, los valores fueron bajos y en tres estaciones no se encontraron organismos. En algunos lagos finlandeses con cierto grado de perturbación se encontró que gran parte de la variación de las comunidades de MIB no puede explicarse por factores ambientales, debido a la gran cantidad de ceros, típico de datos ecológicos y de estudios de comunidades lénticas (Jyväsjarvi *et al.*, 2009). En el lago Monte Alegre, un lago eutrófico de Brasil, encontraron una disminución de la biomasa con la profundidad, pero sólo dominada por dos taxa: Chaoboridae y Chironomidae (Cleto-Filho y Arcifa, 2006), tal como Bosque Azul, donde dominaron Chironomidae y Naididae.

En otro trabajo del lago Simcoe, Canadá, evaluaron la comunidad de MIB mientras el lago estaba eutrófico y tras remover las entradas de fósforo, a pesar de que no encontraron tendencias en la abundancia, se presentaron aumentos significativos en la biomasa, lo cual no se esperaba pues la baja productividad derivada de la disminución del fósforo puede llevar a la reducción de la materia orgánica que llega al fondo (Jiménez *et al.*, 2011). Así también, en los lagos de Montebello que presentan un estado oligotrófico registraron un aumento en la biomasa con respecto al eutrófico, aunque cabe resaltar que la cantidad de materia orgánica en el sedimento de éste último no fue mayor que en los otros. Es posible que la exposición prolongada de la anoxia en Bosque Azul sea el factor crucial perjudicando la comunidad bentónica como se ha resaltado para diversos lagos (Babler *et al.*, 2008; Cleto-Filho y Arcifa, 2006). En Dos Lagos, sin embargo, la anoxia parece perdurar todo el año, solo en la zona más profunda, por debajo de los 26 m, que abarca 1 de 4 estaciones de muestreo; mientras tanto, en Bosque Azul la anoxia se presenta desde poco antes de los 10 m y hasta el fondo, por lo cual tres de las cuatro estaciones de muestreo de Bosque Azul se encontraron sin oxígeno disuelto durante ambos muestreos.

Conclusiones

Se encontró que en los lagos oligotróficos profundos de Montebello (Dos Lagos, Ensueño y Tziscão) la biomasa: 1) muestra una disminución desde la zona litoral a la zona profunda pero sólo en

época de estratificación; no se encontró variable fisicoquímica alguna que de forma individual explicara este fenómeno; 2) muestra un comportamiento similar con lagos templados, con una disminución en zonas profundas en época de estratificación y, sin un patrón con la profundidad en la época de circulación, cuando las condiciones de oxigenación del fondo se recuperan; 3) es menor en la época de estratificación con respecto a la circulación; 4) muestra diferencias con Bosque Azul, su homólogo eutrófico, presentando éste último menor biomasa.

Agradecimientos

Al Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo Sobre el Agua (CONAGUA-CONACYT) y a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (PAPIIT-IN219215). Al Parque Nacional "Lagunas de Montebello", Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), comunidad local y Comisarios Ejidales por facilitar el acceso a los lagos. A los colegas del equipo de trabajo de campo de la FES Iztacala, UNAM, por su apoyo en el trabajo de campo. A los doctores Gerardo Rivas, Fernando Álvarez y José Palacios por la identificación de los ácaros, anfípodos y colémbolos, respectivamente. Al CONACYT por la beca otorgada para realizar los estudios de posgrado.

Literatura citada

- Babler, A. L., C. T. Solomon and P. R. Schilke. 2008. Depth-specific patterns of benthic secondary production in an oligotrophic lake. *Journal of the North American Benthological Society* 27:108-119.
- Barton, D. R. 1981. Effects of hydrodynamics on the distribution of lake benthos. *In*: M. A. Lock and D.D. Williams (Eds.). *Perspectives in running water ecology*. First Edition. Plenum Press. New York and London. pp. 251-263.
- Benke, A. C., A. D. Huryn, L. A. Smock and J. B. Wallace. 1999. Length- mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society* 18:308-343.
- Cleto-Filho, S. E. N. and M.S. Arcifa. 2006. Horizontal distribution and temporal variation of the zoobenthos of a tropical Brazilian lake. *Acta Limnologica Brasiliensia* 18:407-421.
- CONANP. 2007. Programa de conservación y manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. pp. 17-36.
- De Ferrads, B. R., F. J. Kaisin and A. S. Bosnia. 1987. Seasonal variation of density and biomass of hydracarina (acari) in a North-Patagonian Reservoir (Neuquén, Argentina). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 22:113-127.
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de clasificación climática de Köppen. 5^{ta} Edición. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. 90 p.
- Giere, O. 2009. *Meiobenthology. The microscopic motil fauna of aquatic sediments*. 2nd Edition. Springer. 527 p.
- Guadarrama-Hernández, S., J. Alcocer, V. Ardiles-Gloria, A. Gaytán-Caballero, E. Escobar y L.A. Oseguera. 2015. Estudio preliminar de la comunidad bentónica de los Lagos de Montebello, Chiapas, México. *Tendencias de investigación en Limnología Tropical*. Capítulo 4: Biodiversidad acuática: 223-229.
- Hernández, M. C., J. Alcocer, L. A. Oseguera and E. Escobar. 2014. Profundal benthic invertebrates in an oligotrophic tropical lake: different strategies for coping with anoxia. *Journal of Limnology* 73:387-399.
- Jiménez, C. and M. Springer. 1996. Depth related distribution of benthic macrofauna in a Costa Rican crater lake. *Revista de Biología Tropical* 44:673-678.
- Jiménez, A., M. D. Rennie, W. G. Sprules and J. La Rose. 2011. Temporal changes in the benthic invertebrate community of Lake Simcoe, 1983-2008. *Journal of the Great Lakes Research* 37:103-112.
- Jónasson, P. M., C. Lindegaard and K. Hamburger. 1990. Energy budget of Lake Esrom, Denmark. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24:632- 640.
- Jørgensen, B. B. and N. P. Revsbech. 1985. Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus. *Limnology and Oceanography* 30:111-122.
- Jyväsjärvi, J., K. T. Tolonen and H. Hämäläinen. 2009. Natural variation of profundal macroinvertebrate communities in boreal lakes is related to lake morphometry: implications for bioassessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66:589-601.
- Lewis, W. M. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. *Perspectives in tropical limnology*. SPB Academic publishing. pp. 43-64.
- Marshall, B. E. 1978. Aspects of the ecology of benthic fauna in Lake McIlwaine, Rhodesia. *Freshwater Biology* 8:241-249.
- McLachlan, A. J. 1969. A study of the bottom fauna of Lake Kariba. *Nuffield Kariba Research Station* 1962-68:13-14.
- Orozco-Martínez, C. L. 2016. Efecto de las variables fisicoquímicas en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en los Lagos de Montebello. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México. 80 p.
- Petr, T. 1969. Development of bottom fauna in the man-made Volta Lake in Ghana. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 17:273-281.

- Prat, N. y M. Rieradevall. 1998. Criterios de la evaluación de la calidad de agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. *Actualidades Biológicas* 20:137-147.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rennie, M. D. and D. O. Evans. 2012. Decadal changes in benthic invertebrate biomass and community structure in Lake Simcoe. *Freshwater Science* 31:733-749.
- Rigler, F. H. and J. A. Downing. 1984. The calculation of secondary productivity. *In*: J. A. Downing and F. H. Rigler (Eds.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Blackwell, Oxford. IBP Handbook 17:19-58.
- Sosa-Aranda, I. 2014. Comparación de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del Parque Nacional Lagunas de Montebello. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Timms, B. V. 1979. The benthos of some lakes in northeastern Queensland. *Proceedings of the Royal Society of Queensland* 90:57-64.

4.3 Distribución del carbono orgánico particulado en lagos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México

Vargas-Sánchez Mariana¹; Rivera-Herrera Erika M.²; Alcocer J.³ y Oseguera-Pérez Luis A.³

¹Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria. A. P. 70-305, CP 04510, Ciudad de México, México.

²Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria. A. P. 70-305, CP 04510, Ciudad de México, México.

³Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090 Tlalnepantla, Estado de México.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

Los sistemas acuáticos epicontinentales son un componente muy importante del ciclo del carbono tanto a escala regional como global. La fracción orgánica particulada del carbono (COP) juega un papel importante en el ciclo biogeoquímico de éste en los sistemas lacustres y se vincula estrechamente con la producción, transferencia y descomposición de la materia orgánica en el ecosistema. En el presente trabajo se estudió la concentración y distribución vertical del COP de dieciocho lagos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas y, se discutieron las diferencias registradas entre los lagos prístinos y los impactados en términos de los cambios acaecidos y el posible origen de los mismos. Las concentraciones de COP variaron en un intervalo de 193 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 4420 $\mu\text{g L}^{-1}$ en época de estratificación (verano) y de 239 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 8719 $\mu\text{g L}^{-1}$ durante la circulación (invierno). En verano, los lagos prístinos mostraron una concentración máxima de COP tanto en superficie como por debajo de la capa de mezcla y los lagos impactados en los primeros metros de la columna de agua; en invierno la concentración máxima se ubicó cerca del fondo para la mayoría de los lagos prístinos y los lagos impactados mostraron concentraciones máximas en la superficie y en los primeros metros de profundidad. En ambas temporadas de muestreo la concentración de COP en los lagos impactados fue cerca de cinco veces mayor en comparación con la de los lagos prístinos.

Palabras clave: *lagos kársticos; lagos tropicales; eutroficación.*

Abstract

Inland aquatic systems are a very important component in the carbon cycle at both global and regional scales. The particulate organic carbon (POC) plays an important role in the biogeochemical carbon cycle in lakes and is closely linked to the production, transference and decomposition of organic matter in the ecosystem. In the present work, it was studied the concentration and vertical POC distribution in eighteen lakes of the Lagunas de Montebello National Park, Chiapas, and, discussed the differences between pristine and impacted lakes in terms of the possible origin. The POC concentration ranged from 193 $\mu\text{g L}^{-1}$ to 4420 $\mu\text{g L}^{-1}$ in stratification (summer) and from 239 $\mu\text{g L}^{-1}$ to 8719 $\mu\text{g L}^{-1}$ during circulation (winter). In summer, POC maxima concentration in pristine lakes were found in both surface and below the mixing layer, while in the impacted lakes the maxima were found in the first few meters of the water column. The POC maxima concentration in winter were located near the bottom for most of the pristine lakes while the impacted lakes showed their maxima concentration at or close to the lake's surface. In both sampling seasons, the POC concentration in the impacted lakes was about five times higher than in pristine lakes.

Key words: *karstic lakes; tropical lakes; eutrophication.*

Introducción

Tradicionalmente, los sistemas acuáticos epicontinentales habían sido considerados como componentes menores en el ciclo del carbono global. Sin embargo, Cole *et al.* (2007) mostraron que estos ecosistemas reciben anualmente, a partir de la suma de los aportes del ambiente y fuentes antropogénicas, aproximadamente $1.9 \text{ Pg C año}^{-1}$, de los cuales alrededor de $0.2 \text{ Pg C año}^{-1}$ está enterrado en los sedimentos acuáticos, al menos $0.8 \text{ Pg C año}^{-1}$ regresan a la atmósfera y $0.9 \text{ Pg C año}^{-1}$ llega a los océanos. El transporte y/o secuestro del carbono particulado es llamado “bomba biológica”, que es el proceso por el cual el CO_2 atmosférico es fijado a través de la fotosíntesis y posteriormente transportado (exportación) al interior del sistema acuático y como consecuencia, el carbono se almacenará temporal o permanente en el sedimento (Karl *et al.*, 1991).

El Parque Nacional Lagunas de Montebello (PNLM) es reconocido como uno de los escenarios naturales más hermosos de Chiapas y constituye un sitio icónico para el estado, enmarcado por un paisaje boscoso. El PNLM toma su nombre del complejo hidrológico constituido por más de 60 cuerpos lacustres, que varían en la extensión, forma y tonalidad del agua, con colores que -originalmente- van desde el azul pálido al esmeralda y el turquesa (CONANP, 2007). Sin embargo, a partir del año 2003 se comenzaron a reportar cambios en la coloración y transparencia de las aguas en algunos de los lagos del PNLM de azul y transparente (de aquí en adelante lagos prístinos) a amarillo-verdoso y turbio (de aquí en adelante lagos impactados), así como la presencia de natas blancas-amarillentas en las orillas, un olor desagradable y mortandad de peces. Desafortunadamente no se contaba con estudios limnológicos previos de los lagos del PNLM con una visión integral y comparativa para dar respuesta a esta problemática. Por lo anterior, esta investigación planteó estudiar la concentración y distribución del carbono orgánico particulado (COP) en un grupo de lagos tanto prístinos como impactados, para reconocer las diferencias entre ambos tipos. Lo anterior se empleó como una herramienta limnológica descriptiva del estado de salud de los lagos. Se discutieron las diferencias registradas entre los lagos prístinos y los impactados en términos de los cambios acaecidos y el posible origen (agentes causales) de los mismos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El PNLM se encuentra en la región sureste del estado de Chiapas, en la Provincia Fisiográfica de la Sierra Madre de Chiapas, en la frontera con Guatemala. Se ubica a los $16^{\circ}04' - 16^{\circ}10' \text{ N}$ y $91^{\circ}37' - 91^{\circ}47' \text{ O}$, a una altitud de 1500 m s.n.m. (CONANP, 2007). El PNLM posee un clima templado húmedo con lluvias todo el año [C(fm)] (CONAGUA, 2009). El PNLM se encuentra en la Región Hidrológica Nacional No. 30 Grijalva-Usumacinta, formando parte de la subcuenca del Río Grande de Comitán (CONANP, 2011). Los lagos del PNLM forman parte de un complejo lacustre de origen kárstico que se extiende al territorio guatemalteco. La alimentación de las aguas lacustres es principalmente subterránea (Vásquez y Méndez, 1994).

Metodología

Se seleccionaron 18 lagos que representaran distintos grados de impacto presente en los cuerpos acuáticos del PNLM. Estos se dividieron *a priori* en prístinos: Agua Tinta, Cinco Lagos, Dos Lagos (Dos Lagunas), Ensueño, Esmeralda, Kichail, Montebello, Patianú, Pojoj, San José, Tziscaco y Yalalush, e impactados: Balantetic, Bosque Azul, Chaj Chaj, La Encantada, Liquidambar y San Lorenzo (Cuadro 1). Los muestreos se llevaron a cabo en dos épocas hidrodinámicas contrastantes con el fin de tener una visión más integral de la problemática: estratificación (mayo de 2014, verano) y

circulación (febrero de 2015, invierno). Para la determinación de los perfiles verticales de temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD) se utilizó una sonda multiparamétrica de calidad del agua marca Hydrolab modelo DS5 acoplado a un sistema de captura y almacenaje de información marca Hydrolab modelo SVR4. Para la evaluación del COP se tomaron entre una y cinco muestras de agua a lo largo de la columna de agua, dependiendo de la profundidad de cada lago y con base en los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto que se emplearon para reconocer la presencia de clinas (termo y/u oxiclina). Las muestras fueron filtradas *in situ* a través de una malla de 100 μm de apertura para eliminar al zooplancton grande o “nadador” y no afectar la precisión de la evaluación del seston (Jellison y Melack, 2001; Karl *et al.*, 1991).

Las muestras para el análisis de COP se filtraron a través de filtros Whatman GF/F de 13 mm (0.7 μm de retención nominal) previamente combustionados a 550 °C por 4 h en una mufla Thermolyne modelo 48 000 con el fin de eliminar cualquier rastro de carbono que pudieran tener. El volumen de muestra filtrado fue de entre 20 y 300 mL dependiendo de cada lago. Para la filtración de las muestras se usaron equipos de acero inoxidable Millipore. El filtrado de las muestras se llevó a cabo con una bomba de vacío, a una presión de entre 0.3 y 0.5 atms para evitar la pérdida de material orgánico. Los filtros se acidificaron con HCl al 10% para eliminar la fracción inorgánica del carbono (carbonatos) en la muestra. La medición del COP se realizó en un analizador elemental Carlo Erba® modelo NC2100 (Veronesi *et al.*, 2002) en el Center for Marine Sciences de la University of North Carolina at Wilmington.

Cuadro 1. Rango (mínimo - máximo) de las concentraciones ($\mu\text{g L}^{-1}$) de carbono orgánico particulado (COP) de 18 lagos del complejo lacustre “Lagunas de Montebello”, Chiapas. (En los lagos en los que solo se estableció una profundidad de muestreo presentan un solo valor, - = no se contó con muestra).

| Nombre | Lagos Prístinos | | Nombre | Lagos Impactados | |
|-------------|-----------------|----------|--------------|------------------|-----------|
| | Verano | Invierno | | Verano | Invierno |
| Agua Tinta | 376-573 | 286-571 | Balantetic | 796 | 8719 |
| Cinco Lagos | 307-715 | 349-439 | Bosque Azul | 875-3626 | 2400-3596 |
| Dos Lagos | 237-394 | 306-544 | Chaj Chaj | 2530 | 5227 |
| Ensueño | 476-638 | 249-319 | La Encantada | 724-4420 | 1774-3145 |
| Esmeralda | 377 | 286 | Liquidambar | 2094-3969 | - |
| Kichail | 503-831 | 249-514 | San Lorenzo | - | 1000-4250 |
| Montebello | 458-820 | 339-433 | | | |
| Patianú | 276-624 | 312-500 | | | |
| Pojoj | 427-565 | 239-423 | | | |
| San José | 384-855 | 637-804 | | | |
| Tziscoao | 360-659 | 252-571 | | | |
| Yalalush | 193-348 | 285-385 | | | |

Resultados y Discusión

La mayoría de los lagos presentaron estratificación térmica en el verano, a excepción de Esmeralda y Yalalush debido a que por su someridad se encontraron circulando. Los perfiles de OD fueron clinógrados en todos los lagos salvo en Yalalush que presentó un perfil vertical ortógrado. Todos los lagos presentaron anoxia en el fondo exceptuando, nuevamente, Esmeralda y Yalalush. Los lagos prístinos mostraron clinas profundas y amplias con capas de mezcla extensas, mientras que en los impactados las clinas fueron más superficiales y estrechas y la capa de mezcla fue reducida. En el invierno, la mayoría de los lagos presentaron perfiles de T y OD homogéneos, indicando que se encontraban en circulación. De forma diferente, Dos Lagos, San Lorenzo y La Encantada presentaron perfiles de OD clinógrados con presencia de capa anóxica en el fondo. El perfil de T de los dos últimos

lagos fue homogéneo lo que sugiere que requerían más tiempo para comenzar a circular, mientras que el perfil de T de Dos Lagos fue heterogéneo, indicando que no presentaba las condiciones para circular.

El promedio de la concentración de COP durante el verano fue de $608 \pm 739 \mu\text{g L}^{-1}$. La concentración mínima de COP ($\text{COP}_{\text{mín}}$) fue $193 \mu\text{g L}^{-1}$ y la máxima ($\text{COP}_{\text{máx}}$) de $4420 \mu\text{g L}^{-1}$; estas concentraciones se midieron en Yalalush y La Encantada, respectivamente. Así mismo, durante el invierno, la concentración promedio de COP fue $1002 \pm 1906 \mu\text{g L}^{-1}$, la $\text{COP}_{\text{mín}}$ fue registrada en Pojoj ($239 \mu\text{g L}^{-1}$) y la $\text{COP}_{\text{máx}}$ de $8719 \mu\text{g L}^{-1}$ en Balantetic ($8719 \mu\text{g L}^{-1}$) (Cuadro 1).

El promedio de la concentración de COP en los lagos prístinos durante la estratificación fue de $481 \pm 118 \mu\text{g L}^{-1}$, mientras que los lagos impactados presentaron un promedio de $1993 \pm 727 \mu\text{g L}^{-1}$; en la época de circulación el promedio fue $386 \pm 121 \mu\text{g L}^{-1}$ y $4187 \pm 2885 \mu\text{g L}^{-1}$ para lagos prístinos e impactados respectivamente.

Durante la estratificación, en los lagos prístinos la $\text{COP}_{\text{máx}}$ se presentó en distintas profundidades de la columna de agua (Figura 1); Ensueño, Kichail, Patianú, Pojoj, Tziscaco y Yalalush la mostraron en superficie, mientras que, en Cinco Lagos, Dos Lagos, San José, Agua Tinta y Montebello se encontró en el metalimnion o cerca del fondo. Los lagos impactados profundos presentaron la $\text{COP}_{\text{máx}}$ cerca de la superficie. (Figura 1).

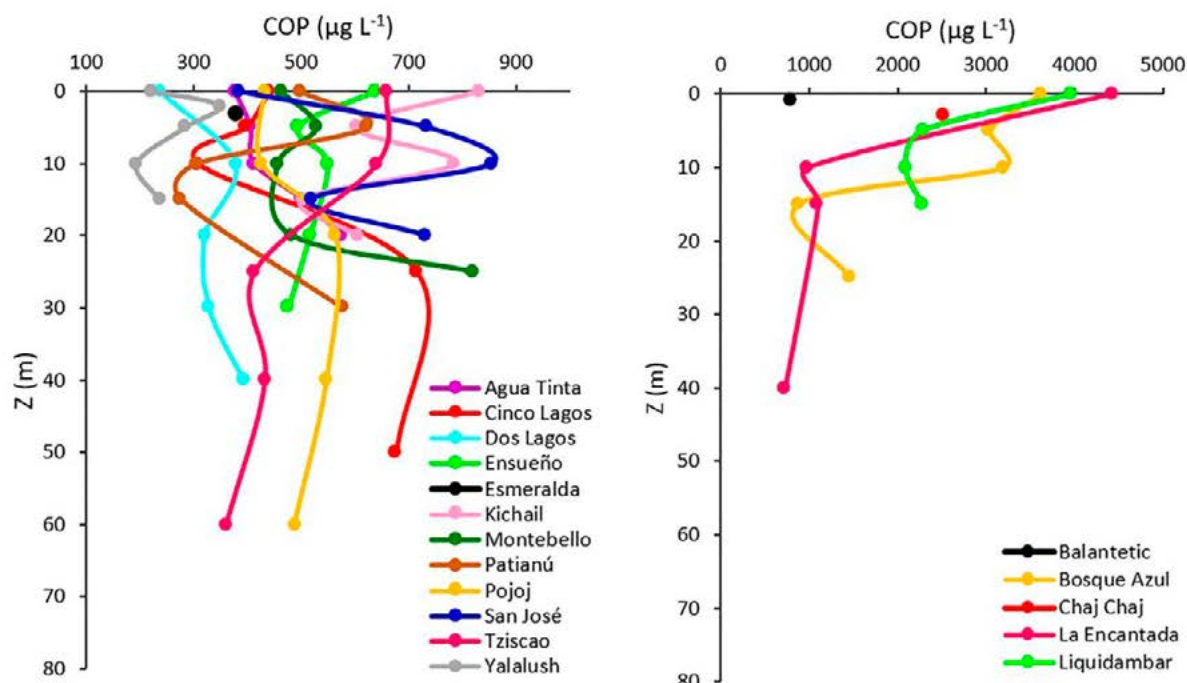


Figura 1. Concentración de carbono orgánico particulado en lagos prístinos (izquierda) e impactados (derecha) del PNLM durante la época de estratificación.

La concentración máxima de COP en el invierno para los lagos prístinos (Figura 2) se presentó cerca del fondo a excepción de Agua Tinta y Tziscaco que se encontró a media agua y en Ensueño en la superficie; por otro lado, los lagos impactados, al igual que en el verano, mostraron las concentraciones máximas en o cerca de la superficie. Cabe señalar que, dentro de los lagos prístinos, San José presentó las concentraciones de COP más elevadas ($855 \mu\text{g L}^{-1}$) y Yalalush las mínimas ($193 \mu\text{g L}^{-1}$), mientras que de los impactados fueron Balantetic ($8719 \mu\text{g L}^{-1}$) y La Encantada ($724 \mu\text{g L}^{-1}$), los que presentaron la máxima y la mínima, respectivamente.

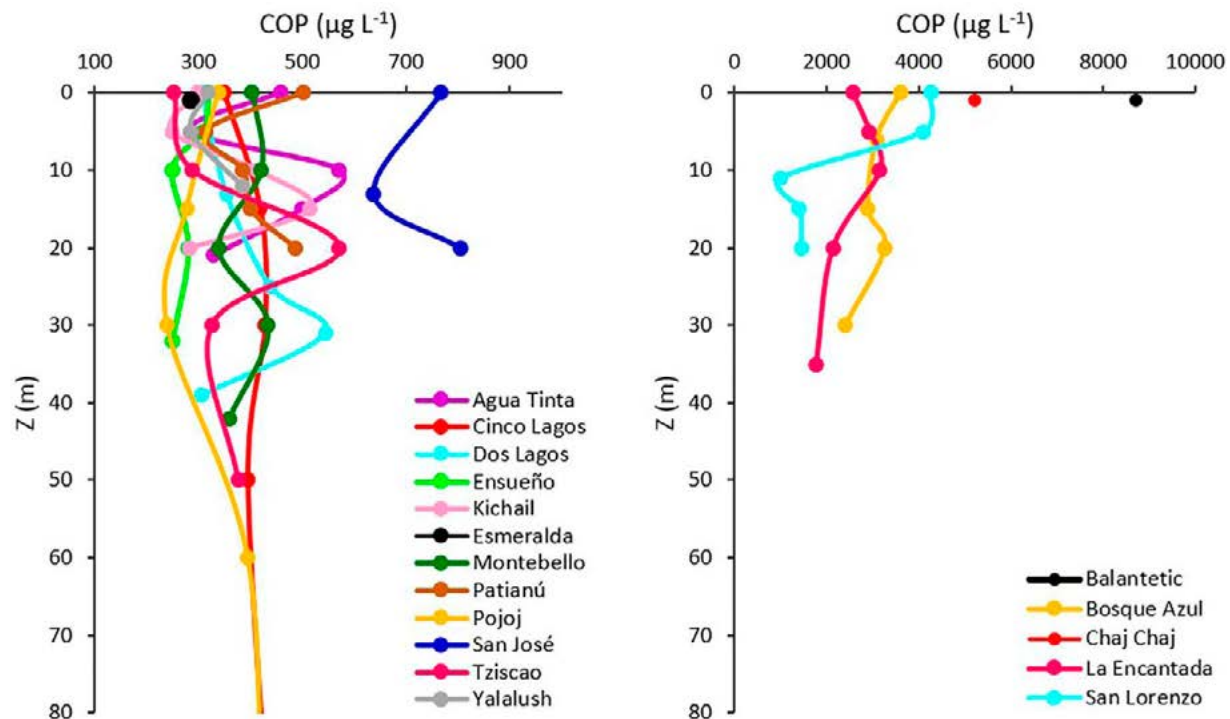


Figura 2. Concentración de carbono orgánico particulado en lagos prístinos (izquierda) e impactados (derecha) del PNLM durante la época de circulación.

El COP juega un papel importante en el ciclo biogeoquímico del carbono en los sistemas lacustres y se vincula estrechamente con la producción, transferencia y descomposición de la materia orgánica en el ecosistema (Longhurst y Pauly, 1987), además de que presenta una relación cercana con la dinámica del fitoplancton (Punning *et al.*, 2003). Por lo anterior y dado que el fitoplancton contribuye en gran medida a la masa de la materia particulada - seston - de origen biogénico, la concentración de COP presentada en los lagos impactados es mayor.

Wetzel (2001) menciona que la mayoría de lagos obtiene una cantidad significativamente alta de carbono orgánico y nutrientes de fuentes terrestres de la cuenca que los rodea; los lagos impactados se encuentran rodeados de suelos - luvisol y feozem - (CONANP, 2007; Martínez, 2015) que tienen una alta susceptibilidad a la erosión, especialmente el feozem se caracteriza por tener una capa rica en materia orgánica y nutrientes y que generalmente se utiliza para la agricultura, como es el caso de la zona NW del PNLM donde se encuentran los lagos impactados.

Conclusiones

La concentración promedio de COP en los lagos del PNLM es de $801 \pm 1411 \mu\text{g L}^{-1}$ ($608 \pm 739 \mu\text{g L}^{-1}$ en verano y $944 \pm 1906 \mu\text{g L}^{-1}$ en invierno), cinco veces menor en los lagos prístinos ($593 \pm 640 \mu\text{g L}^{-1}$) que en los impactados ($1550 \pm 1993 \mu\text{g L}^{-1}$). Las concentraciones de COP en los lagos del PNLM variaron en un intervalo de $193 \mu\text{g L}^{-1}$ a $8719 \mu\text{g L}^{-1}$ ($193\text{-}4420 \mu\text{g L}^{-1}$ en época de estratificación y $239\text{-}8719 \mu\text{g L}^{-1}$ durante la circulación).

En verano, los lagos prístinos mostraron una concentración máxima de COP tanto en superficie como por debajo de la capa de mezcla mientras que en los lagos impactados se encontró en los primeros metros de la columna de agua; la concentración máxima en invierno se ubicó cerca del fondo para la mayoría de los lagos prístinos y los lagos impactados nuevamente mostraron concentraciones máximas en la superficie y en los primeros metros de profundidad.

La mayor concentración de COP en los lagos impactados es muy probablemente ocasionada por la entrada de nutrientes y materia orgánica procedente de fuentes antropogénicas (*e.g.*, agricultura, ganadería, desarrollo urbano) que han incentivado el desarrollo del fitoplancton.

Lo anterior indica que la afectación de los lagos impactados tiene que ver con un incremento en la fertilidad de sus aguas y por lo tanto en el estado trófico de los mismos.

Agradecimientos

La presente investigación fue apoyada por el Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo Sobre el Agua (CONAGUA-CONACYT) a través del proyecto: Estudio Hidrológico y de Calidad del Agua del Sistema Lagunar de Montebello, en el Estado de Chiapas, así como a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico a través del proyecto: Factores que determinan el estado trófico de los lagos de Montebello, Chiapas (PAPIIT IN219215).

Al Parque Nacional Lagunas de Montebello, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), comunidad local y Comisarios Ejidales por facilitar el acceso a los lagos.

A los colegas del equipo de trabajo de campo de la FES Iztacala, UNAM, por su apoyo en el trabajo de campo.

Literatura Citada

- Cole, J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. 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. DOI: 10.1007/s10021-006-9013-8.
- CONAGUA. 2009. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea del acuífero de Comitán, Chiapas. Comisión Nacional del Agua, México. www.conagua.gob.mx/Conagua07/Aguasubterranea/pdf/DR_0707.pdf (Consulta: abril 15, 2015).
- CONANP. 2007. Programa de conservación y manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello, México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. pp. 9-10.
- CONANP. 2011. Programa de Monitoreo de Calidad del Agua, Estudio para monitorear los parámetros de calidad del agua de las lagunas de Montebello. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. pp. 17-29.
- Jellison, R. and J. M. Melack. 2001. Nitrogen limitation and particulate elemental ratios of seston in hypersaline Mono Lake, California, U. S. A. *Hydrobiologia* 466:1-12
- Karl, D. M., D. V. Hebel and C. Winn. 1991. Procedures for particulate carbon, nitrogen, phosphorus and total mass analysis used in the US-JGOFS Hawaii ocean time-series program. *In: Marine particles: Analysis and characterization Geophysical Monograph* 63. American Geophysical Union, Washington. pp. 71-77.
- Longhurst, A. and J. Pauly. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press. San Diego, California. 407 p.
- Martínez, A. M. 2015. Caracterización de los suelos de la cuenca del río Grande, como soporte para entender la dinámica de contaminantes que llegan al sistema lagunar de Montebello, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. 138 p.
- Punning, J. A., T. Jaanus, T. Koff and T. Alliksaar. 2003. Seasonal fluxes of particulate matter in a small closed lake in northern Estonia. *Water, Air, and Soil Pollution* 149:77-92.
- Veronesi, M. L., A. Barbieri and W. Hanselmann. 2002. Phosphorus, carbon and nitrogen enrichment during sedimentation in a seasonally anoxic lake (Lake Lugano, Switzerland). *Journal of Limnology* 61:215-223
- Vásquez, M. A. y E. Méndez. 1994. Aspectos generales de la región: Lagos de Montebello. Reporte del trabajo para el curso de conservación de naturaleza y recursos naturales, Maestría en Ciencias: Recursos Naturales y Desarrollo Rural, ECOSUR Chiapas. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. 109 p.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academic Press. San Diego, California. 1006 p.

4.4 Lagos del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México: Metabolismo Lacustre

Olguín-Flores Zaira M.¹; Lagunas-Sánchez Mayela²; Alcocer Javier³ y Oseguera Luis A.³

¹Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior S/N. Ciudad Universitaria, Coyoacán, CP 04510. D. F., México.

²Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior S/N. Ciudad Universitaria, Coyoacán, CP 04510. D. F., México.

³Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Proyecto de Investigación en Limnología Tropical. Av. de los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala. CP 54090 Tlalnepantla, Estado de México, México.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la variación de la producción primaria bruta (PPB), neta (PPN) y la respiración (R) en los lagos del Bosque de Chapultepec (Lago Viejo, Lago Mayor y Lago Menor) para establecer el papel que juegan los lagos urbanos en el ciclo del carbono. Las tasas de PPB, PPN y R se calcularon mediante el método de botellas claras y oscuras. La PPB promedio anual fue mayor en Lago Viejo ($1646 \pm 130 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) seguida por el Lago Mayor ($1451 \pm 81 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) y finalmente, el Lago Menor ($1500 \pm 95 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$). La PPN fue de $1163 \pm 130 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Lago Viejo), $942 \pm 79 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Lago Mayor) y $1072 \pm 76 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Lago Menor). La respiración fue de $574 \pm 82 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ en el Lago Viejo, $607 \pm 66 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ en el Lago Mayor y $499 \pm 72 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ en el Lago Menor. Estos valores son “típicos” de lagos urbanos hipertróficos; además, sugieren que los lagos del Bosque de Chapultepec funcionan como sumideros de carbono al menos durante las horas luz.

Palabras clave: lagos urbanos, productividad primaria bruta, neta, respiración.

Abstract

The aim of the present study was to evaluate the variation of the gross primary production (GPP), net (NPP) and respiration (R) in lakes of the Forest of Chapultepec (Lago Viejo, Lago Mayor y Lago Menor) to establish the role urban lakes play in the carbon cycle. PPB, PPN and R rates were calculated using the light and dark bottles method. The average annual GPP was higher in Lago Viejo ($1646 \pm 130 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) followed by Lago Mayor ($1451 \pm 81 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) and finally Lago Menor ($1500 \pm 95 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$). NPP was $1163 \pm 130 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Lago Viejo), $942 \pm 79 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Lago Mayor) and $1072 \pm 76 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Lago Menor). Respiration was $574 \pm 82 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ in Lago Viejo, $607 \pm 66 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ in Lago Mayor and $499 \pm 72 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ in Lago Menor. These values are typical of hypertrophic urban lakes; they are also indicative that the lakes of the Chapultepec Forest turn out to be carbon sinks at least during the daylight hours.

Key words: urban lakes; primary production net; gross; respiration.

Introducción

Los lagos urbanos al estar situados en las ciudades permiten el desarrollo de diversas actividades humanas, lo cual los vuelve propensos a eutrofizarse, proceso ocasionado por la elevada disponibilidad de nutrientes así como de materia orgánica. Aunado a lo anterior, la carencia y problemática de contaminación del agua ha derivado en que muchos de estos lagos sean llenados con aguas residuales tratadas secundariamente de origen doméstico o industrial (Quirós, 2007). Debido a lo anterior, el fitoplancton presente en estos lagos crece de manera desmedida y forma capas o “natas” de color verde

brillante sobre la superficie (Alcocer y Kato 1988). El fitoplancton es usualmente el productor primario que más contribuye a la tasa de fijación del carbono, al realizar el proceso fotosintético dentro de los sistemas acuáticos (Reynolds, 2006).

La producción primaria neta (PPN) se expresa como la cantidad de carbono incorporado u oxígeno disuelto liberado por unidad de superficie o volumen (Cole *et al.*, 2000). El 10% de la producción neta global se atribuye al picofitoplancton (*e.g.*, $<2 \mu\text{m}$) (Agawin *et al.*, 2000). La producción primaria bruta (PPB) se define como la transformación autotrófica total de carbono inorgánico a formas de carbono orgánico, sin importar el destino. La Respiración (R) es la oxidación total del carbono orgánico a carbono inorgánico por organismos, tanto heterótrofos como autótrofos (Cole *et al.*, 2000).

Los sistemas acuáticos donde la fotosíntesis supera la respiración total del plancton ($P > R$) son completamente autotróficos y actúan como productores de oxígeno y materia orgánica considerándose sumideros de CO_2 . En contraste, los ecosistemas acuáticos donde la respiración excede a la fotosíntesis ($P < R$) son heterótrofos netos y como resultado de ser consumidores de carbono orgánico, emiten CO_2 a la atmósfera (Carignan *et al.*, 2000). Por lo anterior, el presente estudio pretende evaluar la variación temporal y espacial de la producción primaria bruta (PPB), neta (PPN) y la respiración (R) en los lagos del Bosque de Chapultepec (Lago Viejo, Lago Mayor y Lago Menor) para establecer el papel que juegan los lagos urbanos en el ciclo del carbono.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en los tres lagos del Bosque de Chapultepec, el Lago Viejo, el Lago Mayor y el Lago Menor, ubicados al Oeste de la Ciudad de México (Figura 1) a 2 240 m s.n.m. El clima de la región es templado con lluvias en verano, con valores medios anuales de precipitación de 600-900 mm y una temperatura media anual de $14 \text{ }^\circ\text{C}$, con temperaturas mínimas y máximas que oscilan entre los $11.4 \text{ }^\circ\text{C}$ y los $17.3 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente (INEGI, 2016).

La profundidad promedio de los tres lagos oscila entre 0.9 y 1.2 m. La fauna macroscópica principal de los tres lagos la constituyen especies como el ajolote (*Ambystoma mexicanum*), el acocil (*Cambarellus montezumae*), el mezclapique amarillo (*Girardinichthys viviparus*) y el charal blanco (*Chirostoma jordani*) además de carpas y tilapias, así como patos y gansos.



Figura 1. Ubicación de los lagos y estaciones de muestreo del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México.

Metodología

Se establecieron tres estaciones en el Lago Viejo (E1, E2 y E3), dos en el Lago Mayor (E4 y E5) y una en el Lago Menor (E6) (Figura 1). Los muestreos se realizaron mensualmente a lo largo de un ciclo anual. Durante cada muestreo se midieron *in situ* la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto y el pH. Adicionalmente se tomaron muestras para la determinación del fósforo total y nitrógeno total mediante métodos colorimétricos.

La evaluación de la producción primaria y la respiración se realizó mediante el método de botellas claras y oscuras que mide las tasas de cambio en la concentración de oxígeno disuelto (Gaarder y Gran, 1927; Wetzel y Likens, 1979). Para el cálculo de las concentraciones de carbono se utilizaron los factores de corrección de 0.375 para la equivalencia entre los pesos moleculares de oxígeno y carbono, y el de 1.2 para el coeficiente fotosintético, según lo sugiere Wetzel (2001), con las Fórmulas 1, 2 y 3.

$$PPB \text{ (mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}\text{)} = \frac{(BC \text{ final} - BO \text{ final}) * (1000) * (0.375)}{1.2 * (T)} \quad (1)$$

$$PPN \text{ (mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}\text{)} = \frac{(BC \text{ final} - BC \text{ inicial}) * (1000) * (0.375)}{1.2 * (T)} \quad (2)$$

$$\text{Respiración (mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}\text{)} = \frac{(BO \text{ inicial} - BO \text{ final}) * 1 * (1000) * (0.375)}{T} \quad (3)$$

donde, BC inicial=concentración de OD en la Botella Clara antes de la incubación, BC final=concentración de OD en la Botella Clara después de la incubación, BO inicial=concentración de OD en la Botella Oscura antes de la incubación y BO final=concentración de OD en la Botella Oscura después de la incubación.

A los resultados obtenidos de producción primaria bruta (PPB), producción primaria neta (PPN) y la respiración (R) se les aplicó un análisis de varianza (ANOVA) empleando el paquete estadístico IBM SPSS Statistics V21 con la finalidad de conocer si existieron diferencias significativas entre lagos y/o entre las estaciones durante los 12 meses de muestreo.

Resultados y Discusión

Los valores máximos de temperatura para los tres lagos se observaron durante el mes de agosto correspondiente a la temporada cálida-lluviosa presentándose la máxima en el Lago Menor con 26.7 °C en superficie. Mientras que los valores mínimos de temperaturas fueron registrados en el mes de enero para los tres lagos que corresponde a la temporada fría-seca, observándose el valor mínimo de temperatura en el Lago Menor con 11.25 °C en el fondo (Cuadro 1). La variación en los perfiles de temperatura fue amplia con un cambio de al menos de 1 °C, lo cual es típico de lagos someros polimícticos cálidos continuos, donde la estratificación no suele durar más de unas horas al día.

El oxígeno disuelto presentó valores entre los 0.5 mg L⁻¹ (junio) en el fondo del Lago Viejo y 25.6 mg L⁻¹ (abril) en la superficie del Lago Mayor. En la superficie se encontraron los valores máximos en los tres lagos, sin embargo, el Lago Mayor presentó, en general, los valores más elevados mientras los valores mínimos se registraron en el Lago Viejo (Cuadro 1). Los valores elevados de oxígeno disuelto en estos lagos se deben en gran medida a los florecimientos algales, en especial de cianobacterias que se ubican en la capa superficial de los mismos. Esta es una característica de un cuerpo de agua con una elevada producción, donde también es común encontrar niveles de sobresaturación de oxígeno disuelto en la superficie mientras que en las capas más profundas se presentan condiciones anóxicas (Oliva-Martínez *et al.*, 2008).

Los valores de pH variaron de entre 7.2 y 11.0, ambos valores en el Lago Mayor. Los valores mayores de pH se encontraron en superficie para los tres lagos. Estos valores altos de pH son causados por la elevada actividad fotosintética.

La concentración de fósforo total menor (0.17 mg L⁻¹) y mayor (1.47 mg L⁻¹) fueron registradas en el Lago Viejo, sin embargo, los promedios más elevados se registraron para los Lagos Mayor y Menor

(Cuadro 1). En cuanto al nitrógeno total los valores registrados en los lagos de Chapultepec van desde 4.8 mg L⁻¹ en el Lago Viejo a 24.8 mg L⁻¹ en el Lago Mayor, con un promedio similar en los tres lagos (Cuadro 1). Considerando los valores promedio registrados de nitrógeno y fósforo totales los lagos de Chapultepec se clasifican como lagos eutróficos (Wetzel, 2001).

Cuadro 1. Promedio y desviación estándar (primer renglón) y mínimos y máximos (segundo renglón) de los parámetros fisicoquímicos de los lagos de Chapultepec, Ciudad de México.

| Lago | T (°C) | O.D. (mg L ⁻¹) | pH | N-TOT (mg L ⁻¹) | P-TOT (mg L ⁻¹) |
|------------|----------------------------|-------------------------------|---------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Lago Viejo | 18.6 ± 2.4 12 - 25.8 | 9.9 ± 1.9 0.5 - 22.93 | 9.3 ± 0.4 7.35 - 10.45 | 9.1 ± 2.5 4.8 - 15.2 | 0.4 ± 0.2 0.18 - 1.47 |
| Lago Mayor | 21.1 ± 2.3 14.2 - 25.7 | 13.7 ± 3.9 1.00 - 25.57 | 9.6 ± 0.2 7.2 - 11.01 | 14.8 ± 3.4 9.4 - 24.8 | 0.5 ± 0.2 0.26 - 1.21 |
| Lago Menor | 19.6 ± 3.4 11.25 - 26.7 | 11.4 ± 2.7 1.22 - 21.86 | 9.8 ± 0.3 7.89 - 11.00 | 14.0 ± 3.5 8.4 - 20 | 0.5 ± 0.1 0.22 - 0.83 |

T: Temperatura; O.D: Oxígeno Disuelto; pH: Potencial de Hidrógeno; N-TOT: Nitrógeno Total; P-TOT: Fósforo Total.

Producción Primaria Bruta (PPB)

La PPB promedio anual en el Lago Viejo fue de 1646 ± 130 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor máximo se encontró en octubre en la E2 con 2571 ± 340 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor mínimo se observó en la E3 en junio con 168 ± 117 mg C m⁻³ h⁻¹ (Figura 2). El Lago Viejo se comporta como una unidad espacialmente debido a que no se encontró una diferencia significativa (p>0.05) entre las tres estaciones (E1 a E3). La PPB anual en el Lago Mayor fue de 1451 ± 81 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor máximo se observó en la E5 en febrero con 2713 ± 81 mg C m⁻³ h⁻¹ mientras que el mínimo en la E4 en julio con 657 ± 65 mg C m⁻³ h⁻¹ (Figura 2). Al igual que para el Lago Viejo, el Lago Mayor se comportó como una unidad ya que no hubo una diferencia significativa (p>0.05) entre sus dos estaciones (E4 y E5), aunque de manera general en la E5 se obtuvieron los valores más altos. La PPB promedio anual en el Lago Menor fue de 1500 ± 95 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor máximo se obtuvo en febrero siendo de 2198 ± 120 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor mínimo se encontró en enero con un valor de 849 ± 31 mg C m⁻³ h⁻¹ (Figura 2). La PPB en el Lago Viejo fue significativamente mayor (p<0.05) a la del Lago Mayor. El Lago Menor no fue diferente significativamente (p>0.05) ni del Lago Viejo ni del Lago Mayor.

Los promedios de PPB encontrados en este estudio fueron inferiores a los registrados por Morlán-Mejía (2010) para otro lago urbano eutrófico, el lago Tezozomoc, Ciudad de México. Este autor encontró un promedio de 5767 mg C m⁻³ h⁻¹, sin embargo, solo evaluó la PPB durante la época fría-seca a lo cual se le puede atribuir esta diferencia. Por otro lado, Harding (1997) obtuvo un intervalo similar de PPB (439 – 1 524 mg C m⁻³) al de este estudio en un lago somero tropical en África.

Producción Primaria Neta (PPN)

La PPN promedio anual en el Lago Viejo fue de 1163 ± 130 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor máximo se encontró en agosto (E3 = 2 115 ± 198 mg C m⁻³ h⁻¹). El valor mínimo se registró en la E3 durante enero con 468 ± 33 mg C m⁻³ h⁻¹ (Figura 2). Espacialmente se encontró una diferencia significativa (p<0.05) entre E1 y E3 observándose los valores más altos en la E3. La PPN promedio anual en el Lago Mayor fue de 942 ± 79 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor máximo se midió en la E5 durante diciembre con 1781 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor mínimo se encontró en la E4 en mayo con 209 ± 68 mg C m⁻³ h⁻¹ (Figura 2). Al igual que en la PPB para la PPN del Lago Mayor no se encontró una diferencia significativa (p>0.05) entre las dos estaciones. La PPN promedio anual en el Lago Menor fue de 1072 ± 76 mg C m⁻³ h⁻¹ (Figura 1). El valor máximo se encontró en diciembre siendo de 1417 ± 229 mg C m⁻³ h⁻¹. El valor mínimo se obtuvo en enero con 525 ± 62 mg C m⁻³ h⁻¹ (Figura 1). Se encontraron diferencias significativas (p<0.05) entre

el Lago Viejo y el Lago Mayor, siendo mayor la PPN en el primero. Al igual que en la PPB, el Lago Menor no fue diferente significativamente ($p > 0.05$) de los otros dos lagos.

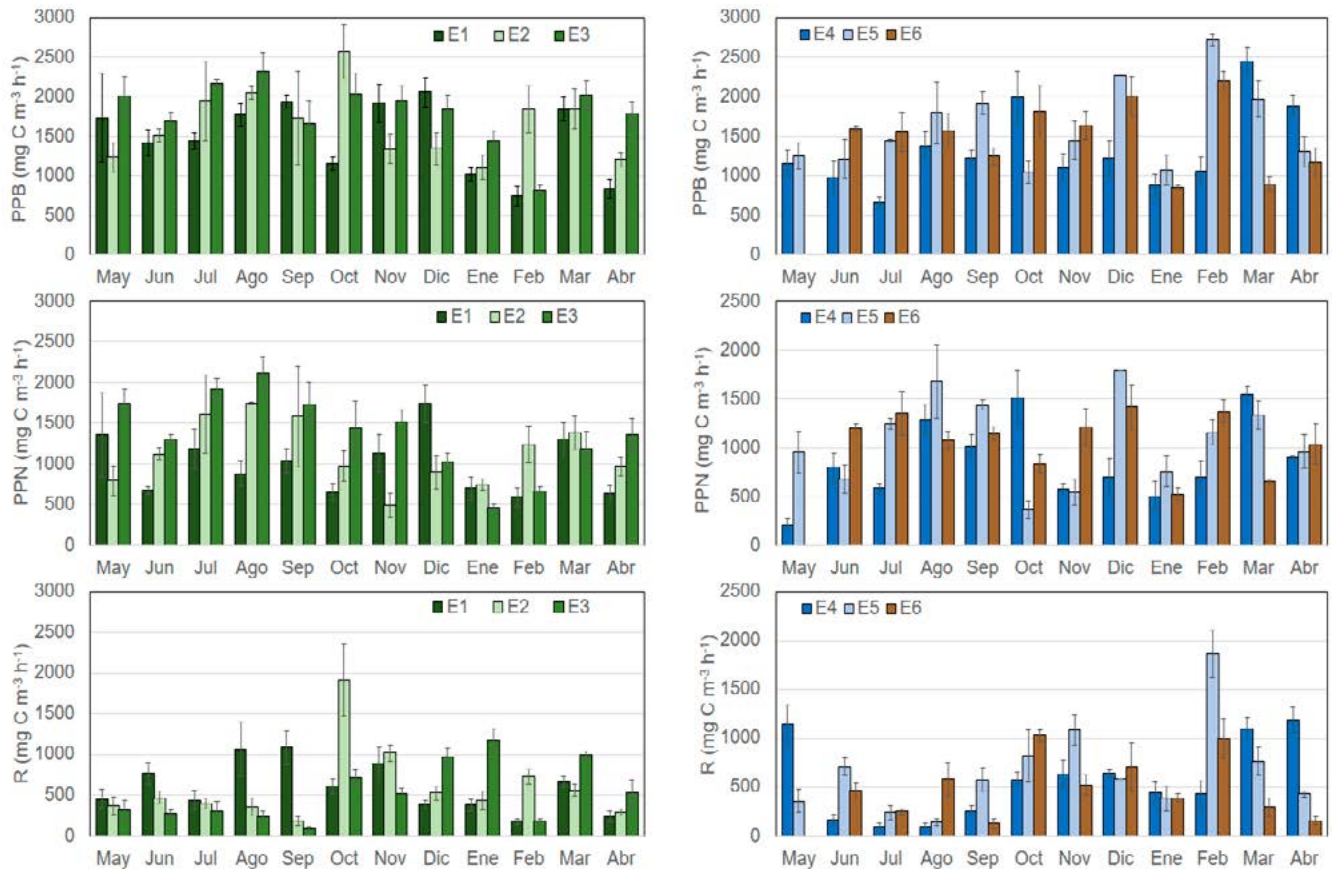


Figura 2. Variación temporal y desviación estándar de la PPN, PPB y la R en el Lago Viejo (E1, E2 y E3), Lago Mayor (E4 y E5) y el Lago Menor (E6) del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México.

Respiración (*R*)

La *R* promedio anual en el lago Viejo fue de $574 \pm 82 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. El valor máximo se tuvo en la E2 durante octubre con $1916 \pm 442 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ y el valor mínimo se midió en E1 en febrero ($176 \pm 38 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) (Figura 1). No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las tres estaciones del Lago Viejo y ninguna de ellas dominó a lo largo del periodo de muestreo. La respiración promedio anual en el Lago Mayor fue de $608 \pm 66 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. El valor máximo se encontró en febrero con $1867 \pm 245 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. El valor mínimo se tuvo en julio con $91 \pm 35 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ en la E4 (Figura 2). En el Lago Mayor tampoco se encontró una diferencia significativa ($p > 0.05$) entre las dos estaciones de muestreo. La respiración promedio anual en el Lago Menor fue de $499 \pm 73 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Figura 1). El valor máximo se obtuvo en octubre siendo de $1025 \pm 60 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. El valor mínimo se registró en septiembre con un valor de $127 \pm 48 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Figura 1). No se encontró diferencia significativa ($p > 0.05$) entre la *R* de los tres lagos.

En los tres lagos la fotosíntesis supera la respiración total con una proporción GG/*R* de 2.9, 2.4 y 3.0 para el Lago Viejo, Lago Mayor y Lago Menor respectivamente. Por lo que se consideran autotróficos netos y actúan como productores de oxígeno y materia orgánica considerándose sumideros de CO_2 .

Conclusiones

Los valores que se registraron de PPB, PP y R en los lagos de reflejan las condiciones de elevada producción primaria y carga de materia orgánica como consecuencia del sobre-enriquecimiento de nutrientes aportados por el agua tratada con los que se llenan. Durante la temporada cálida-lluviosa se observaron las tasas de productividad más altas en los tres lagos, mientras que las más bajas fueron en la temporada fría-seca. Las tasas de respiración no mostraron un patrón definido durante el ciclo de muestreo. Finalmente, la relación PPB/R indica que los lagos tienen una condición autotrófica, funcionando como sumideros netos de carbono al menos durante las horas luz.

Agradecimientos

La presente investigación fue apoyada por el Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica CONACYT-Gobierno del Distrito Federal a través del proyecto 189194 “Estudio de la productividad primaria de los Lagos Menor y Mayor de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec a través de imágenes satelitales en tiempo real y sobre el impacto de los tóxicos y contaminantes en especies nativas”.

Literatura citada

- Agawin, N. S. R., C. M. Duarte and S. Agusti. 2000. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production. *Limnology and Oceanography* 45(3):591-609.
- Alcocer, J. y E. Kato. 1988. Evaluación de la restauración de un lago eutrófico mexicano. *En: Memorias del V curso y simposio sobre biología de la contaminación*. AMICA, S. A. – Universidad Nacional Autónoma de México, México. 79 p.
- Carignan, R., D. Planas and C. Vis. 2000. Planktonic production and respiration in oligotrophic Shield lakes. *Limnology and Oceanography* 45:189-199
- Cole, J. J., M. I. Pace, S. R. Carpenter and F. Kitchell. 2000. Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulation. *Limnology and Oceanography* 45:1718-1730.
- Gaarder, T. and H. Gran. 1927. Investigations of the production of plankton in the Oslo Fjord. *Rapports et Proces-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 42:1-48.
- Harding, W. R. 1997. Phytoplankton primary production in a shallow, well-mixed, hypertrophic South African lake. *Hydrobiology* 344:87-102.
- INEGI. 2016. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825292973> (Consulta: mayo 17, 2016).
- Morlán-Mejía, J. 2010. Producción primaria del fitoplancton en un lago hipertrófico durante la época de sequía. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Tlalnepantla, Estado de México. 52 p.
- Oliva-Martínez, M. G. A. Rodríguez Rocha, A. Lugo Vázquez y M. R. Sánchez Rodríguez. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18 (suplemento 1):1-13.
- Quirós, R. 2007. Manejo y recuperación de lagos urbanos. Facultad de agronomía. Universidad de Buenos Aires. Documento de trabajo del Área de Sistema de Producción acuáticas No. 6. Argentina: Facultad de Agronomía-Universidad de Buenos Aires. 16 p.
- Reynolds, C. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge. University Press, Cambridge. Nueva York. 535 p.
- Wetzel, G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3rd Edition. Elsevier Science. San Diego. 1006 p.
- Wetzel, G. and G.E. Likens. 1979. *Limnological analyses*. Ed. Saunders. Philadelphia. 391 p.

4.5 Flujo de CO₂ océano-atmósfera en la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa

Morales-Urbina Pedro¹; Espinosa-Carreón T. Leticia¹; Álvarez-Borrego Saúl²; Hernández-Ayón J. Martín³; Flores-Trejo Lorena¹ y Coronado-Álvarez Lourdes²

¹Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Col. San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa, México.

²Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Enseñanza Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, CP 22860, Baja California, México.

³Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: pedro14_92@hotmail.com

Resumen

En los últimos dos siglos la actividad antropogénica incrementó la concentración atmosférica de dióxido de carbono (CO₂) en ~400 petagramos (Pg) de los cuales el océano absorbe ~ 2 Pg C año⁻¹. Actualmente se considera que los cambios biológicos, físicos y químicos en el océano tienen una participación relevante sobre el control de las variaciones del dióxido de carbono atmosférico, provocando diferencias regionales y temporales. Las surgencias son elevaciones de agua fría, ricas en nutrientes, con bajo contenido de oxígeno disuelto (OD) y alta concentración de carbono inorgánico disuelto (CID). En el Golfo de California se localiza un área de surgencias costeras de interés para conocer el impacto que tiene en los flujos de CO₂. Mediante el uso de una boya oceanográfica localizada a 50 km al sureste de Topolobampo, Sinaloa, se cuantificó el intercambio y dirección de CO₂ en la interface océano-atmósfera, del 15 al 25 de septiembre de 2016. Cada hora se registró temperatura, oxígeno disuelto, pH, clorofila-*a* y la presión parcial de CO₂ (pCO₂) en la atmósfera y en el agua. La temperatura superficial del mar (TSM) osciló entre 28.76 °C y 31.42 °C; el oxígeno disuelto mostró una tendencia a disminuir lentamente, registrando una concentración inicial de 5.537 ml l⁻¹ y de 4.268 ml l⁻¹ al concluir el periodo de muestreo. El pH mostró ligera variación 7.61 ± 0.606 y la pCO₂ tuvo un promedio de 481.8 µatm. Este estudio representa el primero realizado en la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa.

Palabras clave: *Golfo de California; emisión de CO₂; pH; presión parcial de CO₂.*

Abstract:

In the last 2 centuries the anthropogenic activity has increased the atmospheric concentration of carbon dioxide (CO₂) in ~ 400 petagrams (Pg) and the oceans absorb around 2 Pg C year⁻¹. Biological, physical and chemical changes in the ocean are currently considered to have a relevant role in controlling local variations in atmospheric CO₂, causing regional and temporal differences. The upwellings are cold water elevations, rich in nutrients, with low dissolved oxygen (DO) content and high dissolved inorganic carbon concentration (DIC). In the Gulf of California, in the north of Sinaloa, is located an area of coastal upwelling, so it is necessary to know the impact it has on ocean-atmosphere CO₂ flows. The exchange and direction of CO₂ in the interface ocean-atmosphere were quantified in the upwelling area from 15 to 25 September 2016, through the use of an oceanographic buoy installed at the south of Topolobampo, Sinaloa, 50 km from the coast on the 80-100 m isobath. Every hour the temperature, DO, pH and chlorophyll-*a* and the partial pressure of CO₂ (pCO₂) in the atmosphere and water were recorded. The sea surface temperature (SST) oscillated between 28.76 °C and 31.42 °C; the DO recording the highest value (5.537 ml/l) at the beginning of the analysis and, the lower value (4.268 ml/l) at the end of the sampling period, pH values showed slight variation (0.606); pCO₂ averaged 481.80 µatm.

Key words: *Gulf of California; source of CO₂; pH, partial pressure of CO₂.*

Introducción

El impacto del dióxido de carbono (CO₂) antropogénico afecta al cambio climático global y depende, entre otras cosas, de la capacidad de los océanos para absorber y secuestrar este CO₂, por su parte Takashi *et al.* (1993) indican que el océano actúa como un sumidero de CO₂. El resultado del flujo de CO₂ depende de complejas interacciones entre el calentamiento y enfriamiento de la columna de agua, la cantidad de productores primarios y de la mezcla con aguas profundas entre otros procesos. Existen incertidumbres sobre los flujos de carbono océano-atmósfera de la zona costera, ya que son complejos y dinámicos y, varían con rapidez en distancias cortas y con frecuencias altas (Chávez *et al.*, 2007). Lo mismo sucede en la zona de surgencias ya que dependiendo de su intensidad o del grado de desarrollo, pueden actuar como fuente de CO₂ o zonas de incorporación del CO₂ atmosférico (De la Cruz-Orozco, 2006). También es reconocido que a nivel mundial el flujo de dióxido de carbono en la interface océano-atmósfera a nivel global no es distribuido uniformemente, sino que varían dependiendo la escala espacio-temporal (Nightingale y Liss, 2003). En este contexto, es necesario no sólo conocer el flujo de carbono sino que además el CID que se transporta de aguas superficiales a las aguas profundas y viceversa. El flujo de CO₂ en la interface océano-atmósfera se determina por las diferencias entre las presiones parciales de este gas (pCO₂) en la atmósfera y en el agua y, por la velocidad del viento que actúa en la superficie del mar, las cuales varían espacial y temporalmente (Keeling *et al.*, 1989; Wong y Chan, 1991). En el norte del estado de Sinaloa se presenta una zona de surgencias costeras de aguas frías, ricas en nutrientes y con alto contenido de DIC, lo cual promueve una zona de alta productividad primaria y un flujo de energía a través de la trama trófica. El Golfo de California (GC) ha sido objeto de diversos estudios oceanográficos, frente a la costa norte de Sinaloa, sin embargo, este trabajo representa el primero apoyado con una boya oceanográfica para medir el flujo del CO₂ en la interfase océano-atmósfera de manera continua.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Golfo de California es un mar marginal que establece comunicación con el Océano Pacífico a través de una boca de 220 km de ancho, tiene una longitud aproximada de 1100 km (Roden y Emilsson, 1979), es una zona altamente sensible a cambios en cuanto a sus características ambientales debido la influencia directa de las corrientes provenientes del Océano Pacífico. La estructura termohalina en la boca del Golfo es compleja debido a mezcla masas de agua en la capa superior. Existe una zona de surgencias en las costas de Sinaloa y Sonora dadas por acción de los vientos principalmente en invierno y primavera (Molina-Cruz, 1984).

Durante el final del invierno y principios de primavera, el centro atmosférico anticiclónico del Pacífico nororiental concurre latitudinalmente con el centro atmosférico ciclónico del desierto de Sonora. Tal hecho crea un gradiente barométrico que produce que los vientos geostrofos se produzcan paralelos al eje axial del Golfo y se intensifiquen, induciendo el transporte de agua superficial al sur y generando surgencias a lo largo de la costa oriental (Molina-Cruz, 1984).

Boya oceanográfica

Para conocer la variación temporal de la influencia de surgencias y pCO₂ del océano y la de atmósfera así como su influencia entre ambos medios se instaló en los 25°07'30.6" N 108°59'26.8" O una boya

oceanográfica adquirida al Monterey Bay Aquarium Research Institute (MBARI), el 15 de septiembre de 2016 a 50 km al sureste del puerto de Topolobampo, Sinaloa, en la isóbata de los 80 m (Figura 1). La boya oceanográfica incluye sensores de medición de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, CO₂ en agua y aire, temperatura ambiental, la humedad relativa y dirección y velocidad del viento, contiene además un cilindro de gas de referencia utilizado como calibrador, el analizador de dióxido de carbono LI-COR®, el almacenamiento de todos los datos se realizó en una tarjeta de memoria. Se obtuvieron registros cada hora a través de un sitio web de MBARI, los cuales se almacenaron y procesaron en el laboratorio de Productividad Primaria y Sistema del Carbono del IPN-CIIDIR Sinaloa. El analizador LI-COR® determinó la concentración de CO₂ mediante mediciones de absorción de energía infrarroja por medio de una muestra de gas fluyendo a través de una trayectoria óptica (Sutton *et al.*, 2014). El LI-COR® se calibró automáticamente antes de realizar cada análisis usando un gas de referencia estándar.

Cabe mencionar que la boya oceanográfica presentó errores en el envío de datos al décimo día de ser instalada, por lo que tuvo que ser extraída para ser corregidos dichos errores. En el apartado de resultados se muestra lo obtenido de los 10 d de medición.

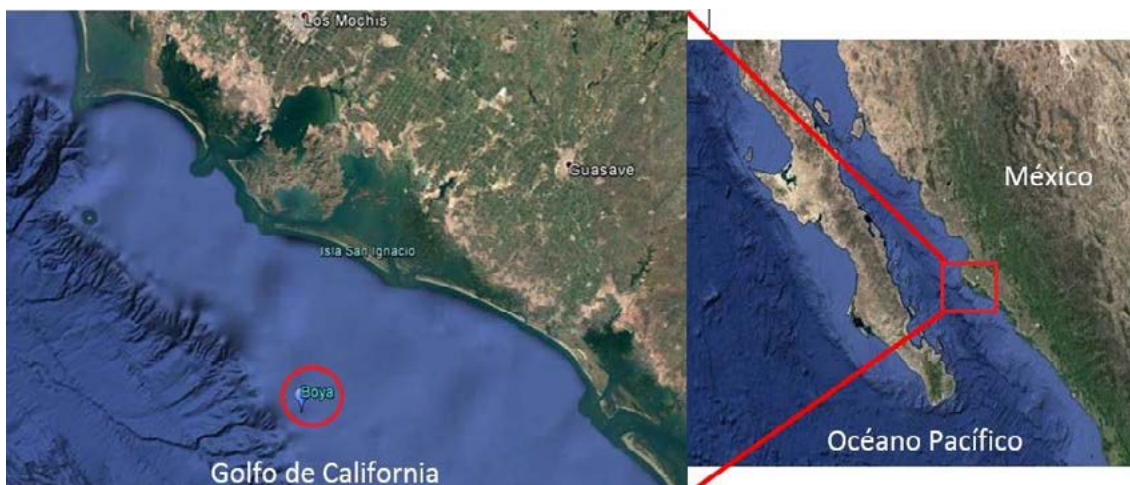


Figura 1. Ubicación del área de estudio (señalización “Boya”).

Cálculo de FCO_2 (flujo de CO_2)

Se utilizó la ecuación 1 de Wanninkhof (2014) para el cálculo del flujo de CO₂ océano-atmósfera.

$$FCO_2 = (mmol\ m^{-2}\ d^{-1}): F = K_w \times K_0 (\Delta pCO_2) \quad (1)$$

donde, K_w es el coeficiente de transferencia del CO₂ en función de la velocidad del viento (Wanninkhof, 2014), K_0 es el coeficiente de solubilidad del CO₂ en función de la temperatura y salinidad (Weiss, 1974) y, ΔpCO_2 es la diferencia entre la pCO_{2mar} y la pCO_2 en la atmósfera (pCO_{2atm}).

Resultados y Discusión

Se muestran los resultados del tiempo que estuvo la boya oceanográfica en el punto de estudio del 15 al 25 de septiembre del 2016, cabe señalar que tuvo que ser extraída para realizar mantenimiento y algunos arreglos en el sistema en general.

La TSM osciló entre 28.76 °C como mínimo y 31.42 °C como máximo, la cual concuerda con Jiménez-Estrada (2013) para esa época y lugar. En su trabajo reportó una temperatura de 29 °C en octubre de 2012. La concentración de oxígeno disuelto durante el tiempo de muestreo, mostró muy poco intervalo de variabilidad, registrando el valor mayor (5.54 ml l⁻¹) al inicio y disminuyó (4.27 ml l⁻¹) al final del periodo de muestreo (datos no mostrados). En relación a la pCO_2 del agua (μatm o ppm), se puede

observar en la Figura 2 que presenta un intervalo en el corto tiempo de muestreo de 468.46-511 μatm , con un valor promedio de 479.3 μatm , se observaron variaciones diurnas-nocturnas, así como también picos en los valores de la $p\text{CO}_2$ lo cual coincide con los valores mayores de la velocidad del viento, cabe señalar que todos los valores de $p\text{CO}_2$ del agua se encuentran por encima de la presión parcial atmosférica ($\sim 402 \text{ atm}$) generando que el área de estudio se categorice como fuente de CO_2 hacia la atmósfera con un flujo de 2.69 $\text{mmoles m}^{-2} \text{ día}^{-1}$.

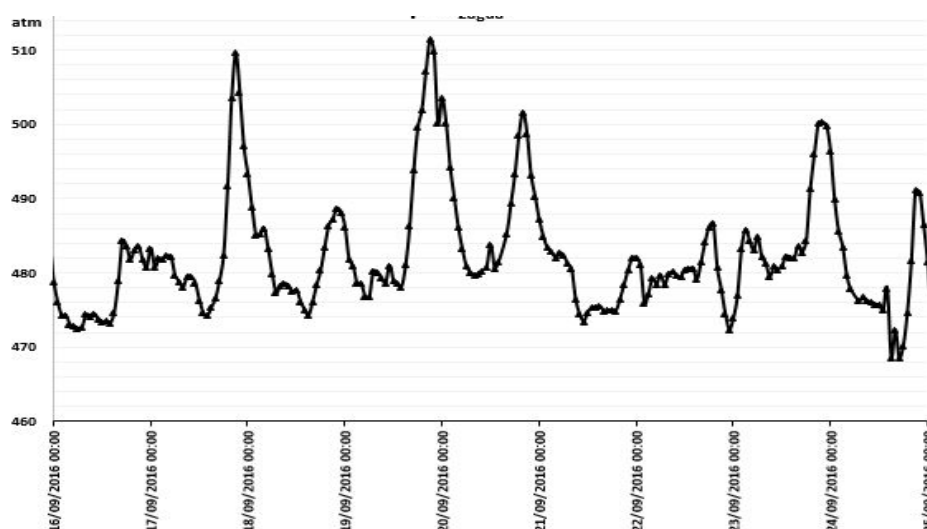


Figura 2. Presión parcial de CO_2 del agua del 15-25 de septiembre del 2016.

Los valores de pH mostraron una variación entre los valores máximos (7.913) y mínimos (7.307) de 0.606 unidades de pH durante los 10 d de muestreo, sin embargo, son pocos los datos que no se puede argumentar alguna tendencia por lo que es necesario incrementar el número de registros, como ya se hace en otras zonas del GC (e.g., Región de las Islas Grandes, Hernández-Ayón *et al.*, 2007).

El viento presentó velocidades de 3.6 m s^{-1} a 5.7 m s^{-1} del noroeste, esta velocidad y dirección es el principal promotor de las surgencias costeras (Allen, 2002).

Tal como se aprecia en la ecuación para el cálculo del FCO_2 , el viento juega un papel fundamental en la transferencia de CO_2 entre el océano y la atmósfera (Allen, 2002), generando un flujo promedio en los 10 d de muestreo de $0.100 \text{ mmoles m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y con un rango de $0.0002\text{-}0.354 \text{ mmoles m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figura 3). Por lo que por un lado se comprueba que los registros de viento obtenidos con los sensores de la boya estuvieron funcionando correctamente y, por otro se realizó la correlación entre el viento y el CO_2 .

Los vientos dominantes del noroeste con dirección al sureste paralelos a la costa y con una velocidad promedio de 3.62 m s^{-1} fueron el factor principal que generó un mayor flujo de CO_2 , mostrando una alta correlación positiva de 0.9271 entre la velocidad del viento y el flujo de CO_2 (Figura 4). Así también el posible comienzo de las surgencias costeras en la zona favoreció el flujo de CO_2 del océano a la atmósfera de $2.69 \text{ mmoles m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ el cual coincide con el trabajo de Muñoz-Anderson *et al.* (2015) para el mes de septiembre en Ensenada, Baja California.

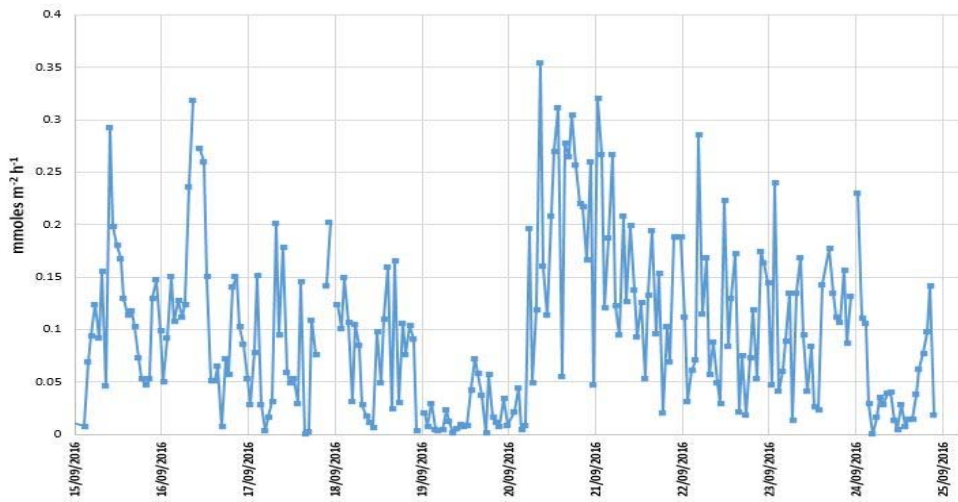


Figura 3. Flujo de CO₂ durante los 10 d de registro de la boya oceanográfica.

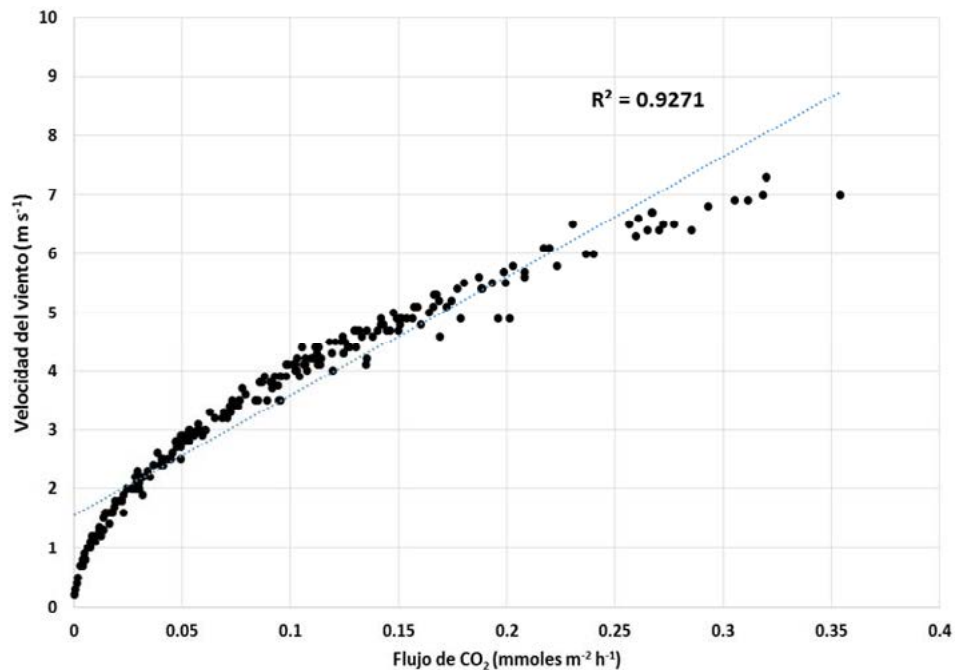


Figura 4. Relación velocidad del viento y flujo de CO₂.

Conclusiones

Los resultados son los primeros en registrarse en la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa mediante una boya oceanográfica, aunque sólo fueron 10 d de registros, se presentan interesantes comportamientos, como el descenso paulatino de la temperatura, el registro de vientos del noroeste, categorizándolo como el principal promotor de las surgencias costeras, del flujo positivo de CO₂ de océano a atmósfera y, por lo tanto, de la alta productividad primaria de la zona.

Literatura citada

- Allen, J. 2002. A modeling study of shelf circulation off northern California in the region of the Coastal Ocean Dynamics Experiment. Simulations and comparisons with observations. *Journal of Geophysical Research* 107(11):3184-3204.
- Chávez, F., T. Takahashi, W. Cai, G. Friederich, B. Hales, R. Wanninkhof and R. Feely. 2007. Coastal Oceans. *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.). *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 US Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center Asheville, NC.* pp. 149-156.
- De la Cruz-Orozco, M. 2006. Contribución de la Producción Primaria a la Variabilidad de la Presión Parcial de Bióxido de Carbono ($p\text{CO}_2$) durante otoño (2004), invierno y primavera (2005) en la Región del IMECOCAL. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Baja California, México. 96 p.
- Hernández-Ayón, J. M., F. Delgadillo-Hinojosa, T. Camiro-Vargas y M. López-Mariscal. 2007. Estudio de las variables del CO_2 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. SEMARNAT-CICESE.* pp. 59-74.
- Jiménez-Estrada, M. 2013. Caracterización de las Relaciones Bio-ópticas del Fitoplancton frente al Sistema Lagunar Navachiste, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. CIIDIR-Sinaloa. Guasave, México. 53 p.
- Keeling, C., R. Bacastow, A. Carter, S. Piper, T. Whorf, M. Heimann, W. Mook and H. Roeloffzen. 1989. A three dimensional model of atmospheric CO_2 transport based on observed winds. Analysis of observational data. *In*: D. H. Peterson (Ed.). *Aspects of climate variability in the Pacific and the western Americas. Geophysical Monograph* 55:165-185.
- Molina-Cruz, A. 1984. Evolución Oceanográfica de la Boca del Golfo de California. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 13:95-120.
- Muñoz-Anderson, M., R. Lara-Lara, S. Álvarez-Borrego, C. Bazán-Guzmán y M. de la Cruz-Orozco. 2015. Flujos de carbono agua-aire en la zona de surgencias costeras frente al norte de Baja California. *Ciencias Marinas* 41:57-168.
- Nightingale, P. and P. Liss. 2003. Gases in Seawater. *The Oceans and Marine Geochemistry* 6:49-81.
- Roden, G. and I. Emilson. 1979. Physical oceanography of the Gulf of California. *En*: A. Ayala-Castañares, F. B. Phleger, R. Schwartzlose y A. Laguarda (Eds.). *El Golfo de California.* pp. 11-23.
- Sutton, A., C. Sabine, S. Maenner-Jones, N. Lawrence-Slavas, C. Meinig, R. Feely and H. Fought. 2014. A high-frequency atmospheric and seawater $p\text{CO}_2$ data set from 14 open-ocean sites using a moored autonomous system. *Earth System Science Data* 6:353-366.
- Takahashi, T., J. Olafsson, D. Goddard, W. Chipman and S. Sutherland. 1993. Seasonal variation of CO_2 and nutrients in the high-latitude surface oceans: a comparative study. *Sutherland. Global Biogeochemical Cycles* 7:843-878.
- Wanninkhof, R. 2014. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnology Oceanography Journal Methods* 12:351-362.
- Weiss, R. 1974. Carbon dioxide in water and seawater; the solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry* 2:203-215.
- Wong, C. S. and Y. Chan. 1991. Temporal variations in the partial pressure and flux of CO_2 at ocean station P in the subarctic northeast Pacific Ocean. *Tellus* 43:206-223.

4.6 Primeras mediciones del carbono inorgánico disuelto frente a Guaymas, Sonora

Espinosa-Carreón T. Leticia¹; Flores-Trejo Lorena¹; Morales-Urbina Pedro¹; Vázquez-Martínez Irene¹; Hernández-Ayón J. Martín² y Norzagaray-Campos M¹.

¹Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes 250, San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO), Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, CP 2280, Ensenada, Baja California.

Autor para correspondencia: tespinosac@ipn.mx

Resumen

En la zona costera de Guaymas, Sonora, se determinó el contenido de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) de las masas de agua presentes. El muestreo oceanográfico se efectuó en septiembre del 2016. En 13 estaciones se realizaron perfiles hidrológicos de temperatura, salinidad, clorofila y oxígeno disuelto. Se seleccionó un transecto costa-oceano que incluye tres estaciones en las que se determinó el CID en diferentes profundidades estándar. Se presentaron bajas concentraciones de CID en la superficie entre 2050 y 2080 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ asociadas a el Agua del Golfo de California y altas concentraciones ($>2290 \mu\text{mol kg}^{-1}$) asociadas a el Agua Subsuperficial Subtropical. Los valores altos de CID se detectaron en profundidades menores a 80 m. Lo anterior sugiere que aguas ricas en CO_2 que están muy cerca de la superficie podrían potencialmente bajo condiciones de surgencias costeras, ser acarreadas a la superficie y ser fuente de CO_2 a la atmósfera.

Palabras clave: *sistema del carbono; masas de agua; Golfo de California.*

Abstract

In the coastal zone of Guaymas, Sonora, the content of Dissolved Inorganic Carbon (DIC) present in the water masses was determined as a first step. The oceanographic sampling was carried out in September of 2016. In 13 stations hydrological profiles of temperature, salinity, chlorophyll and dissolved oxygen were realized. Selected a coast-ocean transect that includes three stations in which the DIC was determined at different standard depths. Low concentrations of surface DICs were found between 2050 and 2080 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ associated with Gulf of California water and high concentrations ($>2290 \mu\text{mol kg}^{-1}$) associated with Subtropical Subsurface Water. High DIC values were detected at depths less than 80 m. This suggests that CO_2 rich waters that are very close to the surface could potentially under conditions of coastal upwellings be carried to the surface and be a source of CO_2 into the atmosphere.

Key words: *carbon system; water masses; Gulf of California.*

Introducción

El Golfo de California (GC) es considerado un mar semicerrado y una cuenca de evaporación (Soto-Mardones *et al.*, 1999) que se comunica directamente con el Océano Pacífico. Se presentan procesos físicos de diferentes escalas espaciales y temporales como surgencias y remolinos. La entrada de agua se presenta entre los 200 y 600 m, mientras que la salida es de la superficie a los 200 m (Lavín y Marinone, 2003), aunque Castro *et al.* (2000) reportan que la entrada de agua al GC se realiza por la costa de Sinaloa y la salida por Baja California.

El estudio del sistema del carbono en el Golfo de California es aún escaso, trabajos como el de Gaxiola-Castro *et al.* (1978), Zirino *et al.* (1997), Hidalgo-González *et al.* (1997), Montes-Hugo *et al.* (1998), Hernández-Ayón *et al.* (2007a, b; 2013), Álvarez-Borrego y Giles-Guzmán (2012) y Rodríguez-Ibáñez *et al.* (2013), son los que han sentado las bases del conocimiento del sistema del carbono, principalmente en la región de las Grandes Islas.

Las masas de agua presentes en el GC son el Agua del Golfo de California (AGC), Agua Tropical Superficial (ATS), Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs), Agua Intermedia del Pacífico (AIP) y Agua Profunda del Pacífico (APP), aunque dependiendo de la época está presente el Agua de la Corriente de California (ACC) (Torres-Orozco, 1993; Lavín y Marinone, 2003). De acuerdo con Hernández-Ayón *et al.* (2007b; 2013) se presenta una relación entre las variables del sistema de carbono y las masas de agua presentes en la región de la Grandes Islas.

El objetivo de este trabajo fue conocer, en esta primera etapa, la distribución vertical y contenido del carbono inorgánico disuelto frente a Guaymas, Sonora, en septiembre de 2016.

Materiales y Métodos

Área de estudio

En septiembre de 2016 se realizó una campaña oceanográfica a bordo del Buque de investigación “Altair” BI-03 de la Secretaría de Marina frente a las costas de Guaymas, Sonora. El área de estudio se encuentra ubicada entre los 27°33”-28°00” N y 110°40”-111°10” W.

En 13 estaciones se realizaron perfiles con un CTD SeaBird 19Plus para medir la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila de la superficie hasta 400 m. Adicionalmente, en las estaciones E01 y E02 de las profundidades estándar de superficie 20, 50, 100, 150 y 200 m y en la estación E03 de la superficie 20 y 50 m, se obtuvieron alícuotas de agua para la determinación de carbono inorgánico disuelto (CID) (Figura 1).



Figura 1. Campaña oceanográfica frente a Guaymas, Sonora, en 13 estaciones, de las cuales sólo en tres se realizaron determinaciones de CID.

Metodología

Al realizar la extracción de datos del CTD se efectuó la intercalibración de acuerdo con el manual. A partir de los registros de temperatura y salinidad y, mediante un paquete computacional de Matlab se realizó el diagrama T-S para conocer la influencia de las masas en el área de estudio.

Las muestras de CID se colectaron mediante botellas Niskin de 5 L de capacidad. En superficie se tenía la precaución de llenar cuidadosamente una botella de borosilicato de 350 ml, con la cautela de no burbujear la muestra. Posteriormente se les inyectó 100 μL de una solución sobresaturada de cloruro de mercurio sellándolas con grasa de silicón para prevenir la evaporación y almacenándolas en oscuridad hasta su procesamiento en el laboratorio.

Los análisis de CID se realizaron en el laboratorio de Productividad Primaria y Sistema del Carbono del Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR Sinaloa, con un analizador Apollo SciTech Modelo AS-C3, V2016.01 de acuerdo a la metodología descrita por Johnson *et al.* (1987) y modificada en el manual del equipo. Se utilizaron sub-estándares de referencia proporcionados por el Dr. Martín Hernández Ayón del IIO-UABS. Durante los análisis se tuvo cuidado de no exceder la diferencia de hasta 4 $\mu\text{mol L}^{-1}$ con respecto al subestándar. Pevio a los análisis, se realizaron las curvas de calibración correspondientes.

Resultados y Discusión

El diagrama T-S obtenido mostró que en el área de estudio se presentó la influencia del AGC, ATS y AStSs, la AIP no se registró debido a que la máxima profundidad de muestreo no superó los 400 m, por lo que ésta masa de agua se encuentra por debajo de esta profundidad (Figura 2). Los resultados de las masas de agua coinciden con Lavin y Marinone (2003).

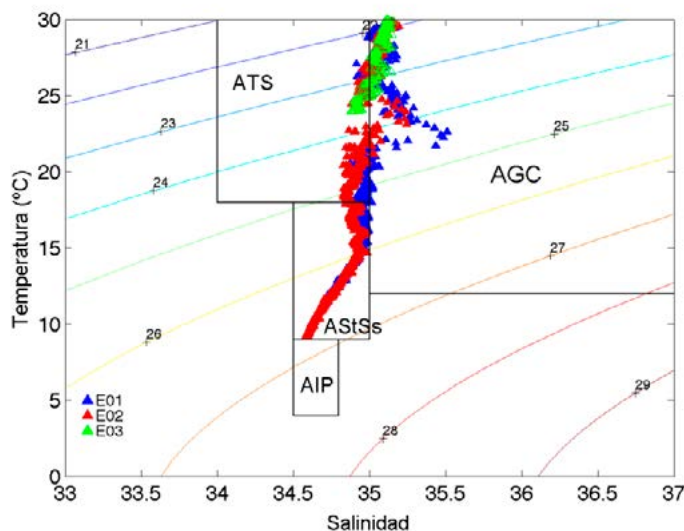


Figura 2. Masas de agua presentes en el área de estudio. Estación E01 en triángulos azules, la E02 en rojos y la E03 en verdes. La profundidad máxima de muestreo fue 400 m. Las masas de agua se tomaron de acuerdo a Torres-Orozco (1993).

En la Figura 3 se presentan los perfiles verticales medidos con el CTD en septiembre de 2016 frente a Guaymas. El máximo subsuperficial de clorofila ($>1.5 \text{ mg m}^{-3}$) se registró a 50 m, asociado a la base de la termoclina. El oxígeno disuelto presentó altas concentraciones de la superficie a los 50 m, a partir de esta profundidad disminuyó paulatinamente con la profundidad. Los perfiles de salinidad mostraron variaciones a lo largo de la columna de agua, siendo evidente el incremento de salinidad de la E01 a 50 m. Mientras que los perfiles verticales de CID presentaron bajas concentraciones en las capas superficiales (superficie a 50 m), incrementándose a partir de esta profundidad hasta registrar a los 200 m valores de 2344 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y 2360 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en las estaciones E01 y E02 respectivamente.

En septiembre de 2016 frente a Guaymas se registraron bajos valores de CID de la superficie a 50 m de profundidad ($<2150 \mu\text{mol kg}^{-1}$), asociados a el AGC y altos valores por debajo de los 100 m ($>2290 \mu\text{mol kg}^{-1}$) asociados a el AStSb. Hernández-Ayón *et al.* (2007a) reportan para la región al norte de las Grandes Islas valores de CID de 2240 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en septiembre 1996, los cuales son mayores a los

reportados en este estudio. De acuerdo a Hernández-Ayón *et al.* (2013) indican que la distribución de las masas de agua varía estacionalmente en la región de las Grandes Islas y por lo tanto la disponibilidad de CID en la columna de agua también debe de variar a lo largo del CG así como estacionalmente. Franco *et al.* (2014), reportaron para la zona de Jalisco en noviembre de 2009 valores de CID a 10 m de 1950-1980 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y para agosto de 2010 valores de 1940-1980 $\mu\text{mol kg}^{-1}$; ambas series de datos fueron menores a los registrados en este estudio para la capa superficial, lo que sugiere que en el recorrido desde esa zona a la región de Guaymas podría haber procesos químicos que incrementen ligeramente la concentración de CID, sin embargo, son necesarios más estudios para poder tener bases sólidas para tratar de entender el comportamiento del CID en el GC.

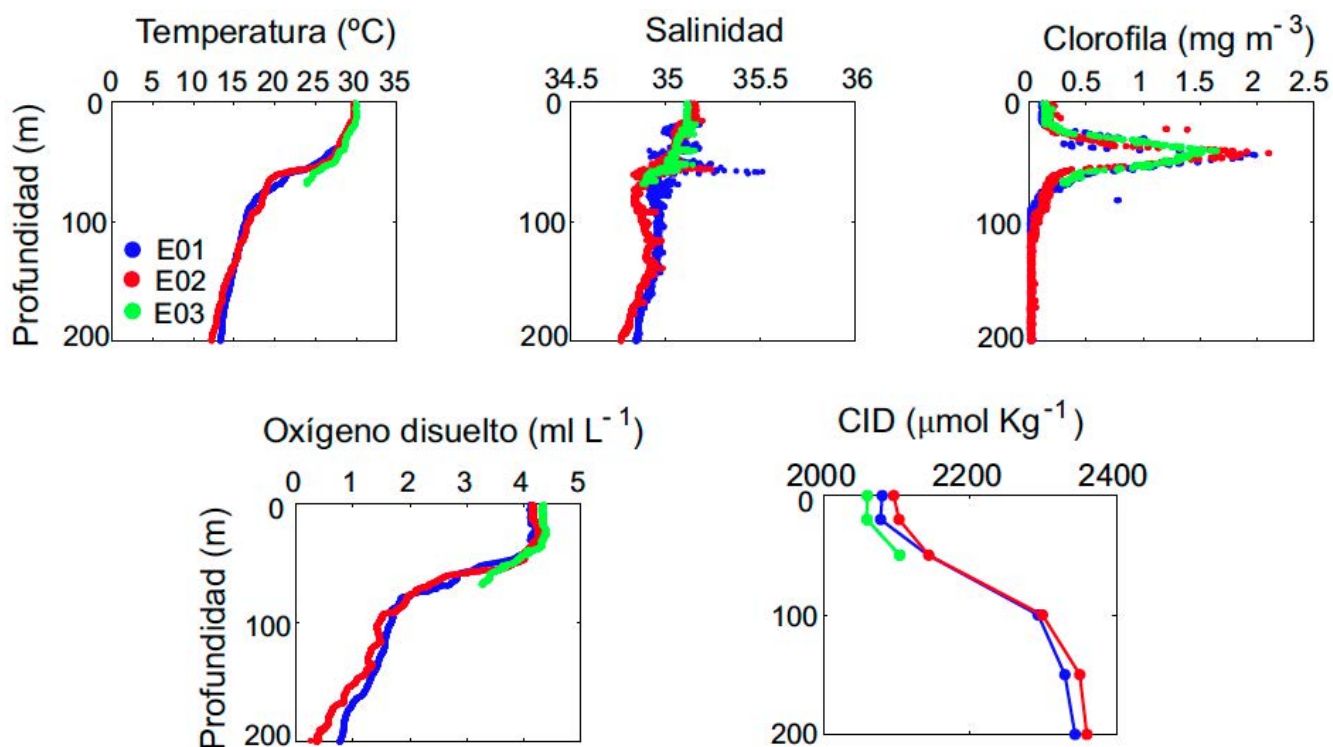


Figura 3. Perfiles verticales de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad, clorofila (mg m^{-3}), oxígeno disuelto (ml L^{-1}) y carbono inorgánico disuelto ($\mu\text{mol kg}^{-1}$).

Conclusiones

En este primer trabajo sobre las mediciones del carbono inorgánico disuelto frente a Guaymas, Sonora se encontró que su disponibilidad en septiembre de 2016, estuvo asociado directamente a la influencia de las masas de agua. Bajas concentraciones de carbono inorgánico disuelto ($<2150 \mu\text{mol kg}^{-1}$) estuvieron asociadas a el Agua del Golfo de California y altas concentraciones de carbono inorgánico disuelto ($>2290 \mu\text{mol kg}^{-1}$) a el agua Subtropical Subsuperficial.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer todas las facilidades a las autoridades de la Secretaría de Marina, por la invitación para participar en el crucero oceanográfico realizado a bordo del B/O "Altair" BI H03, así como también a la tripulación del buque y al personal científico participante. Al proyecto IPN-SIP20164820. ECL y NCM tienen beca EDI y COFAA. FTL y MUP tienen beca CONACYT e IPN-BEIFI.



Literatura citada

- 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 Ocean. *Botánica Marina* 55:161-168. <http://dx.doi.org/10.1515/bot.2011.104>.
- Castro, R., A. S. Mascarenhas, R. Durazo and C. Collins. 2000. Seasonal variation of the temperature and salinity at the entrance to the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas* 24:561-583.
- Franco, 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* 119:2923–2937 DOI:10.1002/2013JC009337
- Gaxiola-Castro, G., S. Álvarez-Borrego y R. A. Shwartzlose. 1978. Sistema del bióxido de carbono en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 5:25-40.
- Hernández-Ayón, J. M., A. Zirino, 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. INE-SEMARNAT, CICESE. DF, México. pp. 45–57.*
- Hernández-Ayón, J. M., F. Delgadillo-Hinojosa, T. Camiro-Vargas y M. López-Mariscal. 2007b. 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. INE-SEMARNAT, CICESE. DF, México. pp. 59-73.*
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect and J. 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., S. Álvarez-Borrego y A. Zirino A. 1997. Mezcla en la región de las grandes islas del Golfo de California: Efecto de la pCO₂ superficial. *Ciencias Marinas* 23:317–327.
- Johnson, K., J. Sieburth, P. Williams and L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: Automation and calibration. *Marine Chemistry* 21(2):117–133.
- Lavín, M. F. and S. G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. *In: O. U. Velasco-Fuentes, J. Sheinbaum and J. Ochoa (Eds.). Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics. Kluwer Academic Publ. pp. 173-204.*
- 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* 29:483–490.
- Rodríguez-Ibáñez, C., S. Álvarez-Borrego, S. G. Marinone and R. Lara-Lara. 2013. The Gulf of California is a source of carbon dioxide to the atmosphere. *Ciencias Marinas* 39:137-150.
- Soto-Mardones, L., S. G. Marinone y S. A. Parés. 1999. Variabilidad espacio-temporal de la temperatura superficial del mar en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 25(1):1-30.
- Torres-Orozco, E. 1993. Análisis Volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California, México. 80 p.
- Zirino, A., J. M. Hernández-Ayón, R. A. Furhrmann, S. Álvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, R. Lara-Lara and R. L. Bernstein. 1997. Estimate of surface pCO₂ in the Gulf of California from underway pH measurements and satellite imagery. *Ciencias Marinas* 23:1-22.

4.7 Variabilidad del carbono inorgánico disuelto frente a Navachiste, Sinaloa, en septiembre del 2016

Flores-Trejo Lorena¹; Espinosa-Carreón T. Leticia¹; Morales-Urbina Pedro¹; Vázquez-Martínez Irene¹; Hernández-Ayón J. Martín² y Norzagaray-Campos Mariano¹

¹Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes 250, San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO), Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, CP 2280, Ensenada, Baja California.

Autor para correspondencia: lorenaflorestrejo@gmail.com

Resumen

El océano es un reservorio importante de carbono y, a pesar de que ha sido capaz de absorber el 30% del CO₂ antropogénico, esta capacidad presenta importantes variaciones, principalmente en las zonas costeras, las cuales no han sido bien descritas. En México se encuentra el Golfo de California (GC), donde se han realizado estudios sobre el sistema del carbono principalmente para la región norte del GC; en la zona sur se presentan los remolinos y surgencias costeras, que modifican la concentración de carbono inorgánico disuelto (CID) en la columna de agua. El presente estudio fue realizado frente al norte de Sinaloa en septiembre del año 2016. En quince estaciones se realizaron perfiles de temperatura, salinidad, clorofila y oxígeno disuelto, asimismo se determinó la concentración de CID a profundidades estándar. Se escogieron sólo dos estaciones representativas del área de estudio. Se encontraron valores mínimos (<2100 µM Kg⁻¹) en la superficie; las mayores concentraciones fueron >2300 µM Kg⁻¹ a partir de los 100 m de profundidad asociadas al Agua Subtropical Subsuperficial.

Palabras clave: *sistema del carbono; Navachiste; verano.*

Abstract

The ocean is an important reservoir of carbon and, although it has been able to absorb 30% of the anthropogenic CO₂, this capacity presents important variations, mainly in the coastal zones, which have not been well described. In Mexico, in the Gulf of California (GC), some studies of carbon system have been conducted mainly for the northern region of the GC. In the south region the, eddies and coastal upwellings modify the dissolved inorganic carbon (DIC) concentration in the water column. In the north off Sinaloa in September 2016. In fifteen stations were performed profiles of temperature, salinity, chlorophyll and dissolved oxygen, also the concentration of DIC at standard depths was determined. Only two stations representative of the study area were chosen. Minimum values (<2100 µM Kg⁻¹) were found at the surface. The highest concentrations were >2300 µM Kg⁻¹ bellow of 100 m associated to Water Subtropical Subsurface.

Key words: *carbon system; Navachiste; summer.*

Introducción

El océano es un elemento importante dentro del planeta Tierra, debido a que en esta superficie se llevan a cabo algunos ciclos biogeoquímicos como el del carbono. El océano ha sido capaz de absorber el 30% del dióxido de carbono (CO₂) producido antropogénicamente, el cual se ha relacionado con el cambio climático; debido a estudios realizados se sabe que la absorción de este elemento en el mar varía según la zona, por ejemplo, en zonas costeras es menor que en mar abierto, lo que modifica las

concentraciones de carbono que entran a este sistema y cambian las condiciones a lo largo de la columna de agua (Álvarez-Borrego, 2007; Laruelle *et al.*, 2014). El Golfo de California (GC) es un mar semicerrado, se considera una cuenca de evaporación, posee un intercambio de agua con el Océano Pacífico (Soto-Mardones *et al.*, 1999), tiene su entrada en Sinaloa y su salida en Baja California estacionalmente, en la zona sur se presentan procesos físicos como surgencias y remolinos (Castro *et al.*, 2000).

Los estudios realizados en el GC sobre el sistema del carbono son los de Gaxiola-Castro *et al.* (1978), Zirino *et al.* (1997), Hidalgo-González *et al.* (1997), Montes-Hugo *et al.* (1998) y Hernández-Ayón *et al.* (2007a, b y 2013), los cuales han ayudado a la comprensión de la variabilidad estacional del sistema de carbono principalmente en la parte norte del GC, especialmente en la Región de las Grandes Islas (RGI).

De acuerdo con Torres-Orozco (1993) y Lavín y Marinone (2003), las masas de agua presentes en la zona sur del GC son el Agua del Golfo de California (AGC), el Agua Tropical Superficial (ATS), el Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs), el Agua Intermedia del Pacífico (AIP) y el Agua Profunda del Pacífico (APP). Hernández-Ayón *et al.* (2007b y 2013), reportaron que el sistema de carbono se modifica dependiendo de las masas de agua presentes en la zona.

Frente al norte de Sinaloa, se encuentra una zona de surgencias costeras, cuya máxima intensidad es en invierno y primavera. En esta área no se ha determinado la variabilidad vertical del carbono inorgánico disuelto, por lo que el objetivo de este trabajo fue conocer la distribución vertical del CID en septiembre del año 2016 correspondiente a una época de no surgencia.

Materiales y Métodos

Área de estudio

En el mes de septiembre de 2016, en el Buque Oceanográfico “Altair” de la Secretaría de Marina, se llevó a cabo una campaña oceanográfica frente al norte de Sinaloa, frente a las costas del Sistema Lagunar Navachiste; ésta se ubica entre los 25°19'-25°12' N y 109°18'-109°07' W.

En quince estaciones con un CTD marca SeaBird 19-plus se realizaron perfiles de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila-*a* desde la superficie hasta 200 m de profundidad. Además de determinar CID en profundidades estándar (superficie 20, 50, 100, 150 y 200 m o según correspondiera a la profundidad máxima). Se tomaron como estaciones representativas del área de estudio las estaciones N-06 y N-09 (Figura 1).



Figura 1. Área de estudio frente a Navachiste, Sinaloa. Sólo se observa la localización de las estaciones N-06 y N-09.

Metodología

Se realizó una intercalibración de los datos obtenidos con el CTD, de acuerdo con el manual del equipo. Con los datos de temperatura, salinidad y con ayuda del programa computacional Matlab, se realizó un diagrama T-S para poder conocer cuáles fueron las masas de agua que se presentaron en la región.

Con ayuda de una botella Niskin de 5 L y con cuidado de no burbujear, se colectaron las muestras de agua para medir CID en botellas de borosilicato de 350 ml y se agregaron 100 μl de una solución saturada de cloruro de mercurio para evitar que las reacciones biológicas interfirieran en la concentración de CID, además las botellas se sellaron con una grasa de silicón para evitar evaporación o intercambio gaseoso; se almacenaron en oscuridad a 20 °C hasta su análisis.

En el laboratorio de Productividad Primaria y Sistema del Carbono del Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR, Unidad Sinaloa, el CID fue determinado mediante un analizador de carbono Licor-7000 de la compañía Apollo SciTech, modelo AS-C3, V2016.01. Con subestándares de referencia proporcionados por el Dr. José Martín Hernández Ayón del IIO-UABC se realizaron curvas de calibración, se verificó la precisión y exactitud y, se cuidó no exceder los 5 μM de diferencia con respecto al subestándar, con ayuda del programa de cómputo del equipo se obtuvo la integración del área bajo la curva en $\mu\text{M Kg}^{-1}$.

Resultados y Discusión

En la estación N-06 (Figura 2), se observa que el perfil de temperatura describe un descenso paulatino, el máximo de clorofila-*a* se situó en la termoclina, la concentración máxima de clorofila fue de 1.35 mg m^{-3} , de la superficie hasta el máximo de clorofila se registró una alta concentración de oxígeno disuelto (4.30 mg L^{-1}). Los máximos valores de salinidad (35.24 y 35.18) se ubicaron entre los 41 y 68 m. En relación al CID, se observó un incremento en la concentración con respecto a la profundidad, en la superficie se obtuvo un valor de 2051.01 $\mu\text{M Kg}^{-1}$ y a los 200 m de 2322.81 $\mu\text{M Kg}^{-1}$.

En el diagrama T-S se observó la presencia de tres masas de agua, principalmente a la ATS, seguida por el AStSs que se registró a profundidades >100 m y, en menor proporción el AGC.

En la Figura 3, se encuentran los resultados obtenidos en la estación N-09. El perfil de temperatura presentó un descenso progresivo, el máximo de clorofila-*a* fue de 1.54 mg m^{-3} situado en la termoclina, el perfil de oxígeno presentó las mayores concentraciones (>4 mg L^{-1}) desde la superficie hasta el máximo de clorofila. Los valores máximos de salinidad fueron >35.0 ups y se ubicaron entre los 28 y 85 m. Se observó un aumento de CID a mayor profundidad con valores en superficie de 2044.13 $\mu\text{M Kg}^{-1}$ y a 150 m de 2300.44 $\mu\text{M Kg}^{-1}$.

En relación al diagrama T-S también se observan tres masas de agua, la ATS con mayor influencia en la columna de agua, seguida de la AStSs y el AGC con menor proporción.

Al comparar los resultados de ambas estaciones de muestreo, la temperatura presentó un perfil con descenso paulatino, las temperaturas superficiales (mayores) fueron de 29.8 °C y las temperaturas profundas (menores) de 12.5 °C. Este tipo de perfil también se presentó en verano, en el estudio realizado por Obeso-Nieblas *et al.* (2008), para la Bahía de La Paz en el GC.

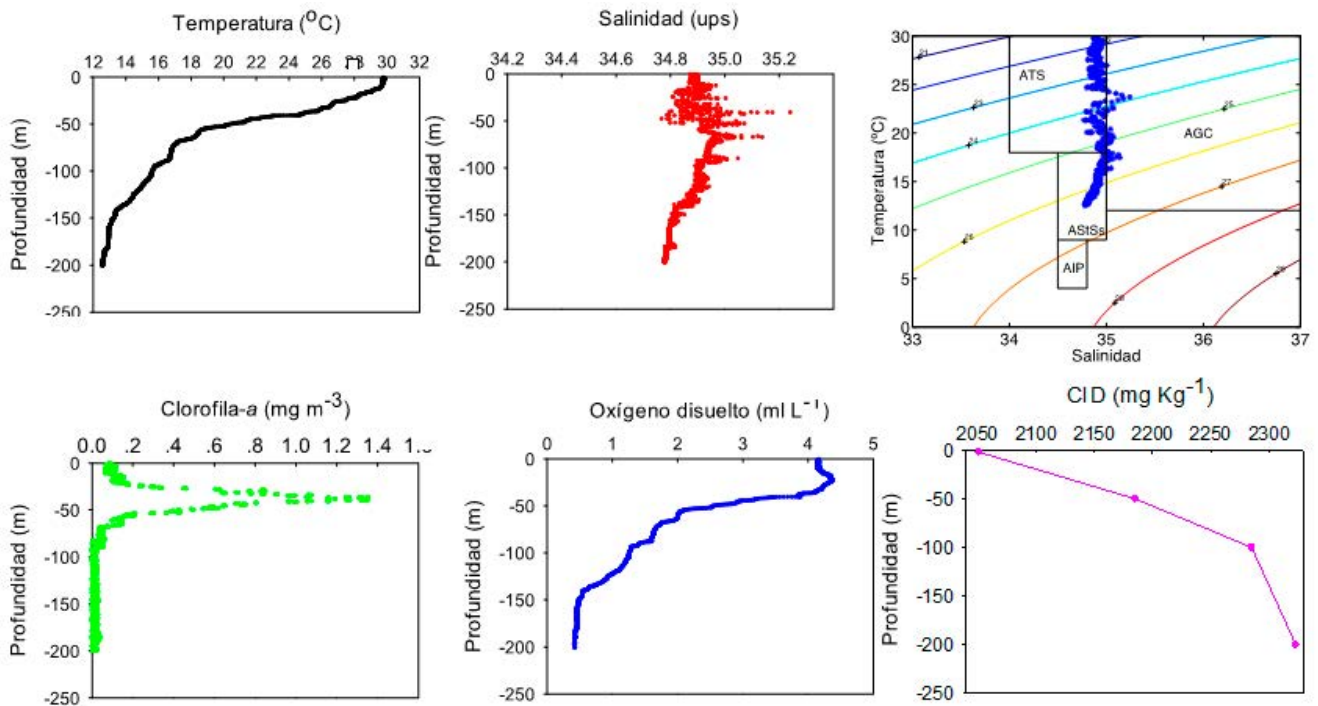


Figura 2. Perfiles obtenidos de la estación N-06 frente a Navachiste, Sinaloa. En el panel superior derecho se muestra el diagrama T-S. La profundidad máxima muestreada fue de 200 m. ATS y AGC: 150 m; ASSts: 500 m; AIP: 1200 m y APP: >3000 m (Torres-Orozco, 1993; Castro *et al.* 2000; Lavín y Marinone, 2003).

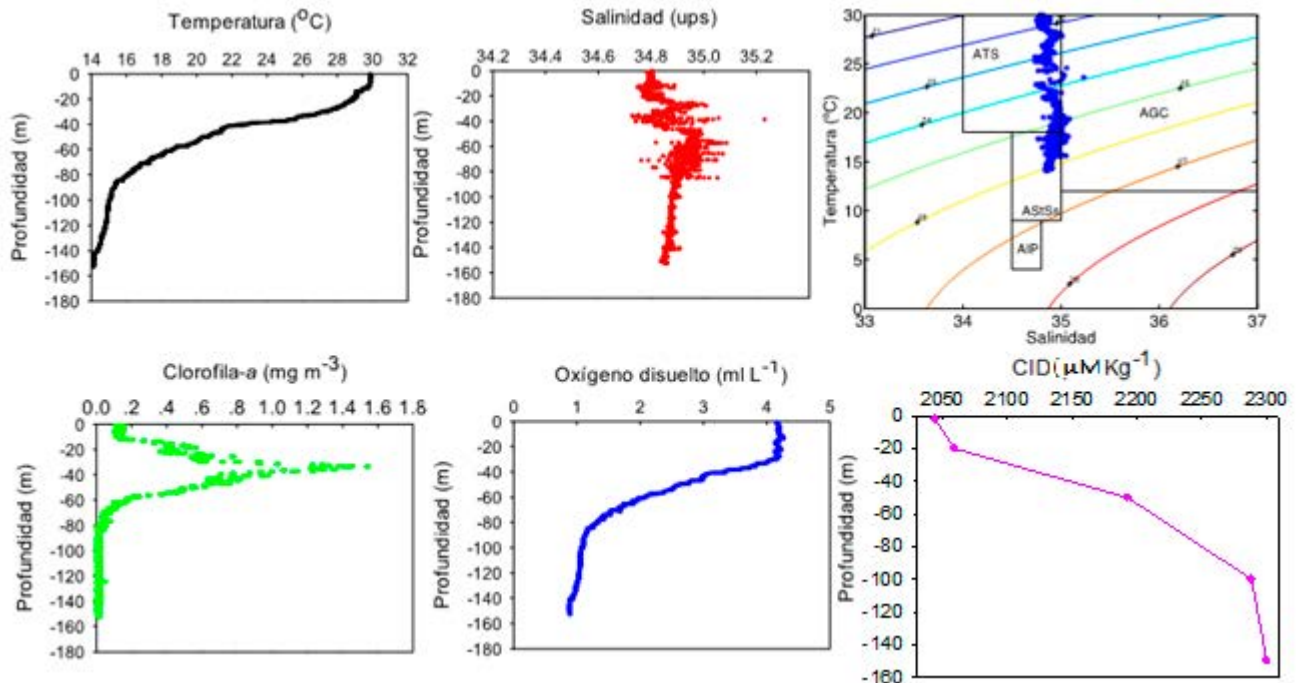


Figura 3. Perfiles obtenidos de la estación N-09 frente a Navachiste, Sinaloa; también se incluye el diagrama T-S. La profundidad máxima muestreada fue a los 150 m.

Otra tendencia encontrada en ambas estaciones fue la relación que presentaron los perfiles de clorofila-*a* y oxígeno disuelto, las mayores concentraciones de oxígeno se presentaron desde la superficie hasta los máximos de clorofila-*a* dicho comportamiento coincide con lo descrito por Graco *et al.* (2007), quienes explican que en zonas de surgencias, el oxígeno presenta mayores concentraciones en agua superficial y cercanos a cero en aguas subsuperficiales y profundas. En este estudio la concentración

máxima de oxígeno disuelto se presentó en áreas con mayor actividad fotosintética, lo que explica los máximos de clorofila-*a* y los máximos de oxígeno.

Las concentraciones de CID registradas en este estudio en las profundidades de 150 y 200 m, con valores de 2300.44 $\mu\text{M Kg}^{-1}$ y 2322.81 $\mu\text{M Kg}^{-1}$, respectivamente fueron similares a las reportadas por Hernández-Ayón *et al.* (2013) para la Región de las Grandes Islas (RGI) (2300 $\mu\text{M Kg}^{-1}$). Dichos autores plantean que el AStSs es la masa de agua que contiene una mayor concentración de CID.

Se presentaron tres masas de agua en la zona, la de mayor influencia fue la ATS, seguida de la AStSs, encontrada en zonas más profundas (>100 m) y el AGC que es la de menor influencia. Lo cual concuerda con Lavín y Marinone (2003) considerando los registros de temperatura y salinidad de este estudio hasta los 200 m de profundidad para la zona.

Conclusiones

En este trabajo se observa que la variación en la concentración de carbono inorgánico disuelto en la columna de agua depende principalmente de las masas de agua presentes en la zona de estudio, siendo para la zona frente a Navachiste, Sinaloa, el Agua Subtropical Subsuperficial la que posee una mayor concentración de CID y, que se encontró a mayores profundidades durante Septiembre del año 2016.

Agradecimientos

Se desea agradecer a las autoridades de la Secretaría de Marina por permitirnos participar en el crucero oceanográfico realizado a bordo del B/O “Altair” H05, así como también a la tripulación del buque y al personal científico participante. Al proyecto IPN-SIP20164820. ECL y NCM tienen beca EDI y COFAA. FTL y MUP tienen beca CONACYT e IPN-BEIFI.

Literatura citada

- Álvarez-Borrego, S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. *En*: B. Hernández-de la Torre y G. Gaxiola-Castro (Eds.). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. INE-SEMARNAT, CICESE, México, DF. pp. 11-28.
- Castro, R., A. S. Mascarenhas, R. Durazo and C. Collins. 2000. Seasonal variation of the temperature and salinity at the entrance to the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas* 24:561-583.
- Gaxiola-Castro, G., S. Álvarez-Borrego y R. A. Shwartzlose. 1978. Sistema del bióxido de carbono en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 5:25-40.
- Graco, M., J. Ledesma, G. Flores y M. Girón. 2007. Nutrientes, oxígeno y procesos biogeoquímicos en el sistema de surgencias de la corriente de Humboldt frente a Perú. *Revista Peruana de Biología* 14:117-128.
- Hernández-Ayón, J. M., A. Zirino, 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. INE-SEMARNAT, CICESE, México, DF. pp. 45-57.
- Hernández-Ayón, J. M., F. Delgadillo-Hinojosa, T. Camiro-Vargas y M. López-Mariscal. 2007b. 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. INE-SEMARNAT, CICESE, México, DF. pp. 59-73.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect and J. 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., S. Álvarez-Borrego y A. Zirino A. 1997. Mezcla en la región de las grandes islas del Golfo de California: Efecto de la pCO₂ superficial. *Ciencias Marinas* 23:317-327.
- Laruelle, G. G., R. Lauerwald and P. Regnier. 2014. Regionalized global budget of the CO₂ exchange at the air-water interface in continental shelf seas. *Global Biogeochemical Cycles* 28:1199-1214.
- Lavín, M. F. and S. G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. *In*: O. U. Velasco-Fuentes, J. Sheinbaum and J. Ochoa (Eds.). *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Kluwer Academic Publ. pp. 173-204.
- 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* 29:483-490.
- Obeso-Nieblas, M., G. Bernardo-Shirasago, J. Gaviño-Rodríguez, E. Pérez-Lezama, H. Obeso-Huerta y A. Jiménez-Illescas. 2008. Variabilidad hidrográfica en Bahía de La Paz, Golfo de California, México (1995-2005). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43:559-567.



- Soto-Mardones, L., S. G. Marinone y S. A. Parés. 1999. Variabilidad espacio-temporal de la temperatura superficial del mar en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 25(1):1-30.
- Torres-Orozco, E. 1993. Análisis Volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México. 80 p.
- Zirino, A., J. M. Hernández-Ayón, R. A. Furhrmann, S. Álvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, R. Lara-Lara and R. L. Bernstein. 1997. Estimate of surface pCO₂ in the Gulf of California from underway pH measurements and satellite imagery. *Ciencias Marinas* 23:1–22.

4.8 Carbono orgánico e inorgánico en sedimentos recientes del Golfo de México

Valdés-Lozano David S.¹; Real-De-León Elizabeth¹ y Granados-Puerto Silvia¹

¹Cinvestav Mérida. Km 6 Antigua Carretera a Progreso, CP 97310, Mérida, Yucatán, México.

Autor para correspondencia: dvaldes@cinvestav.mx

Resumen

En el ciclo del carbono, los sedimentos marinos son un reservorio importante, ya que reciben materiales con este elemento, tanto orgánicos como inorgánicos, de diferentes fuentes y además en ellos se llevan a cabo procesos biogeoquímicos que transforman a estas sustancias. El Golfo de México es un cuerpo de agua con abundantes sedimentos en su fondo, provenientes de la productividad marina y el escurrimiento continental. En este trabajo se presentan resultados de nueve campañas oceanográficas, realizadas en el sur del Golfo de México (con un total de 861 muestras) que incluyen además de las concentraciones de carbono orgánico e inorgánico las principales características fisicoquímicas de los sedimentos. Los promedios y las respectivas desviaciones estándar fueron: Carbono orgánico=1.05 ± 0.54%, Carbonato de Calcio=37.84 ± 25.06%, pH=7.73 ± 0.37, Redox=-27.6 ± 141.6 mV, fósforo total 4.46 ± 1.95 μmol/g; nitrógeno total 65.96 ± 29.51 μmol/g, arena=48.96 ± 22.44%, limo=37.19 ± 19.53% y arcilla=13.86 ± 12.54%. Se observó una zonación clara en el contenido de carbonato que aumento hacia la plataforma de Yucatán y también en la del carbono orgánico la cual fue mayor en la región central.

Palabras clave: *sedimento marino; carbonato; productividad marina; escurrimiento continental; características fisicoquímicas.*

Abstract

Marine sediments are important in the carbon cycle, because they receive this element from different sources, in various forms, organic and inorganic and are the place of several biogeochemical processes. The Gulf of Mexico is a large water body with abundant sediments in its floor, which were originated by marine productivity and continental materials. This work presents results from nine oceanographic cruises, that were made in the south of the Gulf of Mexico (with a total number of 861 sediment samples) that were analyzed for the determination of organic carbon, inorganic carbon and also for the main physicochemical characteristics. The average and standard deviation found were: Organic carbon=1.05 ± 0.54%, Calcium carbonate=37.84 ± 25.06%, pH=7.73 ± 0.37, Redox=-27.6 ± 141.6 mV, Total Phosphorous 4.46 ± 1.95 μmol/g; Total nitrogen 65.96 ± 29.51 μmol/g, sand=48.96 ± 22.44%, silt=37.19 ± 19.53% and clay=13.86 ± 12.54%. Carbonates presented a clear gradient with the highest levels in the Yucatan shelf. The organic carbon was in higher concentration in the central region.

Key words: *marine sediment; carbonate; marine productivity; continental runoff; physicochemical characteristics.*

Introducción

Los sedimentos marinos son un almacén importante en el ciclo del carbono, ya que reciben materiales con este elemento, tanto orgánicos como inorgánicos, de diferentes fuentes y además en ellos se llevan a cabo procesos biogeoquímicos que transforman a estas sustancias (Libes, 1999).

El Golfo de México es un cuerpo de agua con abundantes sedimentos en su fondo, provenientes de la productividad marina y el escurrimiento continental, que en su región norte ha sido objeto de muchos estudios (Ellis y Dean, 2012) pero en la región sur la investigación no ha sido extensa.

Los estudios realizados en el lado mexicano se han centrado en la región más sur, frente a Tabasco y Campeche. Yañez-Correa (1969), reportaron para el sur de Bahía de Campeche, granulometría, minerales y carbonatos. Ayala-Castañares y Gutierrez-Estrada (1990), realizaron en el sur del Golfo, granulometría, carbono orgánico y carbonatos. Gutierrez-Estrada y Galaviz-Solis (1991) hicieron una clasificación binaria de los sedimentos superficiales del suroeste del Golfo de México de acuerdo a tamaño de partícula, encontrando limos y arcillas y carbonato de calcio. Carranza-Edwards *et al.* (1999) investigaron los sólidos suspendidos y carbonatos en sedimento de la plataforma de Campeche. Escobar-Briones *et al.* (1999) en un transecto frente a Tamaulipas, estudiaron organismos bentónicos y reportaron los valores de carbono orgánico y tamaño de grano.

García *et al.* (2004) y Hernández-Arana *et al.* (2005a), estudiaron el impacto de la actividad de industria petrolera. Hernández Arana *et al.* (2005b) investigando los sedimentos en la zona de transición del sur del Golfo, encontraron valores de materia orgánica muy altos y valores de fi muy altos (>5.6). Signoret *et al.* (2006), estudiaron los sólidos suspendidos en la zona de influencia del Río Grijalva-Usumacinta. Escobar-Briones y García-Villalobos (2009) estudiaron materia orgánica y nitrógeno total en más de 100 estaciones. Carranza-Edwards *et al.* (2015), publicaron cambios en sedimentos de playas del sur del Golfo. Y Real *et al.* (2016), reportaron un evento de hipoxia en la zona costera de Yucatán.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Desde 1999 a 2015 el Cinvestav ha llevado a cabo un amplio estudio dentro del cual se tomaron muestras de sedimento superficial en 861 puntos del sur del Golfo en nueve diferentes campañas. En la Figura 1 se muestra el mapa de los puntos de muestreo.

La zona estudiada abarca la región sur del Golfo de México desde las costas de Tamaulipas (en el extremo oeste) hasta la plataforma de la Península de Yucatán (en el extremo oriental). Los sitios muestreados fueron desde la costa (2 m de profundidad) hasta la región central del Golfo con 3697 m de profundidad (Figura 1).

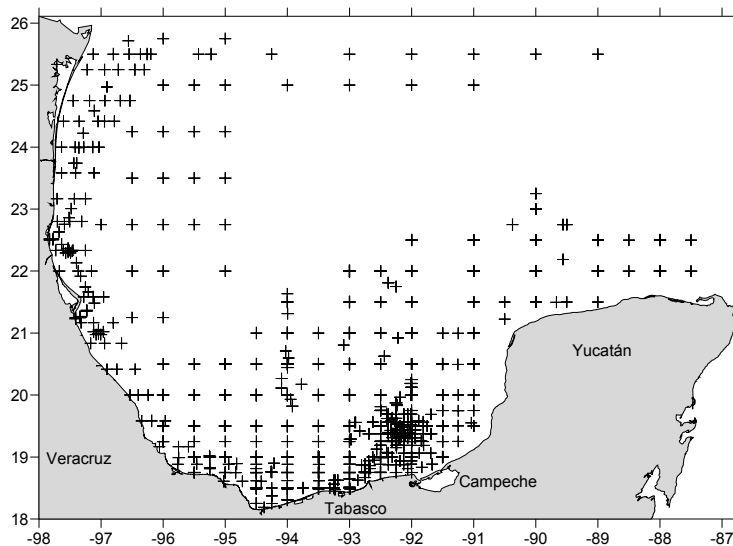


Figura 1. Área de estudio con los puntos de muestreo.

Métodos

Las muestras se obtuvieron con el buque Justo Sierra de la UNAM y el buque Riviera Maya, usando un nucleador de caja Hessler-Sandia MK-II de 40 x 40 cm y en las estaciones más someras se utilizó una draga Smith McIntyre. Inmediatamente tomado el núcleo se midió el pH y el potencial redox insertando los electrodos específicos respectivos, en el núcleo (Bricker, 1982; Brassard, 1997). Los 5 cm superiores fueron conservados a baja temperatura para su análisis en el laboratorio donde se secaron en liofilizadora y se analizaron. La granulometría se determinó con hidrómetro, el carbono orgánico mediante oxidación húmeda con ácido sulfúrico/dicromato en exceso, los carbonatos mediante pérdida de peso al tratar la muestra con ácido clorhídrico, el fósforo total se evaluó mediante oxidación húmeda con Persulfato en medio ácido y el posterior análisis de fosfatos y el nitrógeno total con oxidación húmeda con Persulfato en medio básico y el posterior análisis de nitrato (Molnia, 1974; Buchanan, 1984; Parsons *et al.*, 1984).

Resultados y Discusión

El contenido de materia orgánica ha sido uno de los parámetros más estudiados en los sedimentos del Golfo de México, dada su importancia en los procesos biogeoquímicos (Libes, 1999). En este trabajo se tienen resultados de más de 800 puntos muestreados y que fueron analizados mediante la misma técnica, dando un promedio de carbono orgánico de 1.05 ± 0.54 , mediana de 0.97, mínimo de 0.02 y máximo de 3.67%. El análisis estadístico mostró correlaciones significativas inversas con pH y potencial redox y directa con el contenido de arcilla, que se discuten más adelante. En la Figura 2 se muestra la distribución espacial de esta variable, observándose que en la región central aumentaron los niveles del carbono orgánico, muy probablemente relacionado a los aportes de nutrientes de los ríos de Tabasco y Campeche.

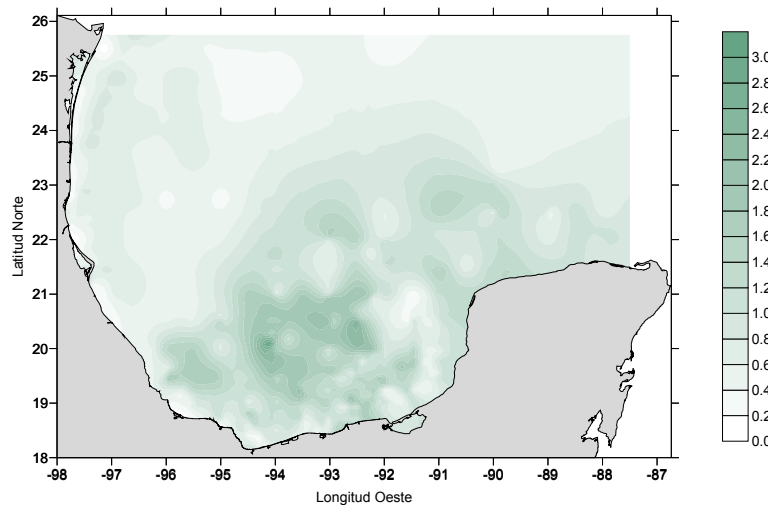


Figura 2. Carbono orgánico (%) en los sedimentos recientes del sur del Golfo de México.

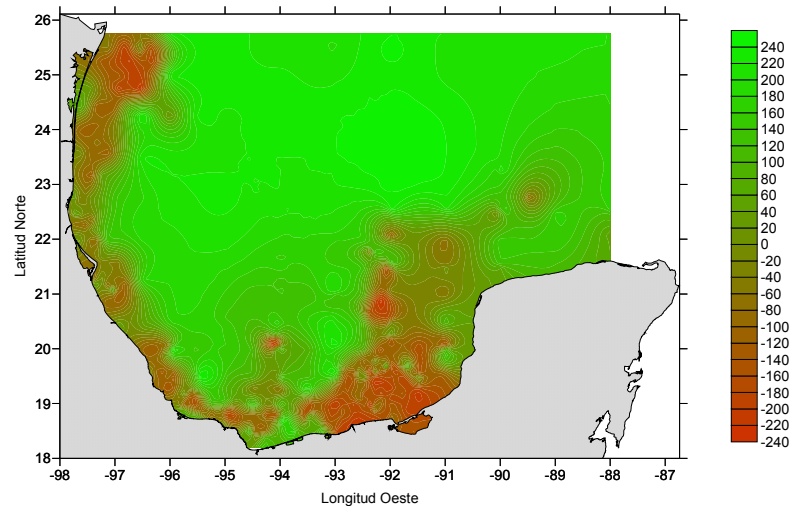


Figura 3. Potencial Redox (mV) en los sedimentos recientes del sur del Golfo de México.

El potencial Redox, variable dependiente de los niveles de oxígeno, que a su vez están ligados a la oxidación de la materia orgánica, presentó un amplio intervalo de valores, el promedio fue de -27.6 ± 141.6 mV, con mediana de -63.55 , mínimo de -373 y máximo de 275 mV. La Figura 3 presenta la distribución espacial del potencial Redox, observándose mucha heterogeneidad, con ambientes reductores frente a Tabasco y Campeche y mucha de la zona costera, a mayor profundidad el ambiente fue oxidante, excepto en las “chapopoterías” que son ambientes muy particulares, con alto contenido de hidrocarburos (Escobar-Briones y García-Villalobos, 2009). Las correlaciones significativas del redox fueron positivas con profundidad, pH y limo y negativas con carbono orgánico y arcilla, con lo que se ratifica que la presencia de materia orgánica baja el potencial.

En los estudios del sedimento son muy pocas las mediciones del pH, aun cuando como resultado de la oxidación de materia orgánica, su disminución es importante, provocando a su vez procesos diagenéticos (Berner, 1980). En este trabajo, el pH tuvo un valor promedio de 7.73 ± 0.37 , mediana de 7.66 , mínimo de 6.63 y máximo de 8.61 , con los valores más bajos en la región central y los más altos en los extremos oriente y poniente (Figura 4). Las correlaciones significativas con otros parámetros fueron positivas con el potencial Redox, limo y arcilla y negativas con carbono orgánico y arena.

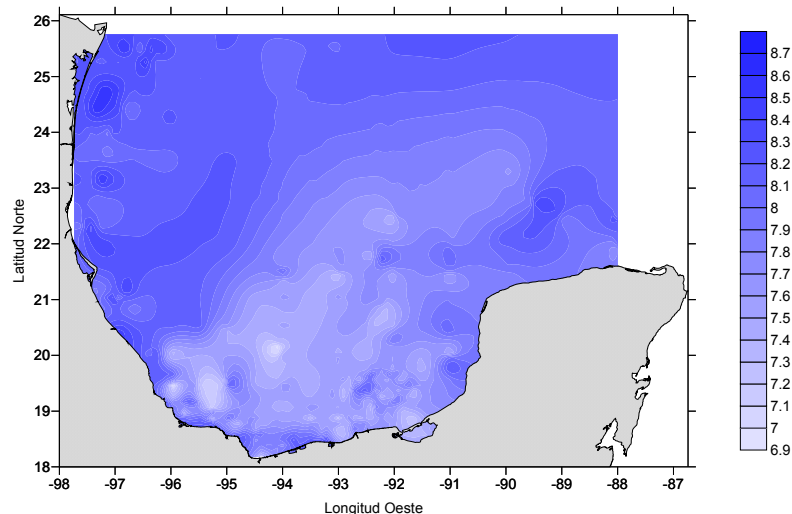


Figura 4. pH en los sedimentos recientes del sur del Golfo de México.

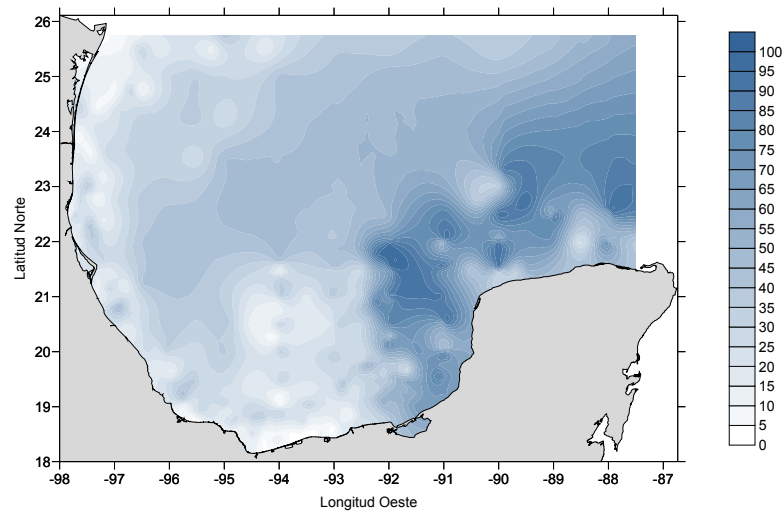


Figura 5. Carbonatos (%) en los sedimentos recientes del sur del Golfo de México.

El carbonato de calcio es un componente importante en los sedimentos marinos y generalmente es de origen marino-biogénico, es decir, esqueletos y conchas (Broecker, 1974). En el presente estudio, los sedimentos presentaron un valor promedio de carbonatos de $37.84 \pm 25.06\%$, con mediana de 32.16, mínimo 0 y máximo de 99.15%. En el mapa de la Figura 5 se puede observar el gradiente encontrado, con altas concentraciones en la zona oriente (plataforma continental de Yucatán) y menores niveles en el resto del área de estudio. Los carbonatos presentaron correlación significativa positiva con la arena y negativa con la profundidad, carbono orgánico, limo y arcilla.

Estudios del contenido de nitrógeno en los sedimentos son pocos, destaca el de Escobar-Briones y García-Villalobos (2009) en el que obtuvieron concentraciones de este elemento en 115 muestras del Golfo de México con un valor promedio de $85.7 \mu\text{mol/g}$. En el presente estudio, la concentración promedio del nitrógeno total encontrada fue de $65.96 \pm 29.51 \mu\text{mol/g}$, con mediana de 61.44, mínimo de 0 y máximo de $143.80 \mu\text{mol/g}$, siendo la región central frente a Tabasco la que presentó los niveles más altos. Se encontraron correlaciones significativas positivas con carbono orgánico, limo y fósforo total.

Con respecto al fósforo total se encontró una concentración promedio de $4.46 \pm 1.95 \mu\text{mol/g}$, mediana de 5.04, mínimo de 0 y máximo de $12.69 \mu\text{mol/g}$.

El contenido de arena en las muestras de este estudio tuvo un promedio de $48.96 \pm 22.44\%$, con mediana de 49.00, mínimo de 0 y máximo de 100.0%. El de limo promedio de $37.19 \pm 19.53\%$ mediana de 39.10 con mínimo de 0 y máximo de 94.70%. Y para la arcilla el promedio fue $13.86 \pm 12.54\%$, mediana de 9.70 con mínimo de 0 y máximo de 81%.

Conclusiones

En este trabajo se reportan por primera vez las principales características granulométricas y fisicoquímicas de muestras de sedimento del Sur del Golfo de México, que incluyen pH, potencial Redox, carbono orgánico, nitrógeno y fósforo. Se comprobó que los sedimentos son un reservorio importante de carbono tanto orgánico como inorgánico. Los resultados fueron congruentes con los publicados por otros autores. Se observó una zonación clara en el contenido de carbonato que aumento hacia la plataforma de Yucatán y también en la del carbono orgánico la cual fue mayor en la región central

Literatura citada

Ayala-Castañares, A. y Gutierrez-Estrada M. 1990. Morfología y sedimentos superficiales de la Plataforma Continental frente a Tabasco y Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 17(2):163-190.



- Berner, R. A. 1980. Early Diagenesis: A Theoretical Approach. Princeton University Press, Princeton, N. J. pp. 241.
- Brassard, P. 1997. Measurement of Eh and pH in aquatic sediments. *In: Manual of physico-chemical analysis of aquatic sediments*. A. Mudroch, J. M. Azcue and P. Mudroch (Eds.). CRC Press, Inc. Lewis Publishers. pp. 47-69.
- Bricker, O. P. 1982. Redox potential: its measurement and importance in water systems. *In: Water analysis, Vol. 1, Inorganic species*. R. A. Minear and L. H. Keith. Academic Press Inc., Florida, USA. pp. 55-79.
- Broecker, W. S. 1974. Chemical Oceanography. Harcourt Brace Jovanovich, Inc. U.S.A. 214 p.
- Buchanan, J. B. 1984. Sediment Analysis. *In: N. A. Holme and A. D. McIntyre (Eds.). Methods for the study of marine benthos*. 2nd Edition. Oxford. Blackwell Scientific Publications 3:41-65.
- Carranza-Edwards, A., L. Rosales-Hoz and A. Monreal-Gomez. 1999. Suspended sediments in the southern Gulf of Mexico. *Marina Geology* 112:257-269.
- Carranza-Edwards, A., A. Márquez-García, C. Tapia-González, L. Rosales-Hoz y M. A. Alatorre-Mendieta. 2015. Cambios morfológicos y sedimentológicos en playas del sur del Golfo de México y del Caribe noroeste. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 67(1):21-43.
- Ellis, J. T. and B. J. Dean. 2012. Gulf of Mexico Processes. *Journal of Coastal Research Special Issue* 60:6-13 DOI:http://dx.doi.org/10.2112/SI_60_2.
- Escobar-Briones, E., M. Signoret and D. Hernández. 1999. Variation of the macrobenthic infaunal density in a bathymetric gradient: western Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas* 25(2):193-212.
- Escobar-Briones, E. and F. J. García-Villalobos. 2009. Distribution of total organic carbon and total nitrogen in deep-sea sediments from the southwestern Gulf of Mexico. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 61(1):73-86.
- García, J., F. Arreguín-Sánchez, S. Hernández y D. Lluch-Cota. 2004. Impacto ecológico de la industria petrolera en la Sonda de Campeche, México, tras tres décadas de actividad: una revisión. *Interciencia* 29(6):311.
- Gutierrez-Estrada, M. y A. Galaviz-Solis. 1991. Clasificación binaria de los sedimentos superficiales del suroeste del Golfo de México. *Jaina* 2(2):6.
- Hernández-Arana, H., R. Warwick, M. J. Attrill, A. Rowden and G. Gold-Bouchot. 2005a. Assessing the impact of oil related activities on benthic macroinfauna assemblages of the Campeche shelf, southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 289:89-107.
- Hernández-Arana, H., M. J. Attrill, R. Hartley and G. Gold-Bouchot. 2005b. Transitional carbonate terrigenous shelf sub-environments inferred from textural characteristics of surficial sediments in the Southern Gulf of Mexico. *Continental Shelf Research* 25:1836-1852.
- Libes, S. 1999. Introduction to Marine Biogeochemistry. Academic Press. San Diego, California. 909 p.
- Molnia, B. F. 1974. A rapid and accurate method for the analysis of calcium carbonate in small samples. *Journal of sedimentary Petrology* 44(2):589.
- Parsons, T. R., Y. Maita and C. M. Lali. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, London. 173 p.
- Real-De-León, E., S. Granados-Puerto y D. S. Valdés-Lozano. 2016. Registro de bajos niveles de oxígeno disuelto en la Costa de Yucatán, México. E-BIOS. Responsabilidad para la sustentabilidad de la zona costera. Número especial No. 4. Año 6. No. 11. Enero a junio de 2016. Universidad Autónoma Metropolitana. México. ISSN 2007-5782. pp. 46-55.
- Signoret, M., M. A. Monreal-Gomez, J. Aldeco and D. A. Salas-de-Leon. 2006. Hydrography, oxygen saturation, suspended particulate matter, and chlorophyll-a fluorescence in an oceanic region under freshwater influence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69:153-164.
- Yañez-Correa, A. 1969. Procesos costeros y sedimentos recientes de la plataforma continental al sur de la Bahía de Campeche. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 32(2):75-115.

4.9 Carbono orgánico en sedimentos de la laguna costera El Yucateco, Tabasco, México, procesos de transformación del nitrógeno

Granados-Puerto Silvia¹; Valdés-Lozano David¹ y Real-De León Elizabeth¹

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Km 6 antigua carretera a Progreso, CP 97310, Mérida, Yucatán. México.

Autor para correspondencia: dvaldes@cinvestav.mx

Resumen

Con el objetivo de conocer la disponibilidad y el papel de la materia orgánica en el ciclo del nitrógeno dentro de los sedimentos, se estudiaron los procesos de transformación este elemento en la laguna El Yucateco (costa del Golfo de México). En secas salinidad y pH fueron 24.0 y 7.86; amonio 4.30 μM , nitrito + nitrato 0.28 μM . En lluvias salinidad presentó valores no detectables, pH disminuyó a 6.28, amonio se incrementó a 12.99 μM , mientras que nitritos + nitratos no fue detectable. El sedimento se caracterizó como arcillo-arenoso con una porosidad de 0.91 y un contenido promedio de nitrógeno total y carbono orgánico de 72.73 $\mu\text{mol/g}$ y 8.83%, respectivamente. Mediante incubaciones del sedimento, se estimaron, en secas y lluvias, flujo de amonio (7 y 225), nitrificación (36 y 113) y desnitrificación (511 y 399 $\mu\text{mol/m}^2 \text{ h}$). Las tasas de amonificación, nitrificación y desnitrificación se llevan a cabo en una proporción de 1.5:1:6, que indica un desequilibrio en el ciclo del nitrógeno, provocando acumulación de amonio en agua y sedimento.

Palabras clave: *disponibilidad; materia orgánica; salinidad; pH; nitrificación.*

Abstract

In order to assess the availability and the role of the organic matter of sediment in the nitrogen cycle, the transformation processes were studied in El Yucateco coastal lagoon (Gulf of Mexico). In dry season salinity was 24.0, pH: 7.86; ammonium: 4.30 μM , nitrite + nitrate: 0.28 μM . During rainy season salinity was below detection limit, pH dropped to 6.28, ammonium raised to 12.99 μM , while nitrite + nitrate drop below detection limit. Surface sediment was sandy clay with mean values of porosity: 0.91, total nitrogen: 72.73 $\mu\text{mol/g}$ and organic carbon: 8.83%. Estimated ammonium diffusion (dry and rainy season) were 7 and 225, nitrification 36 and 113 and denitrification 511 and 399 $\mu\text{mol/m}^2 \text{ h}$. Ammonification, nitrification and denitrification rates were at 1.5:1:6 proportion, this means a disequilibrium condition in the nitrogen cycle, conducting to a high ammonium accumulation in both water and sediment.

Key words: *availability; organic material; salinity; pH; nitrification.*

Introducción

El nitrógeno contenido en la materia orgánica es descompuesto por bacterias comenzando con la amonificación, seguida de la nitrificación y como último paso la desnitrificación, estos procesos de transformación son un importante enlace con la atmósfera ya que representan salidas de nitrógeno y pueden presentar desequilibrio debido a que el nitrógeno puede ser introducido en exceso como efecto de actividades humanas (Justic *et al.*, 1995). La cuantificación de los procesos de transformación del nitrógeno, así como los factores que los afectan toma relevancia para el conocimiento y conservación de

los ecosistemas acuáticos, ya que es uno de los elementos biolimitantes en estos ecosistemas y está ligado a la fijación de carbono.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La laguna en estudio El Yucateco, se encuentra en una zona de importancia en la producción de petróleo en el Golfo de México, lo que ocasiona que los ecosistemas tanto acuáticos como terrestres de la laguna se vean afectados debido principalmente a dos factores: 1) las poblaciones humanas asentadas alrededor de la laguna y, 2) la industria petrolera que tiene un considerable impacto sobre el agua, sedimento y la biota (Contreras, 1986).

La laguna El Yucateco, se localiza al noreste del estado de Tabasco en la región sur de México cerca de las aguas del Golfo de México ($94^{\circ} 00' 30''$ y $94^{\circ} 01' 33''$ de longitud Oeste y $18^{\circ} 11' 3''$ y $18^{\circ} 10'$ de latitud Norte). Su forma es redonda y tiene una superficie de 310 ha con profundidad máxima de 3 m (Rodríguez-Rodríguez, 2002). Presenta un clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano y un régimen térmico entre $25.8-27.8^{\circ}\text{C}$ (CIMADES, 1997) (Figura 1). La región es una zona deltaica y recibe la influencia marina a través de los Ríos Chicozapote y Tonalá, por lo que abundan los manglares (*Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*; Moreno *et al.*, 2002; Barba *et al.*, 2006). La extracción de petróleo en los últimos 50 años ha provocado múltiples derrames de hidrocarburos y presencia de metales en sedimento en elevadas concentraciones (García-López *et al.*, 2006; Pons-Jiménez *et al.*, 2011; Villanueva y Botello, 2005).

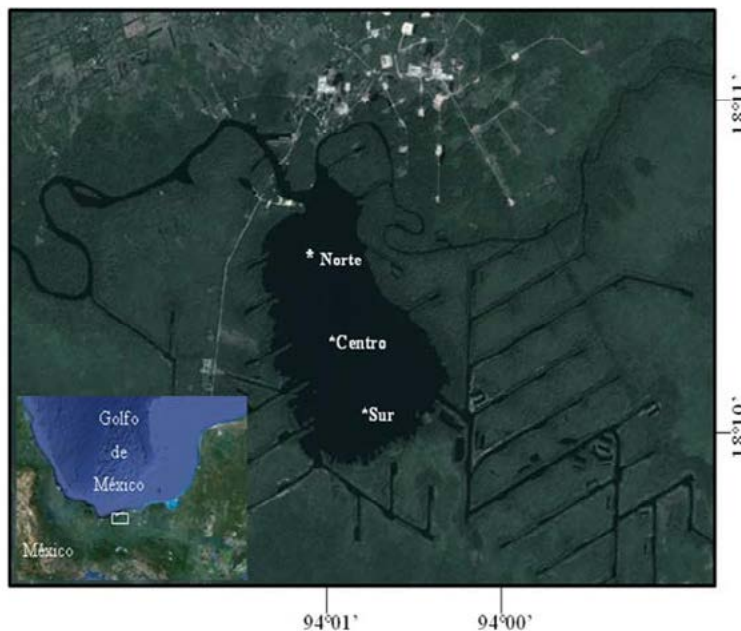


Figura 1. Ubicación de la laguna El Yucateco y las zonas de muestreo: 1) zona norte, 2) zona centro y 3) zona sur.

Muestreo y análisis

El estudio se realizó en 2010, en abril (secas) y noviembre (lluvias), se determinaron tres puntos de muestreo: 1) norte ($18^{\circ} 11' 42''$ N, $94^{\circ} 01' 06''$ O), 2) centro ($18^{\circ} 11' 04''$ N, $94^{\circ} 01' 03''$ O) y 3) sur de la laguna ($18^{\circ} 11' 05''$ N, $94^{\circ} 01' 03''$ O). Se colectaron muestras de agua a media profundidad con una botella Van Dorn y de manera inmediata se les determinó la temperatura, luego se preservaron a 4°C

hasta su análisis en el laboratorio. También se colectaron muestras de sedimento utilizando un nucleador manual y se mantuvieron intactas en un tubo de acrílico de 45 mm de diámetro interno (núcleo).

En las muestras de agua se utilizó un potenciómetro con electrodo de vidrio para el pH y para la salinidad un salinómetro de inducción marca KAHLSICO modelo RS-9. Para el análisis de amonio, nitrito, nitrato y la determinación de oxígeno disuelto se utilizaron los métodos reportados por Strickland y Parsons (1972).

En el sedimento se determinó el pH y potencial Redox utilizando un electrodo de vidrio y un electrodo combinado ORP de platino, respectivamente. Se realizó la extracción del agua intersticial mediante el método reportado por Laima (1992) y al extracto se le determinó la concentración de amonio, nitrito y nitrato. El análisis de granulometría fue mediante el método hidrométrico (Buchanan, 1984) y se clasificó de acuerdo al Sistema Internacional de Tamaño de Partícula. También se le determinó el contenido de carbono orgánico y nitrógeno total, mediante los métodos reportados por Buchanan (1984) y Parsons *et al.* (1984). En núcleos de sedimento llevados al laboratorio se estimaron los procesos de transformación del nitrógeno, la tasa de nitrificación fue mediante el método de inhibición por acetileno (Sloth *et al.*, 1992).

La tasa de desnitrificación se estimó mediante incubaciones de los núcleos en condiciones anaerobias (atmósfera de nitrógeno), en oscuridad, a 25 °C y con agitación del agua enriquecida con nitrato (Andersen, 1977). Para determinar la amonificación (flujo de amonio) se utilizó la ecuación de difusión de Fick, (Berner, 1980), en la cual se estima el flujo con la porosidad del sedimento, la concentración de amonio en la columna de agua y en el agua intersticial.

Usando el software Estadística de StatSoft, Inc. (2007), se analizaron los resultados obtenidos. Se hicieron pruebas de normalidad, estadística básica y correlaciones entre parámetros. Las correlaciones se consideraron significativas a un nivel $p < 0.05$.

Resultados y Discusión

El pH varió de ligeramente ácido a ligeramente alcalino, lo que no difiere mucho con los valores reportados en otros estudios para esta misma laguna (CIMADES, 1997). La salinidad presentó una gran diferencia en las dos épocas, fue prácticamente agua dulce en la época de lluvias y agua salobre en el muestreo de secas, característica típica de los sistemas estuarinos. La temperatura varió de 27°C en época de secas a 24-25 °C en la de lluvias. En cuanto al contenido de oxígeno disuelto en secas se presentaron concentraciones en un rango de 5-7 mg/l y en lluvias las concentraciones fueron no-detectables, es decir condiciones de anoxia.

Las concentraciones de los nutrimentos presentaron poca variación espacial y diferencias mayores entre las épocas de muestreo; en secas (Figura 2a) las mayores concentraciones se obtuvieron en el centro de la laguna para el amonio, en el sur para los nitritos y en la zona norte para los nitratos. Para la época de lluvias (Figura 2b) las formas de nitrógeno inorgánico disuelto estuvieron representadas solamente por el amonio, con la máxima concentración en la parte sur de la laguna.

El amonio fue la especie nitrogenada que predominó en ambas épocas de muestreo y sus concentraciones corroboran el patrón referido por Contreras (1985). Entre el amonio y la salinidad, el pH y el oxígeno disuelto, el análisis estadístico indicó una correlación significativa inversa ($r=0.87$, 0.85 y 0.85 respectivamente), este nutrimento aumentó cuando hubo condiciones de agua dulce con bajo pH y bajo nivel de oxígeno disuelto. Por otro lado, nitrito y nitrato se comportó de manera inversa, aumentando cuando las condiciones fueron salobres con mayor pH y mayor oxígeno disuelto (correlación significativa con r de 0.93 , 0.92 y 0.92).

El sedimento fue arcillo-arenoso, con condiciones reductoras y con porosidad similares en las dos épocas, se observó una variación de pH de ligeramente ácido para secas a neutro para las lluvias. En cuanto al contenido de nitrógeno total y carbono orgánico se observó una gran variabilidad tanto en los

tres puntos de muestreo como en las dos épocas; en secas el nitrógeno ($176.9 \mu\text{mol/g}$) y el carbono orgánico (12.1%) presentaron los máximos valores en las zonas centro y sur, muy por encima de los encontrados en lagunas prístinas como Yalahau (Tran *et al.*, 2008). En la época de lluvias, la zona sur presentó el valor más alto de nitrógeno ($37.1 \mu\text{mol/g}$) y la región norte el más alto de carbono orgánico (8.4%). El análisis estadístico mostró que las muestras con más contenido de arena y menos de arcilla tuvieron más carbono orgánico, comportamiento no muy común y que indica que hay entradas de materia orgánica producto de las actividades petroleras en la región (Villanueva y Botello, 2005).

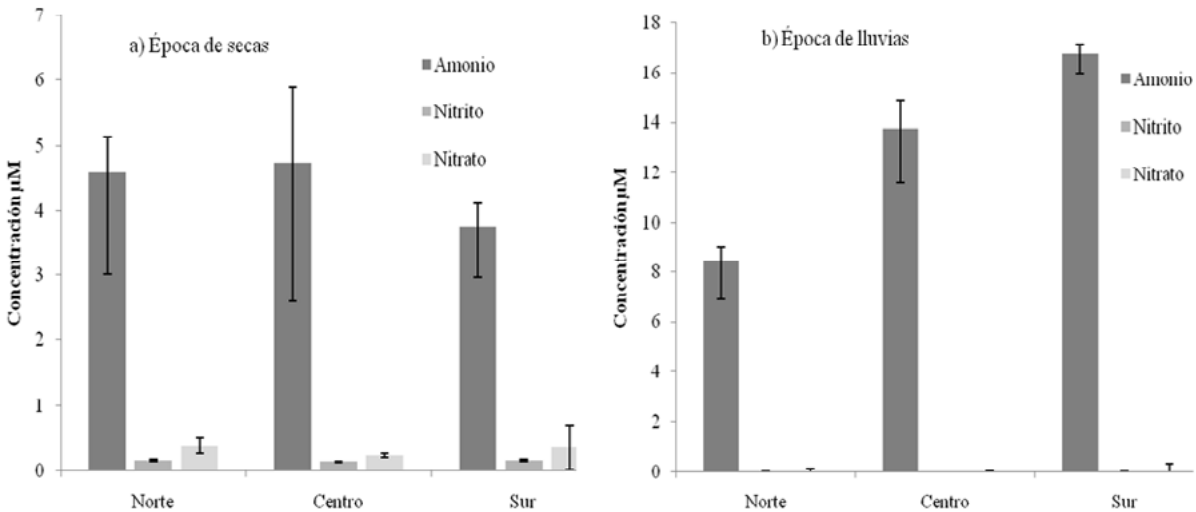


Figura 2. Concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto en: a) época de secas y b) época de lluvias.

El contenido de los nutrientes en el agua intersticial fue variable en las dos épocas de muestreo, en secas, el norte de la laguna presentó las mayores concentraciones de amonio, mientras que las concentraciones de nitritos y nitratos fueron muy bajas en las tres zonas. En época de lluvias el amonio aumentó casi el triple del encontrado en secas mientras que nitrito y nitrato fueron no detectables. La composición del agua intersticial de los sedimentos es un indicador muy sensible de las reacciones que toman lugar entre las partículas del sedimento y la fase acuosa (UNESCO, 1978), al comparar las concentraciones de los nutrientes del agua intersticial con las encontradas en la columna de agua se observa que el agua intersticial contiene concentraciones mucho más altas de nutrientes. El nitrito en agua intersticial y el nitrógeno total en sedimento presentaron correlación significativa positiva ($r=0.94$) indicándonos que el origen de este nitrito es la descomposición del nitrógeno inorgánico y orgánico, por otro lado el nitrato intersticial presentó correlación significativa positiva con temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, nitrito y nitrato en el agua y negativa con el amonio, lo cual muestra que la presencia de este nutriente en el sedimento se relaciona íntimamente con las condiciones de la columna de agua.

El flujo de amonio fue apenas detectable en época de secas mientras que en lluvias alcanzó una media de $224.5 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$, resultado del aumento de la concentración del amonio en los sedimentos. La dirección del flujo fue del sedimento hacia la columna de agua en ambas épocas de muestreo. Este proceso se vio influenciado por el contenido de oxígeno disuelto, pH y salinidad, ya que se presentaron correlaciones inversas significativas con un valor de $r=-0.98$ para el oxígeno y una $r=-0.94$ para el pH y la salinidad.

De acuerdo a los datos obtenidos se observó que en secas la zona norte presenta el máximo de nitrificación ($87 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$), mientras que en la zona centro y sur, los valores son mucho menores; para la época de lluvias los resultados fueron inversos, ya que la zona norte presentó el menor valor ($38.8 \mu\text{mol/m}^2\text{h}$) y, en las otras dos zonas las tasas aumentaron, registrándose en el sur la máxima tasa de nitrificación. En época de lluvias la tasa de nitrificación se triplicó en relación a la época de secas. Este

proceso tuvo una correlación significativa con el contenido de carbono orgánico en el sedimento ($r=-0.88$), esto es debido a que durante la mineralización de la materia orgánica se consume oxígeno, reduciendo así la capacidad de nitrificación en los sedimentos.

La desnitrificación tuvo un comportamiento similar en las dos épocas de muestreo, el centro de la laguna presentó los valores más bajos. Este proceso no presentó relación alguna con los demás parámetros medidos, como se esperaba, ya que no presentaron una correlación significativa, sin embargo en época de lluvias las zonas norte y centro si presentaron una relación inversa a las concentraciones de oxígeno disuelto. De igual manera, se observó que en la época de secas en la cual se presentaron las mayores temperaturas la tasa promedio de desnitrificación fue mayor, tal como la muestran los estudios de Seitzinger (1988) y Nowicki (1994); este comportamiento refleja el hecho de que la desnitrificación en los sedimentos está relacionada a la descomposición de materia orgánica y a la nitrificación del amonio, estos procesos a su vez, son fuertemente influenciados por la temperatura.

En la Figura 3, se puede observar que la tasa de desnitrificación siempre fue mayor a la nitrificación y amonificación, tanto en las zonas como en las épocas de muestreo, lo que significa que las condiciones de anoxia que se presentaron en la época de lluvias, más la contaminación crónica, están generando un ambiente propicio para que la desnitrificación se lleve a cabo en mayor proporción, teniendo como resultado bajas concentraciones de nitrato en la columna de agua.

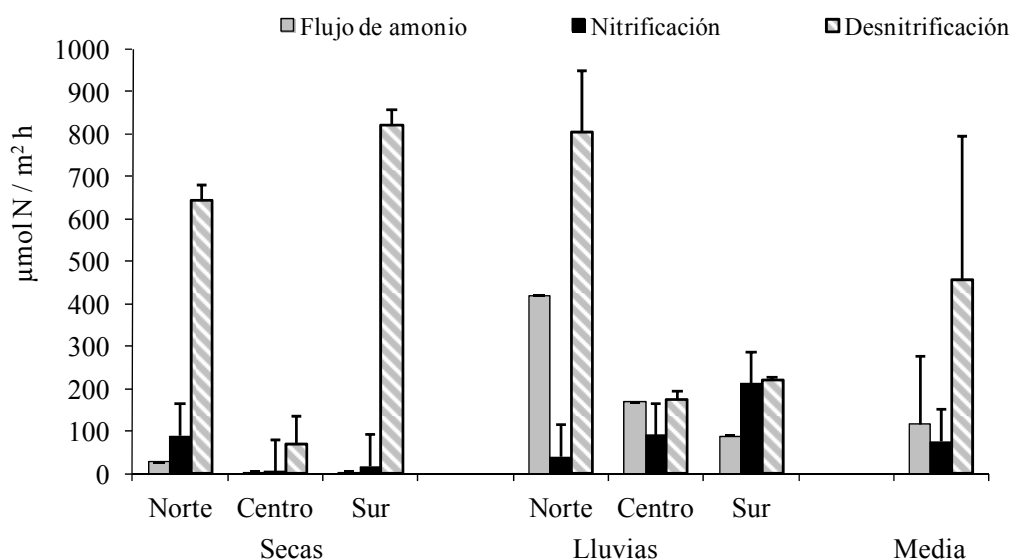


Figura 3. Tasas de los procesos de transformación de nitrógeno en los sedimentos.

Conclusiones

La salinidad presentó una gran diferencia en las dos épocas, fue prácticamente agua dulce en la época de lluvias y agua salobre en el muestreo de secas. En cuanto al contenido de oxígeno disuelto en secas se presentaron concentraciones en un rango de 5-7 mg/l y en lluvias las concentraciones fueron no-detectables, es decir condiciones de anoxia. El amonio fue la especie de nitrógeno inorgánico disuelto que predominó en ambas épocas de muestreo.

El sedimento tuvo condiciones reductoras. El contenido de nitrógeno total y carbono orgánico presentó una gran variabilidad; en secas el nitrógeno (176.9 μmol/g) y el carbono orgánico (12.1%) presentaron los máximos valores en las zonas centro y sur. En la época de lluvias, la zona sur presentó el valor más alto de nitrógeno (37.1 μmol/g) y la región norte el más alto de carbono orgánico (8.4%).

El comportamiento que tuvieron los procesos de transformación del nitrógeno fue variable, con excepción del proceso de desnitrificación que siguió un patrón claro tanto espacial como temporalmente,

presentando siempre una tasa mayor que la amonificación y la nitrificación. Estos resultados son importantes ya que en otros estudios realizados, generalmente la amonificación es mayor que la nitrificación y ésta a su vez mayor que la desnitrificación (Nishio *et al.*, 1983; Corredor y Capone, 1985; Kemp *et al.*, 1990; Valdés y Real, 1994; y Valdés-Lozano y Real, 2004), dicho comportamiento demuestra que existe un desequilibrio en los procesos ya que las tasas de amonificación, nitrificación y desnitrificación en los sedimentos de la laguna El Yucateco se llevan a cabo en una proporción de 1.5:1:6 provocando una acumulación de amonio en agua y sedimento, debido a la baja tasa de nitrificación.

Literatura citada

- Andersen, J. M. 1977. Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature. *Archiv fuer Hydrobiologie* 80:147-159.
- Barba, E., J. Rangel y R. Ramos. 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. *Universidad y Ciencia* 22(2):101-110.
- Berner, R. A. 1980. Early diagenesis. A theoretical Approach. New Jersey, EE.UU. Princeton University Press.
- Buchanan, J. B. 1984. Sediment Analysis. *En*: N.A. Holme and A. D. McIntyre (Eds.). *Methods for the study of marine benthos*. Second edition. Oxford, U.K.: Blackwell Scientific publications. pp. 41-65.
- CIMADES. 1997. Análisis de la calidad del agua y niveles de hidrocarburos del sistema laguna El Yucateco- Río Chicozapote, Municipio de Cárdenas Tabasco. Comisión Interinstitucional para el Medio Ambiente y el Desarrollo Social. Tabasco, México.
- Contreras, F. 1985. Las lagunas costeras mexicanas. CECODES/Secretaría de Pesca. México D. F.
- Contreras, F. 1986. La riqueza del pantano. *En*: Medio ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo (Ed.). CECODES, Veracruz, México. pp. 1-97.
- Corredor, J. E. and D.G. Capone. 1985. Studies on nitrogen diagenesis in tropical carbonate sediments. Fifth International Coral Reef Congress. Tahiti, French Polynesia.
- García-López, E., J. Zavala-Cruz y D. Palma-López. 2006. Caracterización de las comunidades vegetales en un área afectada por derrames de hidrocarburos. *TERRA Latinoamericana* 24(1):17-26.
- Justic, D., N. N. Rabalais and R. E. Turner. 1995. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 30(1):41-46.
- Kemp, W. M., P. Sampou, J. Caffrey, M. Mayer, K. Henriksen and W. R. Boynton. 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography* 35(7):1545-1563.
- Laima, M. J. C. 1992. Evaluation of the indophenol method to measure ammonium in extracts from coastal marine sediments. *Marine Chemistry* 39:283-296.
- Moreno, E., A. Guerrero, M. Gutiérrez, C. Ortiz y D. Palma. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques* 8:115-128.
- Nishio, T., I. Koike and A. Hattori. 1983. Estimates of denitrification and nitrification in coastal and estuarine sediments. *Applied Environmental Microbiology* 45(2):444-450.
- Nowicki, B. L. 1994. The effect of temperature, oxygen, salinity and nutrient enrichment on estuarine denitrification rates measured with a modified Nitrogen gas flux technique. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 38:137-156.
- Parsons, T. R., Y. Maita and C. M. Lalli. 1984. *A manual of chemical and biological methods for sea water analysis*, Oxford, UK: Pergamon Press.
- Pons-Jiménez, M., A. Guerrero-Peña, J. Zavala-Cruz y A. Alarcón. 2011. Extracción de hidrocarburos y compuestos derivados del petróleo en suelos con características físicas y químicas diferentes. *Universidad y Ciencia* 27(1):1-15.
- Rodríguez-Rodríguez, E. 2002. Las lagunas continentales de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Seitzinger, S. P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography* 33(4):702-724.
- Sloth, N. P., L. P. Nielsen and T. H. Blackburn. 1992. Nitrification in sediment cores measured with acetylene inhibition. *Limnology and Oceanography* 37(5):1108-1112.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com. Tulsa, Oklahoma, EE.UU.: StatSoft, Inc.
- Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons. 1972. *A practical handbook of sea water analysis*. 2ª Edition. Ottawa, Canadá: Fisheries research board of Canadá.

4.10 Invasión de carbono atmosférico en la frontera meridional de la corriente de California: Últimas tres décadas

Contreras-Pacheco Yéssica V.¹; Herguera-García Juan C.¹ y Quintanilla-Terminel Gerardo¹

¹Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: ycontrer@cicese.edu.mx

Resumen

Los sistemas de afloramiento de las regiones de frontera oriental, como el Sistema de la Corriente de California (SCC), alternan estacionalmente entre aguas superficiales más ácidas que la mayor parte del océano superficial debido a la mezcla vertical de aguas subsuperficiales ricas en carbono, impulsadas por la intensificación de vientos hacia el ecuador durante primavera y principios del verano. Los núcleos utilizados fueron extraídos de la cuenca San Lázaro (CSL), tiene una profundidad de 540 m, cerrada hacia el oeste por un sistema de fallas elevadas de 100 m de profundidad que se rompe en el suroeste por un estrecho travesaño de 350 m de profundidad. Las condiciones de la CSL inhiben los procesos de bioturbación biológica y permiten los sedimentos laminados en el fondo marino. Los resultados presentan los registros isotópicos del carbono orgánico e inorgánico (calcita) del siglo pasado y muestran una tendencia similar hacia una composición isotópica más ligera en la calcita y el carbono orgánico durante las últimas tres décadas, que imitan el registro atmosférico pero con diferentes pendientes que proporcionan algunas pistas sobre los procesos implicados en la generación de sus composiciones isotópicas. Los resultados muestran la influencia de los diferentes procesos en el Límite Dinámico Sur del SCC. Se destaca la importancia de la invasión de carbono atmosférico y la mezcla vertical de carbono subsuperficial para explicar el contenido de carbono en la capa de mezcla, así como su papel como emisor neto de carbono a la atmósfera.

Palabras clave: *corriente de California; Cuenca San Lázaro; sedimentos laminados marinos; isótopos.*

Abstract

Eastern Boundary Upwelling Systems (EBUS), such as the California Current System (CCS), alternate seasonally between more acidic surface waters than most of the rest of the surface ocean due to the vertical mixing of carbon rich subsurface waters driven by the intensification of equatorward winds during spring to early summer. Cores used to this work were retrieved from San Lázaro basin (CSL) (25° 10' N and 112° 44' W), a 540 m deep enclosed in the west by a 100 m deep uplifted fault system that is broken in the southwest by a narrow sill of 350 m depth, the conditions of the CSL inhibit biological bioturbation processes and allows for the well preserved laminated sediments on the sea floor. Results present the $\delta^{13}\text{C}$ isotopic records of organic and inorganic carbon (calcite) for the last century and show similar trend toward lighter isotopic composition of both, calcite and organic carbon during the last three decades, that mimic the atmospheric record, but with different slopes that provide some clues about the processes involved in the generation of its isotopic compositions. The results show the influence of the different processes in the Southern Dynamic Limit of the CCS. These observations highlight the importance of the atmospheric carbon invasion and the vertical subsurface carbon mixture to explain the carbon content in the mixing layer of this region, as well as the role of this region as a net emitter of carbon into the atmosphere.

Key words: *California current; Cuenca San Lázaro; laminated sediment on the sea floor; isotopes.*

Introducción

La creciente importancia de las actividades antropogénicas para el ciclo global del carbono está alterando los procesos climatológicos, biológicos y geoquímicos previos a la Revolución Industrial desde comienzos del siglo XIX. Se sabe que la tasa de cambio en el CO₂ atmosférico depende de las actividades humanas así como de otros procesos biogeoquímicos y climatológicos que controlan y modulan el ciclo del carbono (Falkowski *et al.*, 2000). Para conocer la importancia de esta nueva fuente de variabilidad y sus consecuencias es de gran importancia poder cuantificar la redistribución del CO₂ emitido en el sistema global del carbono para estudiar los efectos generados y sus posibles consecuencias a nivel regional y global.

El dióxido de carbono (CO₂) constituye solamente ~0.038% del total de gases en la atmósfera, sin embargo, es de los más importantes en el efecto invernadero con una contribución relativa del 60% (Rodhe, 1990). La solubilidad del CO₂ en el agua de mar es mayor a la del resto de los gases, debido a que el CO₂ disuelto reacciona con el agua formando ácido carbónico y sus productos de disociación, bicarbonato y carbonato (Libes, 1992), esto hace que la capacidad del océano para absorber CO₂ atmosférico juegue un papel importante en el ciclo del carbono global.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Cuenca San Lázaro (CSL), se encuentra localizada en el suroeste de la Península de Baja California (Figura 1). Su localización en el sur de la Corriente de California (CC) le confiere características idóneas para entender las variaciones latitudinales en la intensidad de la CC en respuesta a los fenómenos a escalas interanuales e interdecadales.

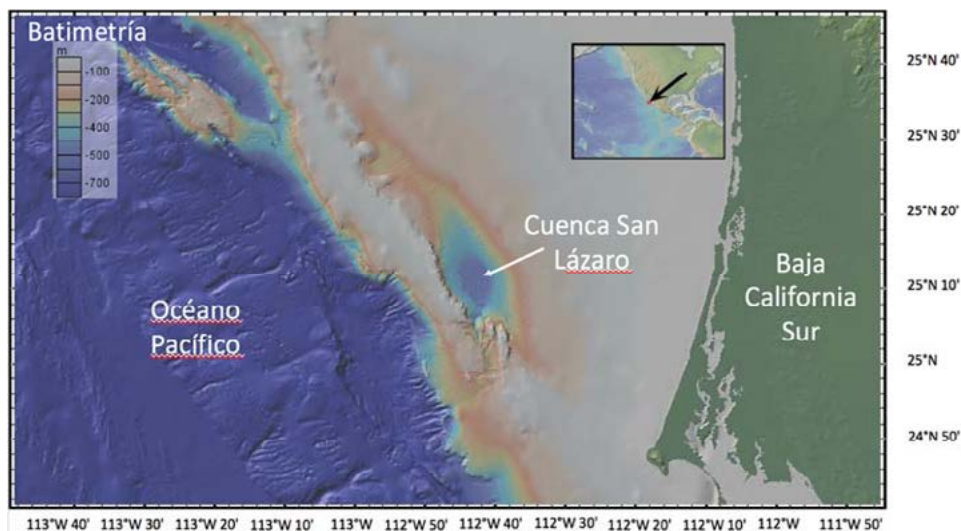


Figura 1. Localización y batimetría de la cuenca de San Lázaro, Baja California Sur, México.

La CSL tiene una profundidad de ~540 m y, se caracteriza por tener aguas subóxicas por debajo de los 300 m, lo cual impide la bioturbación de los sedimentos y por tanto, contribuye a la formación de los sedimentos laminados en las partes más profundas de la cuenca. La morfología del fondo marino modelada por la tectónica del margen de la península de Baja California restringe la entrada de aguas

subsuperficiales por un umbral con una profundidad de 350 m, lo que limita la ventilación de esta cuenca entre la profundidad del umbral y el fondo de la cuenca.

La alta productividad biológica está controlada por la advección de aguas más frías y ricas en nutrientes de la CC y por los procesos de surgencia asociados a los vientos estacionales, consecuentemente se tiene transferencia a la columna de agua subsuperficial y su depósito sobre el fondo.

Metodología

Se generaron dos series de tiempo (del año 1900 al 2011) de las composiciones isotópicas del carbono en los carbonatos de la testa del foraminífero pláctico *N.dutertrei* ($\delta^{13}\text{C}_{\text{carb}}$) y el COP ($\delta^{13}\text{C}_{\text{COP}}$) obtenidas de tres núcleos (uno kasten y dos de caja).

Por una parte, la determinación isotópica del carbonato se obtuvo en el cromatógrafo de gases (GasBench II[®]), el CO_2 es generado por la disolución de la calcita y es acarreado hasta el espectrómetro de masas.

Por otra parte, para la determinación del COP primero fueron sometidas a un proceso de acidificación con ácido clorhídrico, lavado y encapsulado previo al análisis en el analizador elemental (EA) COSTECH y espectrómetro de masas.

Los resultados se expresan conforme a la Relación 1 encontrada entre los isótopos de carbono en los isótopos tanto de carbono en los esqueletos del foraminífero como en el COP obtenidos en las muestras y un estándar internacional.

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) = \left(\frac{{}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C Muestra}}{{}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C Estándar}} - 1 \right) \times 1000 \quad (1)$$

Mientras que el factor de fraccionamiento entre una muestra y otra está relacionado con valores δ , (Ecuación 2).

$$\varepsilon_{(A-B)} = \frac{\delta_A - \delta_B}{1 + \delta_B/10^3} \approx \delta_A - \delta_B \quad (2)$$

Se generó un modelo que explica la variabilidad isotópica del carbonato y el COP en relación a los procesos que se tienen en la CSL. Se realizó como una primera aproximación un balance de masas lineal que explica la importancia de cada una de las variables que intervienen en la composición isotópica en cada fase del carbono y que nos permitiera entender la variabilidad en la composición isotópica del carbono inorgánico disuelto de la capa de mezcla para una serie de tiempo de los últimos 30 años.

Resultados y Discusión

Se reconstruyeron las series de tiempo con una duración temporal de 1900 a 2011 del $\delta^{13}\text{C}_{\text{carb}}$ (Figura 6, triángulos morados) y, del $\delta^{13}\text{C}_{\text{COP}}$ de tres núcleos (Figura 6, círculos verdes).

En la Figura 6 se observa una tendencia hacia valores más negativos (o empobrecido respecto al $\delta^{13}\text{C}$ por convención), llegando a mostrar valores en el siglo XXI que no se observan en el siglo anterior.

Para entender cuáles son los procesos más importantes que le imprimen la variabilidad y tendencia isotópica observada en el $\delta^{13}\text{C}_{\text{COP}}$ se generó un modelo (Figura 2) en el cual a partir de datos obtenidos de diferentes bases de datos se obtuvieron las composiciones isotópicas y factores de fraccionamiento de los diferentes procesos para conocer los más importantes.

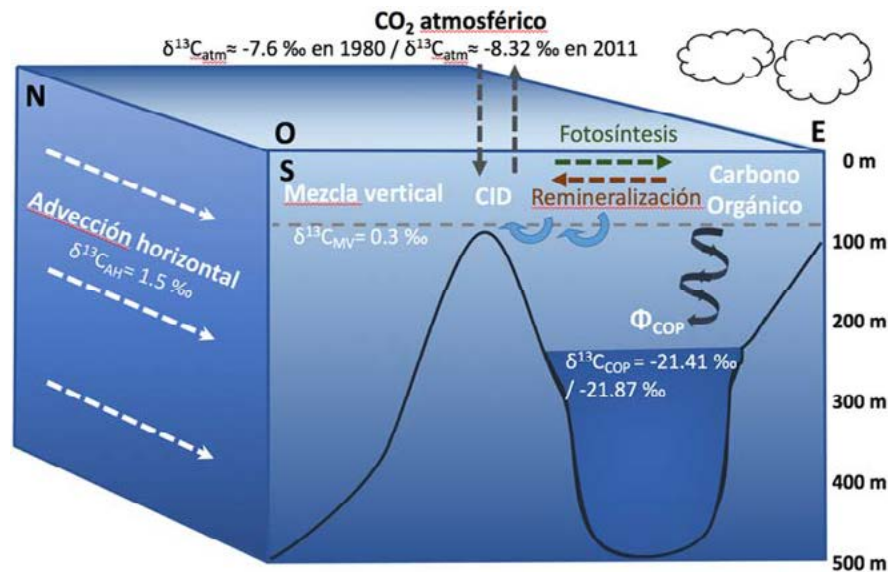


Figura 2. Composición isotópica de los procesos principales los cuales están imprimiendo la composición isotópica del CID disuelto en la capa de mezcla, a partir del cual el fitoplancton está fraccionando.

En la Figura 3 se presenta con color azul las series de tiempo de la $p\text{CO}_2$ atmosférica y en naranja su composición isotópica. El aumento observado en la $p\text{CO}_2$ es debido al CO_2 de origen antropogénico como producto de la combustión de combustibles fósiles, deforestación y otras prácticas industriales. La reducción observada en la relación de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ en la atmósfera está causada por la adición de CO_2 con una composición isotópica empobrecida en ^{13}C generada por la quema de combustibles fósiles, característicos por su composición isotópica más negativa y, que se conoce como efecto Suess (Keeling *et al.*, 1979).

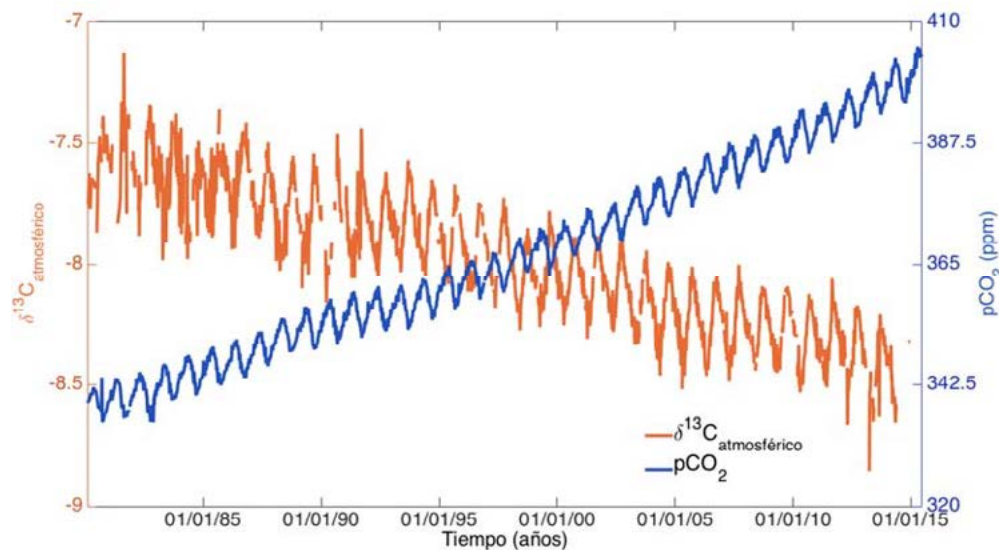


Figura 3. Series de tiempo de la composición isotópica ($\delta^{13}\text{C}_{\text{atm}}$) línea continua azul y de la presión parcial de la atmósfera ($p\text{CO}_2$) línea continua naranja para los últimos 35 años, a partir de datos obtenidos en la estación Mauna Loa, Hawaii.

Se generó una serie de tiempo de la variabilidad de la fugacidad a partir de datos disponibles en SOCAT (Bakker *et al.*, 2016), para conocer el comportamiento de la región meridional del SCC y, su respuesta ante este aumento continuo de CO_2 antropogénico a la atmósfera y de esta manera entender su papel en el ciclado de carbono y como esto está afectando a la composición isotópica observada en las diferentes fases del carbono en el océano.

Los resultados obtenidos muestran claramente dos periodos, de enero a junio donde la CC es sumidero y de julio a diciembre, en donde se comporta como fuente, en ambos se observa una tendencia a aumentar al menos para los años de 1990 a 2014 (Figura 4), resultado de un proceso de equilibración de CO₂ entre la atmósfera y el océano superficial, pero con diferentes pendientes.

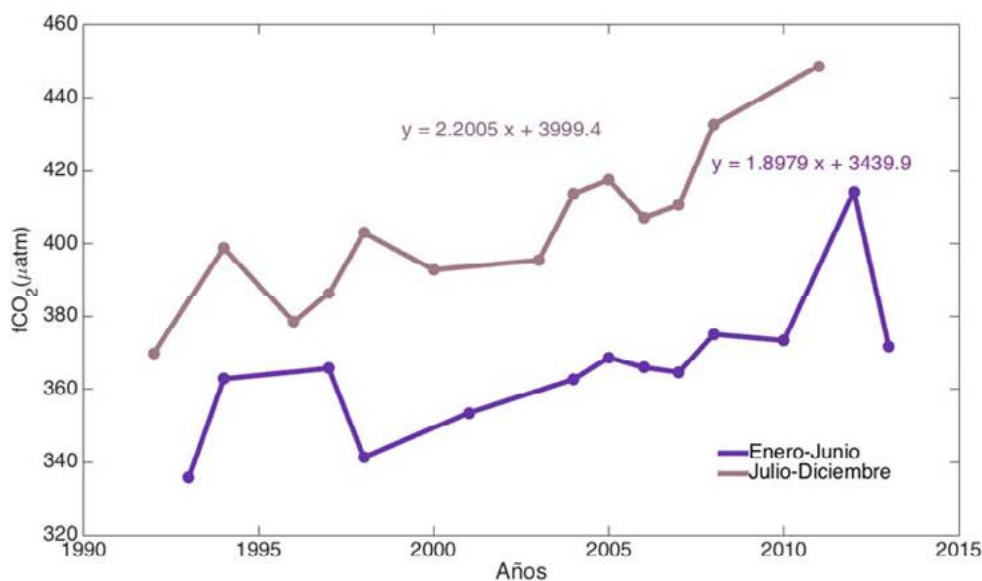


Figura 4. Comparación de las pendientes de las series de tiempo de fCO₂ (del año de 1992 a 2013) para cada periodo de tiempo, el periodo de enero a junio (cuadrados morados) tiene una pendiente de 1.89 $\mu\text{atm/a}$ y, la pendiente de julio a diciembre (círculos grises) es de 2.2 $\mu\text{atm/a}$, generada a partir de datos obtenidos de SOCAT (Bakker *et al.*, 2016).

Para conocer el comportamiento anual se calcularon los flujos de CO₂ (Figura 5), valores positivos implican flujo del océano hacia la atmósfera y negativos una inversión del flujo, indicando que esta parte del océano está actuando como fuente neta de CO₂ hacia la atmósfera.

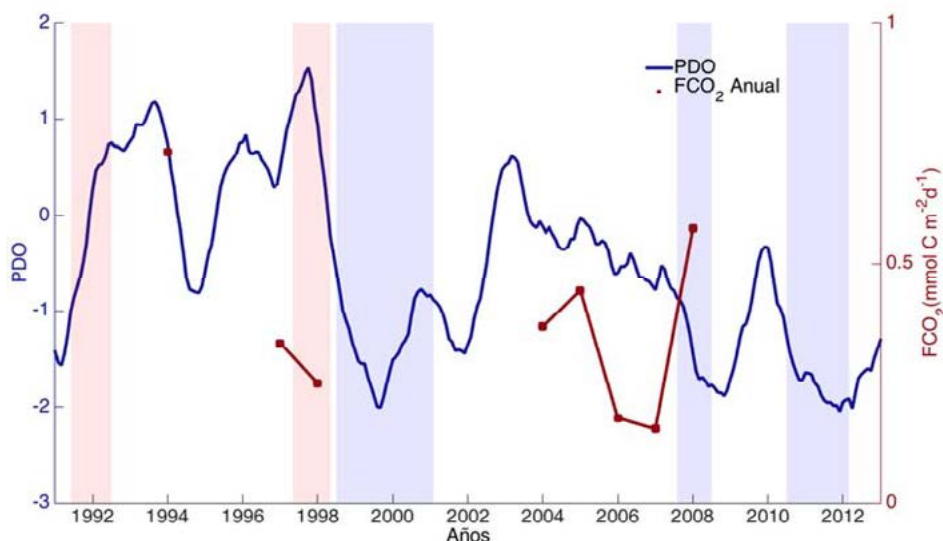


Figura 5. Serie de tiempo del flujo de CO₂ anual, calculada a partir de la velocidad del viento, la temperatura y la salinidad, en relación al PDO (línea azul) y los periodos intensos del ENSO (franja roja El Niño y franja azul La Niña).

Por lo tanto, se sabe que la fugacidad está aumentando con el tiempo en relación al aumento con la concentración de CO₂ atmosférico, pero para conocer el destino de este CO₂ atmosférico en el océano se utilizaron las composiciones isotópicas del carbono en sus diferentes fases (Figura 6).

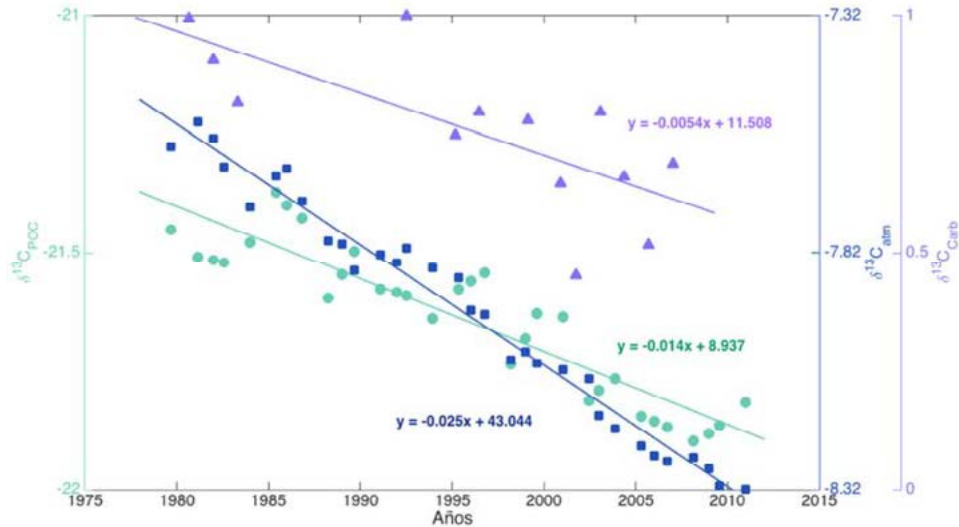


Figura 6. Pendientes de las series de tiempo del $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{atm}}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{carb}}$ para el periodo de tiempo de 1980 a 2011.

Las tres series de tiempo muestran la misma tendencia, pero sus pendientes son diferentes, siendo la de carbonato menor y, aunque las pendientes de las otras dos variables son mayores, también muestran ciertas diferencias que proporcionan algunas claves sobre los procesos implicados en la generación de sus composiciones isotópicas. Sin embargo, al tener diferentes pendientes se deduce que aparte de la atmósfera existen otros procesos responsables de la composición isotópica del COP, como primera aproximación se realizó un balance de masas para conocer la importancia relativa de estos procesos.

Conclusiones

Se distinguen dos periodos con comportamientos diferentes en la fugacidad del CO_2 , los meses de enero a junio las aguas superficiales actúan como sumidero, en contraste con el periodo de julio a diciembre, cuando fungen como fuente de CO_2 hacia la atmósfera. Las series de tiempo de ambos periodos muestran una tendencia a aumentar hacia el presente.

Se propone que la pendiente obtenida para julio a diciembre (fuente) es mayor que la de enero a junio (sumidero) debido al carbono residual en exceso que queda en la capa superficial del océano después de las surgencias intensas durante las estaciones de invierno y primavera.

Los flujos de carbono muestran que la región meridional de la CC es fuente neta anual de CO_2 .

Las series de tiempo de últimos treinta años del $^{13}\text{C}_{\text{atm}}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{carb}}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{COP}}$ reflejan el efecto Suess, pero también muestran que están influenciadas por otros procesos, siendo uno de los más importantes la mezcla vertical en la CSL.

Literatura citada

- Bakker, D. C., B. Pfeil, K. M. O'Brien, K. I. Currie, S. D. Jones and C. S. Landa. 2016. SOCAT. Surface Ocean CO_2 Atlas. <http://www.socat.info/credits.html> (Consulta: abril, 2016).
- Falkowski, P., R. J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Högberg, S. Linder, F. T. Mackenzie, B. Moore III, 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* 291-296.
- Keeling, C. D., W. G. Mook and P. P. Tans. 1979. Recent trends in the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratio of atmospheric carbon dioxide. *Nature* 277:121-123.
- Rodhe, H. 1990. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science* 8:248(4960):1217-1219.
- Libes, S. M. 1992. An introduction to marine biogeochemistry. United States of America: Elsevier Inc.

4.11 Variación espacial de los géneros de foraminíferos bentónicos en una laguna costera del Golfo de California

Gómez-León Adriana¹; Sánchez Alberto¹ y Rodríguez-Figueroa Griselda M.¹

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN S/N, Col. Playa Palo de Sta. Rita, CP 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

Autor para correspondencia: alsanchezg@ipn.mx; alsanchezg13@gmail.com

Resumen

El bióxido de carbono en el océano es secuestrado por productores primarios (bomba biológica del carbono) y organismos que calcifican carbonato de calcio, *e.g.*, foraminíferos. Los foraminíferos son un componente importante del enterramiento y almacenamiento de carbono en ambientes transicionales marino-terrestre. Estos ecosistemas costeros circundantes a áreas urbanas están sujetos a estrés por actividades antropogénicas ocasionando un cambio hacia una menor distribución o en caso extremo a la desaparición de los foraminíferos bentónicos sobre amplias áreas, limitando el aporte y enterramiento de carbonato de calcio al lecho marino. En la laguna de La Paz se realizó la colecta de sedimentos superficiales en 27 estaciones durante 1985 y 2013. Para cada estación se realizó la identificación de los géneros de foraminíferos bentónicos. La dominancia de géneros (*Ammonia*>, *Criboelphidium*>*Quinqueloculina*>*Perenoplis*) fue similar en ambos periodos. Sin embargo, la distribución espacial de los géneros decreció drásticamente de 1985 a 2013 asociado a un cambio en las condiciones de la calidad del ambiente sedimentario por el aumento del área urbana alrededor de la laguna. Por lo que se recomienda realizar una cuantificación sobre el posible decremento en el enterramiento de carbonato de calcio en las áreas donde no se encontraron foraminíferos bentónicos.

Palabras clave: *Ammonia*; *Laguna La Paz*; *carbonato de calcio*.

Abstract

Carbon dioxide in the ocean is sequestered by primary producers (biological carbon bomb) and organisms that calcify calcium carbonate, *e.g.*, foraminifera. The foraminifera are an important component of the burial and storage of carbon in marine-terrestrial transitional environments. These coastal ecosystems surrounding urban areas are subject to stress due to anthropogenic activities, leading to a shift towards a lesser distribution or, in extreme cases, to the disappearance of benthic foraminifera over large areas, limiting the contribution and burial of calcium carbonate to the seabed. In the lagoon of La Paz, the surface sediment collection was in 27 stations during 1985 and 2013. In each station, the identification of the genera of benthic foraminifera was carried out. The dominance of genera (*Ammonia*>, *Criboelphidium*>*Quinqueloculina*>*Perenoplis*) was similar in both periods. However, the spatial distribution of the genera decreased drastically from 1985 to 2013 associated with a change in the conditions of the quality of the sedimentary environment by the increase of the urban area around the lagoon. Therefore it is recommended to make a quantification about the possible decrease in the burial of calcium carbonate in areas where no benthic foraminifera were found.

Key words: *Ammonia*, *La Paz lagoon*, *calcium carbonate*.

Introducción

Los foraminíferos han sido pieza clave en la interpretación de las variaciones del bióxido de carbono en épocas pasadas (Broecker y Peng, 1982). El incremento de la concentración de CO₂ atmosférico por actividad antropogénica indudablemente ha alterado el balance de carbono entre los distintos reservorios (Keil, 2017). Los foraminíferos bentónicos producen 200 000 000 ton de carbonato de calcio anualmente en todo el mundo (Langer *et al.*, 2008). Sin embargo una variedad de cambios inducidos por el hombre actúan en la conservación del carbono. Estos cambios afectan el ciclo de los carbonatos y del carbono orgánico en el océano, disminuyendo el suministro de carbono a los sedimentos, aumentar la disolución sedimentaria y la remineralización y, posteriormente disminuir la preservación global del carbono (Keil, 2017 y citas aquí).

Los foraminíferos bentónicos son uno de los componentes importantes del sistema de los carbonatos de calcio en ambientes costeros someros (Murray, 2006). La distribución espacial de los foraminíferos bentónicos es dependiente de muchos factores, de los importantes son: temperatura y salinidad, tamaño de grano del sedimento, concentración de oxígeno disuelto, contenido de materia orgánica y contaminantes orgánicos e inorgánicos (Sen Gupta, 2003). De hecho, el contenido de materia orgánica y sus contaminantes asociados han ocasionado una menor cobertura espacial, deformaciones y en caso extremo ausencia de géneros de foraminíferos bentónicos (*e.g.*, Tadir *et al.*, 2017; Martins *et al.*, 2015).

En el caso de laguna de La Paz, el incremento de áreas urbanas alrededor de la laguna han ocasionado que deterioro en la calidad del ambiente lagunar por exceso de materia orgánica (Gómez-León, 2016). Por lo que en el presente estudio se compara la distribución espacial de los géneros de foraminíferos dominantes en 1985 y 2013 e, indicar posibles áreas de futura investigaciones con la finalidad de cuantificar el flujo de carbonato de calcio asociado a la pérdida de géneros.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El trabajo de campo se realizó en la laguna de La Paz, donde se colectaron 27 muestras de sedimento superficiales (Figura 1) durante el mes de febrero de 2013, a bordo de la embarcación CICIMAR XII. La colecta de las muestras se ubicó en los mismos sitios reportados por Segura-Vernis y Carreño (1991) con la finalidad de establecer diferencias en las abundancias y distribución de los foraminíferos en la laguna. Las muestras se recolectaron mediante buceo libre usando un tubo de policarbonato, solo se colectó el primer centímetro de sedimento superficial.

Para el análisis de los foraminíferos se tamizó el sedimento en mallas con tamaño de 63, 150 y 250 µm; debido a que el mayor número de organismos se encuentra en estos tamaños de malla (Schröder *et al.*, 1987). Después del tamizado, a las muestras se les agregó hexametáfosfato, para evitar la formación de agregados de sedimento. Posteriormente se colocaron en un horno para su secado a una temperatura de 45 °C.

Para la identificación de los foraminíferos se utilizó un microscopio estereoscópico y se colocó a los foraminíferos bentónicos en placas micropaleontológicas para realizar el conteo e identificación de los géneros. Esto último se logró con la guía y comparación de especies en el área de estudio propuestas por Segura-Vernis y Carreño (1991).

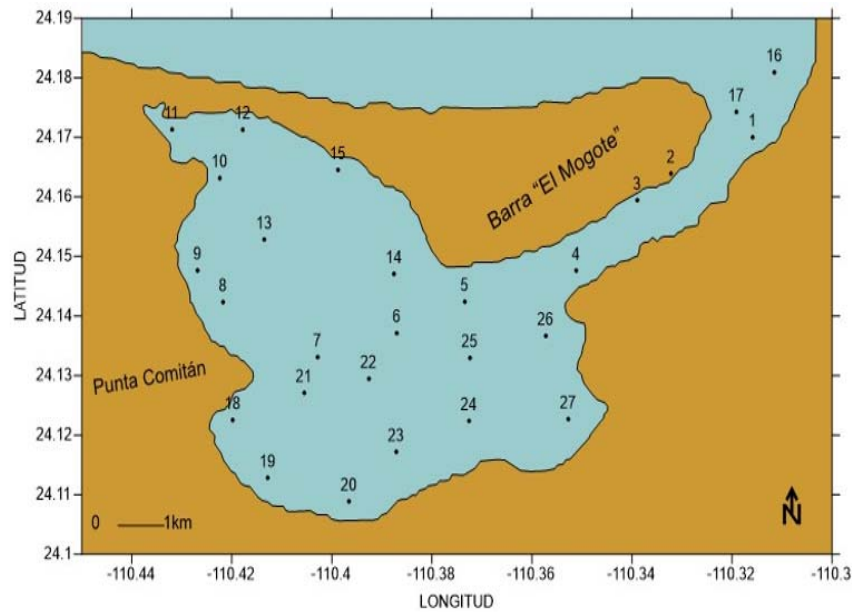


Figura 1. Localización del área de estudio.

Resultados y Discusión

La frecuencia en el número de géneros fue significativamente menor en 2013 con respecto a 1985 ($t=5.5$, $P<0.00001$). La distribución espacial de la frecuencia del número de géneros en la laguna de La Paz es mostrada en la Figura 2. En 1985, la cobertura espacial del número de géneros estaba representada por más de tres géneros y solo cinco de las 27 estaciones no se identificaron géneros de foraminíferos bentónicos. Mientras que, la presencia de uno o ausencia de géneros caracterizó los márgenes costeros sur y noroeste y, el canal principal de la laguna, en el 2013. El número de estaciones con cuatro géneros se redujo de 15 en 1985 a solo seis en 2013.

La cobertura espacial de los géneros cambió significativamente en los márgenes sur y noroeste de la laguna en 2013. Este cambio puede ser asociado al incremento en el contenido de carbono orgánico promedio de 2% en 1985 con respecto al 6% en 2013 (Gomez-Leon, 2016) como ha sido documentado para otros sitios (Carnahan *et al.*, 2008; Martins *et al.*, 2013; Tadir *et al.*, 2017). La baja presencia, ausencia o deformación de foraminíferos bentónicos ha sido relacionada a altas concentraciones de elementos traza de origen antropogénico en sedimentos superficiales (Martins *et al.*, 2015; Dijkstra *et al.*, 2017; Tadir *et al.*, 2017). En laguna de La Paz, la concentración de elementos traza no ha incrementado en los últimos 30 años, con excepción del Cu que se enriqueció en un factor de 2 de 1995 a 2013 (Mendez *et al.*, 1998; Shumilin *et al.*, 2001; Pérez-Tribouillier *et al.*, 2013). El enriquecimiento en Cu ocurre en el margen oeste de la laguna, por lo que no explica el decremento en el número de géneros observado en el margen sur de la laguna, donde el contenido de carbono orgánico incremento significativamente.

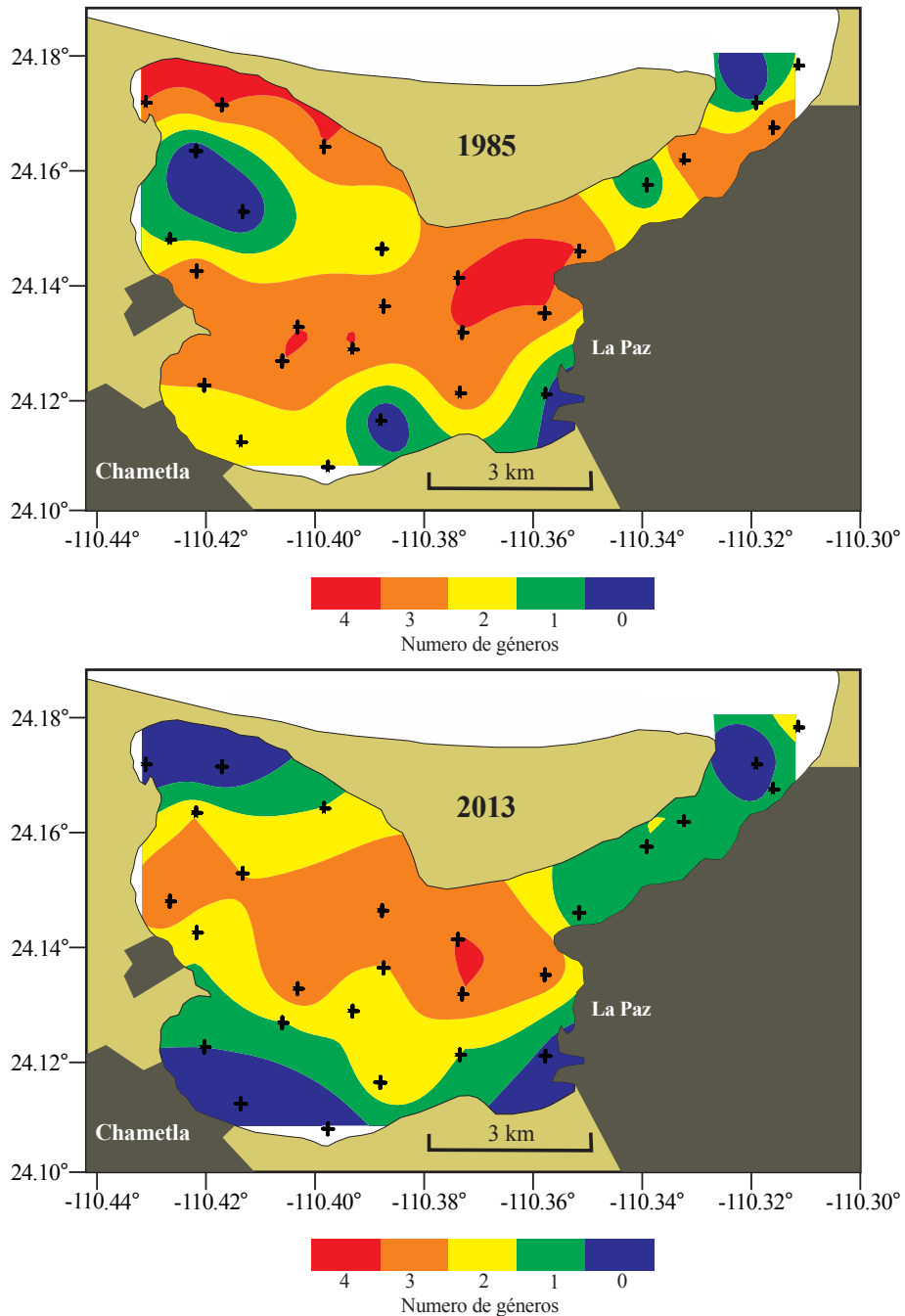


Figura 2. Distribución espacial de la frecuencia en el número de géneros de foraminíferos bentónicos en la laguna de La Paz. Gráfico superior corresponde a la colecta de 1985 y gráfico inferior corresponde a la colecta de 2013.

Conclusiones

La frecuencia en el número de especies de foraminíferos bentónicos decreció significativamente de 1985 a 2013 en asociación con el incremento de carbono orgánico, ocasionado por el aumento de la actividad antropogénica de las áreas urbanas que circundan a la laguna. El margen sur de la laguna es un sitio ideal para cuantificar la disminución en el flujo de carbonato de calcio hacia el lecho marino de la laguna.

Literatura citada

- Broecker, W. S. and T. H. Peng. 1982. Tracers in the Sea. Lamont-Doherty Geol. Observatory, Palisades, New York. 690 p.
- Carnahan, E. A., A. M. Hoare, P. Hallock, B. H. Lidz and C. D. Reich. 2008. Distribution of heavy metals and foraminiferal assemblages in sediments of Biscayne Bay, Florida, USA. *Journal of Coastal Research* 24:159-169.
- Dijkstra, N., J. Junntila, K. Skirbekk, J. Carroll, K. Husum and M. Hald. 2017. Benthic foraminifera as bio-indicators of chemical and physical stressors in Hammerfest harbor (Northern Norway). *Marine Pollution Bulletin* 114:384-396.
- Gomez-Leon, A. 2016. Foraminíferos bentónicos en sedimentos superficiales de la laguna de La Paz y su posible interrelación con las variables de la calidad del ambiente. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 57 p.
- Keil, R. 2017. Anthropogenic Forcing of Carbonate and Organic Carbon Preservation in Marine Sediments. *Annual Reviews Marine Science* 9:151-72.
- Langer, M. R. 2008. Assessing the contribution of foraminiferan protists to global ocean carbonate production. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 55:163-169.
- Martins, V. A., F. Frontalini, K. M. Tramonte, R. C. Figueira, P. Miranda, C. Sequeira, S. Fernández-Fernández, J. A. Dias, C. Yamashita, R. Renó, L. L. M. Laut, F. S. Silva, M. C. A. Rodrigues, C. Bernardes, R. Nagai, S. H. M. Sousa, M. Mahiques, B. Rubio, A. Bernabeu, D. Rey and F. Rocha. 2013. Assessment of the health quality of Ria de Aveiro (Portugal): heavy metals and benthic foraminifera. *Marine Pollution Bulletin* 70:18-33.
- Martins, M. V. A., F. Silva, L. L. Laut, F. Frontalini, I. M. Clemente, P. Miranda, R. Figueira, S. H. M. Sousa and J. M. A. Dias. 2015. Response of benthic foraminifera to organic matter quantity and quality and bioavailable concentrations of metals in Aveiro Lagoon (Portugal). *PLoS ONE* 10:e0118077.
- Méndez, L., B. Acosta, S. T. Alvarez-Castañeda and C. H. Lechuga-Deveze. 1998. Trace metal distribution along the southern coast of the Bahía de La Paz (Gulf of California), Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 61:616-622.
- Pérez-Tribouillier, H., E., Shumilin and G. M. Rodríguez-Figueroa. 2015. Trace Elements in the Marine Sediments of the La Paz Lagoon, Baja California Peninsula, Mexico: Pollution Status in 2013. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 95:61-66.
- Tadir, R., C. Benjamini, A. Almogi-Labin and O. Hyams-Kaphzan. 2017. Temporal trends in live foraminiferal assemblages near a pollution outfall on the Levant shelf. *Marine Pollution Bulletin* 117:50-60.
- Schröder, C. J., D. B. Scott and F. S. Medioli. 1987. Can smaller benthic foraminifera be ignored in paleoenvironmental analyses?. *Journal of Foraminiferal Research* 17:101-105.
- Sen Gupta, B. K. 2003. *Modern Foraminifera*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 371 p.
- Segura-Vernis, L. R. y A. L. Carreño. 1991. Foraminíferos y ostrácodos de la Laguna de La Paz, Baja California Sur, México. *Investigaciones Marinas CICIMAR* 6:195-224.
- Shumilin, E., F. Páez-Osuna, C. Green-Ruiz, D. Sapozhnikov, G. Rodríguez-Meza and L. Godínez-Orta. 2001. Arsenic, antimony, selenium and other trace elements in sediments of the La Paz Lagoon, Peninsula of Baja California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 42:174-178.

4.12 Almacenes de carbono aéreo de sitios conservados y en proceso de restauración en manglares de Chiapas

Gamboa-Cutz Julieta N.¹; Bejarano Marylin² y Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹CINVESTAV-Unidad Mérida, Instituto Politécnico Nacional. Km 6 Antigua carretera a Progreso, Mérida, Yucatán, México.

²PRONATURA Sur A.C. Calle Franz Blom No. 4, Barrio de Cuxtitali, San Cristóbal de las Casas. Chiapas, México.

Autor para correspondencia: ateiluj_terazan@hotmail.com

Resumen

La región del Pacífico Sur contiene el 8.6% (66 374 ha) de la extensión de manglares en México, encontrándose Chiapas dentro de los estados con mayor porcentaje de manglar en relación a la extensión de la línea de costa. Sin embargo, este estado también se ha visto perjudicado por la reducción del ecosistema de manglar debido principalmente a presiones antropogénicas, por lo que se han emprendido esfuerzos para la restauración de manglares que permiten el incremento en el almacén de carbono contribuyendo a la mitigación del cambio climático. Ejemplo de estas acciones es la iniciativa: Corredor de Manglares y Cambio climático, de PRONATURA Sur A.C. que tiene como finalidad restaurar y conservar los manglares de la zona de la Laguna Mar Muerto en Chiapas. En este estudio se midieron los almacenes de carbono aéreo en sitios conservados y en sitios en proceso de restauración, para la evaluación del éxito de las acciones realizadas en estos sitios. Los sitios restaurados presentan como especie dominante el manglar negro *Avicennia germinans*, con almacén promedio de 231.69 ± 136.94 Kg C ha⁻¹ y almacén total de 2.54 Mg C ha⁻¹, mientras que los sitios conservados presentaron un almacén promedio de carbono de 26 ± 13.3 Mg C ha y almacén total de 286.70 ± 0.77 Mg C ha⁻¹. Es necesario la determinación del carbono subterráneo en ambos sitios y el seguimiento de las acciones de restauración para obtener la captura de C por año en sitios restaurados.

Palabras clave: restaurados; manglar negro; Laguna Mar Muerto.

Abstract

The South Pacific region contains 8.6% (66 374 ha) of mangroves extension in Mexico, Chiapas is included in the states with higher percent of mangroves in respect to extension of the coastal line. Nevertheless, this state has been prejudiced by the reduction of ecosystem mangrove because of anthropogenic stress, so that, efforts have been made. This efforts enable to increase the carbon storage helping in the mitigation of climate change. An example of this efforts the initiative: Corredor de Manglares y Cambio climático, of PRONATURA Sur A.C. that have the objective of restoring and conservating mangroves in the coast of Lagoon Mar Muerto in Chiapas. This study measured carbon aerial storage in preserved sites and sites in restoration process, to evaluate the restoration actions in this sites. The dominant specie in restored sites is black mangrove *Avicennia germinans*, found a mean carbon storage of 231.69 ± 136.94 Kg ha⁻¹ and total storage of 2.54 Mg C ha⁻¹. The preserved sites have a mean carbon storage of 26 ± 13.3 Mg ha and a total storage of 286.70 ± 0.77 Mg C ha⁻¹. It is important to measure carbon storage in soil and persist in restoration actions to obtain carbon capture per year in restored sites.

Key words: restored, black mangrove, Lagoon Mar Muerto.

Introducción

Se estima que los bosques de manglares ocuparon el 75% de las costas tropicales de todo el mundo (Chapman, 1976), pero las presiones antropogénicas han reducido estos bosques a menos del 50% de la cobertura total de lo que se encontraba originalmente. Globalmente, se han perdido entre el 20 y 35% del área de manglar, desde 1980, con una tasa de pérdida de 1-2% por año (Duke *et al.*, 2007; FAO, 2007), con algunas estimaciones del 2-8% (Miththapala, 2008). En el caso de México, la extensión estimada de manglares es de 770 057 ha (CONABIO, 2009) por lo que resulta importante conocer la tasa de pérdida de manglares a lo largo de los años (Ruiz-Luna *et al.* 2008) que ha sido estimada con una tasa de pérdida anual de entre 1-2.5% (INE, 2005; Valiela *et al.*, 2001) perdiéndose en 9 años, un estimado del 20.52% de los manglares existentes en 1983 con un total de 1354 ha.

La importancia de conservar y preservar estos ecosistemas, radica en los múltiples servicios ambientales que brindan, destacándose el almacén y la captura de cantidades significativas de carbono, que permiten compensar las emisiones del CO₂ antropogénico ayudando en la mitigación a los efectos del cambio climático. Los manglares son considerados ecosistemas productivos, con estimaciones de productividad aérea neta de 11.1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ comparable con bosques húmedos (10.8 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, bosques de pantano (11.1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) y arrecifes de coral (10 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) y más altos que marismas (8.34 Mg C ha⁻¹ año⁻¹), pastos marinos (1.04 Mg C ha⁻¹ y⁻¹), macroalgas (3.8 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) y, fitoplancton costero (1.7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) (Alongi, 2009), aunque esta productividad está influenciada por cambios ambientales físicos y químicos como radiación solar, temperatura, mareas, concentraciones de nutrientes, tipo de suelo, tipo de bosque concentración de oxígeno y pH (Alongi, 2009; Twilley and Day, 1999; Adame *et al.*, 2013). Con respecto al almacén en suelos, tienen un almacén total estimado de 956 Mg C ha⁻¹ comparado con los 593 Mg C ha⁻¹ de marismas, 241 Mg C ha⁻¹ de bosques lluviosos o los 142.2 Mg C ha⁻¹ de pastos marinos (Howard, 2014). Debido a las diferencias en las estimaciones y tasas de productividad en los ecosistemas de manglar disponibles hasta ahora en la literatura, es necesario continuar con estudios que permitan conocer la productividad de estos ecosistemas a nivel regional, para identificar a su vez, las variables que controlan dicho proceso así como el almacén de carbono del ecosistema.

No obstante, son innegables las altas reservas de carbono encontradas en los manglares, por lo que se ha aumentado el esfuerzo para rehabilitar y restaurar los bosques de manglar degradados, de manera que al recuperarse la estructura del ecosistema, aumente la producción de hojarasca, que es un índice de la productividad del sistema y, favorezca la captura y almacén de carbono por los árboles en corto plazo (decenas de años) y, en los sedimentos en largo plazo (miles de años) (Laffoley y Grimsditch, 2009; Mcleod *et al.*, 2011; Prasad *et al.*, 2010; Van Lavieren *et al.*, 2012).

La región del Pacífico Sur contiene el 8.6% (66 374 ha) de la extensión de manglares en México, representando la planicie costera de Chiapas un 62.58% de ésta región (41 540 ha), lo que confiere a Chiapas encontrarse dentro de los estados con mayor porcentaje de manglar en relación a la extensión de la línea de costa, junto con Yucatán y Quintana roo (CONABIO, 2009). En los manglares de la región de la laguna Mar Muerto entre los estados de Oaxaca y Chiapas se han establecido acciones de restauración por parte de Pronatura Sur bajo la iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático, con el fin de conservar los manglares de esta zona. Sin embargo, es necesario evaluar el éxito de las acciones de restauración realizadas mediante el almacén de carbono de esos sitios y compararlas con sitios conservados y degradados como puntos de referencia de almacenes futuros y línea base respectivamente. En este estudio se midieron los almacenes de carbono aéreo en sitios conservados (como referencia del almacén) y, en proceso de restauración a lo largo de la zona de la Laguna Mar Muerto en Chiapas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra localizada en la laguna Mar Muerto en el estado de Chiapas a los 15°58' y 16°17' de latitud Norte y los 93°50' y 94°25' de longitud Oeste. De acuerdo a Mulleried (1957) esta zona pertenece a la región fisiográfica de Chiapas conocida como Llanura costera del Pacífico. Presenta clima subhúmedo con lluvias en verano con temperatura entre 19°-30 °C con temperatura promedio anual de 23.4 ± 2.3 °C y una precipitación anual de 1200-3000 mm (CONAGUA, 2016).

Diseño de muestreo

Se establecieron un total de 33 parcelas en la localidad de Chiapas, dividiéndose en tres estratos de 11 parcelas de 14 m de diámetro, de acuerdo a la condición de desarrollo del manglar. Sitios conservados, restaurados y degradados. Para la caracterización estructural de los sitios de referencia (conservados) y los parches de los sitios restaurados se identificaron las especies y se midieron árboles, (diámetro normal, altura), juveniles (especie, altura) y plántulas (especie, altura) según fue el caso. Se consideraron árboles, todos aquellos que el diámetro normal sea igual o mayor que 2.5 cm, mientras que los juveniles tuvieron diámetros menores a 2.5 cm, de forma arbustiva y de alturas no mayores a 3 m. Para determinar la biomasa de los árboles se utilizaron ecuaciones alométricas de acuerdo a Day *et al.* (1998) y para las plántulas las desarrolladas por PRONATURA Sur A. C. (2015).

Parámetros fisicoquímicos

En cada parcela se seleccionaron puntos de muestreo, en los cuales se extrajo muestras de agua intersticial mediante una jeringa y un tubo de acrílico que se introdujo a aprox 30 cm de profundidad y, se midió *in situ* salinidad, temperatura, pH, redox y conductividad de la muestra de agua colectada. Para determinar si las variables tienen una distribución normal se aplicó la prueba de Shapiro-Wills, de cumplir con el principio de normalidad, se realizaron pruebas de t con una significancia $\alpha \leq 0.05$ entre sitios conservados y restaurados, conservados y degradados y restaurados y degradados para cada uno de los parámetros medidos para determinar si existen diferencias significativas entre cada una de las variables y los tipos de condición. Si no se cumplía el principio de normalidad se realizó la prueba de Kruskal-Wallis para la determinación de diferencias significativas con una significancia $\alpha \leq 0.05$.

Determinación de carbono en árboles y plántulas

La biomasa de los árboles y plántulas se calculó en Mg/ha y fue transformada a carbono multiplicándola por el factor de 0.47 (Kauffman *et al.*, 2013).

Resultados y Discusión

Parámetros fisicoquímicos

Las salinidades promedio de los sitios se encontraron dentro del intervalo de salinidad en las que se presenta mejor crecimiento de plántulas, que se encuentra entre 5 y 75 ppm para la especie *Avicennia germinans* (Krauss *et al.*, 2008), aunque Rahman *et al.* (2015) encontraron que en zonas influenciadas por agua dulce hay mayor almacén de carbono en el ecosistema (336.09 ± 14.74 Mg C ha⁻¹) comparado con zonas de salinidades moderadas y altas (Cuadros 1 y 2). Los valores de salinidad registrados no

mostraron diferencias significativas entre sitios conservados y restaurados ($p=0.23$, $t=1.21$, $n=22$), ni entre conservados ni degradados ($p=0.36$, $t=0.94$, $n=22$) ni entre restaurados y degradados ($p=0.11$, $t=1.66$, $n=22$).

En el caso de la temperatura, se encuentra dentro de los factores principales para el establecimiento de plántulas y el desarrollo de los árboles y, varía dentro de los bosques, entre tipos de bosque y geográficamente (Krauss, 2008). Las plántulas de manglar no se desarrollan adecuadamente en temperaturas menores a los 19 °C ni en temperaturas mayores a los 40 °C en la cual la fotosíntesis de la mayoría de las especies de manglar empieza a disminuir (Krauss, 2008; Noor *et al.*, 2015). En este estudio los valores de temperatura registrados presentaron diferencias significativas entre sitios conservados y restaurados ($p<0.0001$, $t=4.93$, $n=22$), entre sitios conservados y degradados ($p<0.0001$, $t=4.62$, $n=22$) pero no hubo diferencias entre sitios degradados y restaurados ($p=0.88$, $t=0.14$, $n=22$). El menor valor promedio de temperatura corresponde a los sitios conservados ($29.16 \pm 1.01^\circ\text{C}$) (Cuadro 1), que se encuentran en la franja costera de la laguna Mar Muerto y, la altura de los árboles permite que la luz solar no llegue directamente al suelo, mientras que las temperaturas más altas se registraron en los sitios restaurados (33.05 ± 2.76) que están más expuestos a la luz solar.

Los valores de pH registrados mostraron diferencias significativas entre sitios conservados y degradados ($p<0.0001$, $t=7.13$, $n=22$) y entre conservados y restaurados ($p<0.0001$, $t=5.44$, $n=22$) mientras que no se observaron diferencias significativas entre sitios restaurados y degradados ($p=0.54$, $t=0.61$, $n=22$). En los sitios conservados se observó un pH ácido (6.17 ± 0.45) que puede deberse a la descomposición de materia orgánica y a las concentraciones de carbono en los sitios (Deborde *et al.*, 2015), mientras que los sitios restaurados y degradados presentaron pH neutros con 7.47 ± 0.52 y 7.29 ± 0.54 respectivamente (Cuadro 1).

Los valores de conductividad no presentaron diferencias significativas entre sitios conservados y restaurados ($p=0.74$), conservados y degradados ($p=0.48$) ni en restaurados y degradados ($p=0.67$). Los valores del potencial Redox fueron analizados con el método de Kruskal-Wallis, el cual no mostró diferencias significativas para sitios conservados y restaurados ($p=0.74$, $t=0.33$, $n=22$), ni para conservados y degradados ($p=0.49$, $t=0.71$, $n=22$) mostrando diferencias entre los sitios restaurados y degradados ($p=0.02$) (Cuadro 1). En el Cuadro 2 se muestran los coeficientes de variación de los parámetros medidos.

Cuadro 1. Resumen de los estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial medidos en los sitios.

| Condición | Salinidad (ppm) | Temperatura (°C) | pH | RedOx (mV) | Conductividad |
|-------------|-------------------|------------------|-----------------|--------------------|-------------------|
| Conservados | 65.45 ± 12.93 | 29.16 ± 1.01 | 6.17 ± 0.45 | 33.27 ± 108.16 | 88.03 ± 15.88 |
| Degradados | 74.58 ± 30.71 | 32.53 ± 2.29 | 7.29 ± 0.54 | 39.83 ± 82.14 | 80.32 ± 33.65 |
| Restaurados | 56.35 ± 25.98 | 33.05 ± 2.76 | 7.47 ± 0.52 | 87.31 ± 43.50 | 86.23 ± 28.69 |

Cuadro 2. Resumen de los coeficientes de variación obtenidos de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial.

| Condición | Salinidad (ppm) | Temperatura (°C) | pH | RedOx (mV) | Conductividad |
|-------------|-----------------|------------------|------|------------|---------------|
| Conservados | 19.75 | 3.45 | 7.32 | 325.07 | 18.04 |
| Degradados | 41.17 | 7.04 | 7.33 | 206.2 | 41.89 |
| Restaurados | 46.15 | 8.96 | 6.62 | 45.86 | 35.97 |

Determinación de carbono en árboles y plántulas

Los sitios conservados se encuentran cercanos a la franja de la laguna Mar muerto y presentan como especie dominante manglar negro *Avicennia germinans* tienen un almacén promedio de carbono de $26 \pm 13.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$, con valor máximo de $58.45 \pm 1.60 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y valor mínimo de 13.9 Mg C ha , las alturas

promedio de los árboles fueron de 4.94 ± 1.79 m y diámetro normal promedio de 5.73 ± 2.43 cm. La categoría de diámetro que presentó más almacén de carbono (Mg C ha^{-1}) en los sitios conservados con respecto a las demás categorías pertenece a la categoría de 5-10 cm con un almacén de $183.53 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que el menor almacén pertenece a la categoría de 30-50 cm con un almacén de $0.16 \text{ Mg C ha}^{-1}$, que corresponde a un árbol (Cuadro 3). Los valores promedio de los sitios conservados son bajos comparados con otros sitios en Chiapas como la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, que cuenta con árboles altos y tiene un promedio de $215.0 \pm 44.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$, sin embargo, son comparables con valores promedio de almacén de carbono de marismas en Chiapas ($38.5 \pm 5.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Adame *et al.*, 2015). La diferencia en almacén de carbono de los manglares de la Laguna Mar Muerto en comparación con los manglares de La Encrucijada puede deberse a la diferencia en las salinidades intersticiales de los sitios, siendo 65.45 ± 12.93 ppm para los sitios conservados del sitio de este estudio comparado con 37.6 ± 5.3 ppm de la salinidad más alta registrada en La Encrucijada, debido a que la salinidad es una variable limitante tanto para el desarrollo de los árboles (Krauss, 2008; Rahman, 2015). Por su parte, el almacén total obtenido en el sitio de conservados fue de $286.70 \pm 0.77 \text{ Mg C ha}^{-1}$, valores que se encuentran entre los Mg C ha obtenidos de sitios de manglares chaparros y marismas en Quintana Roo con $381 \pm 52 \text{ Mg ha}$ y $177 \pm 73 \text{ Mg ha}^{-1}$ respectivamente (Adame *et al.*, 2013) (Figura 1).

Los sitios restaurados presentan como especie dominante al manglar negro *Avicennia germinans*, con almacén promedio de $231.69 \pm 136.94 \text{ Kg C ha}^{-1}$, valor máximo de $485.64 \text{ Kg C ha}^{-1}$ en una parcela donde había arbustos mientras que el valor mínimo promedio encontrado fue de $91.1 \text{ Kg C ha}^{-1}$ en una parcela sometida a rehabilitación hidrológica y en la cual las plántulas presentes son regeneración natural. Los valores promedio encontrados en este estudio son mayores que los presentados por Kridiborworn *et al.* (2012), durante el primer año en localidades reforestadas de manglar, que registraron un almacén de carbono de 90 kg C ha^{-1} , pero menores para los reportados en localidades reforestadas de 3 años, que tienen un almacenamiento constante de hasta 280 kg C ha^{-1} , lo que puede estar influenciado por la salinidad que caracteriza a los sitios de este estudio, ya que al igual que en los árboles, la salinidad también influye en el establecimiento de plántulas, de manera que conforme las salinidades se acerquen a los límites superiores del rango óptimo de salinidad (~ 75) el establecimiento y crecimiento de las plántulas se verá disminuido (Krauss, 2008). La altura promedio de las plántulas es de 31.25 ± 19.1 cm y el diámetro promedio de los tallos de 1.10 ± 0.47 . El almacén total obtenido de los sitios restaurados es de $2.54 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 1).

Cuadro 3. Almacén de carbono aéreo y alturas dividido por categorías de Diámetro normal.

| Árboles Vivos (Diámetro Normal) | Altura promedio (m) | Mg C ha⁻¹ |
|--|----------------------------------|-----------------------------|
| 0-5 | 3.58 ± 1.75 | 78.43 |
| 5-10 | 5.61 ± 1.62 | 183.53 |
| 10-30 | 6.69 ± 1.58 | 24.59 |
| 30-50 | 7.00 | 0.16 |
| Total | 4.6 ± 2.01 | 286.71 |

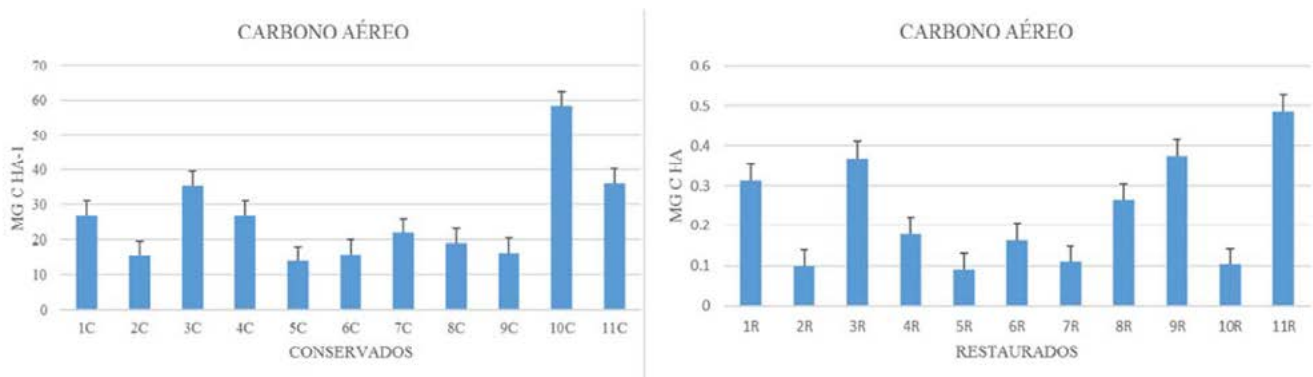


Figura 1. Almacén de carbono en Mg C ha^{-1} en las parcelas del sitio conservados (izquierda) y en sitio de restaurados (derecha).

Conclusiones

Es necesario tener un seguimiento de las acciones de restauración en los sitios, que permitan conocer la captura de carbono de las plántulas y el éxito de las acciones implementadas. Por lo que resulta importante considerar la aplicación de medidas de restauración en los sitios degradados que permitan el establecimiento y desarrollo de plántulas de acuerdo a las características de los sitios. No se observaron diferencias significativas para la salinidad, conductividad y redox, mientras que la temperatura y el pH mostraron diferencias entre los sitios conservados con respecto a los degradados y restaurados, éstos resultados permiten tener una línea base para la toma de decisiones al establecer las medidas de restauración pertinentes de acuerdo a las características de los sitios, así como un punto inicial de comparación de los sitios conservados. Mientras que los resultados obtenidos de los sitios conservados permiten una estimación del almacén de carbono futuro que podría agregarse al ecosistema de resultar exitosas las técnicas de restauración tanto en sitios degradados como en proceso de restauración.

Es importante la determinación del carbono subterráneo tanto en los sitios restaurados como en conservados, para la comparación del estado inicial en el que se encuentra el carbono subterráneo en sitios donde se están implementando medidas de restauración contra un almacén de carbono subterráneo característico del sitio y para la determinación de captura de carbono por año en sedimentos de manglar.

Literatura citada

- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamaland and J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8(2):e56569.
- Adame, M. F., 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(12):3805-3818.
- Alongi, D. M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science* 6:195-219.
- Chen, R. and R. R. Twilley. 1999. Patterns of mangrove forest structure associated with soil nutrient dynamics along the Shark River estuary. *Estuaries* 22:1027-1042.
- CONABIO. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª Ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 99 p.
- Deborde, J., C. Marchand, N. Molnar, L. D. Patrona and T. Meziane. 2015. Concentrations and fractionation of carbon, iron, sulfur, nitrogen and phosphorus in mangrove sediments along an intertidal gradient (semi-arid climate, New Caledonia). *Journal of Marine science and Engineering* 3(1):52-72.
- FAO. 2007. *The World's Mangroves 1980-2005*, FAO Forestry Paper 153. Rome: Forest Resources Division, FAO. 77 p.
- INE. 2005. Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAT-INE, México, DF. 21 p.
- IPCC. 2007. *Climate change 2007: the physical science basis*. In: S. Solomon, D. Qin and M. Manning (Eds). Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK and New York, NY: Cambridge University Press.
- Kauffman, J. B., D. C. Donato y M. F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Vol. 117). CIFOR.
- 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. *Ecological Applications* 24:518-527.



- Krauss, K. W., C. E. Lovelock, K. L. McKee, L. López-Hoffman, S. M. Ewe and W. P. Sousa. 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review. *Aquatic Botany* 89(2):105-127.
- Kridiborworn, P., A. Chidthaisong, M. Yuttitham and S. Tripetchkul. 2012. Carbon sequestration by mangrove forest planted specifically for charcoal production in Yeesarn, Samut Songkram. *Journal of Sustainable Energy & Environment* 3(2):87-92.
- 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(10):552-560.
- Miththapala, S. 2008. *Mangroves*. Coastal Ecosystems Series Volume 2. Colombo Sri Lanka: Ecosystems and Livelihoods Group Asia IUCN 28.
- Noor, T., N. Batool, R. Mazhar and I. Ilyas. 2015. Effects of siltation, temperature and salinity on mangrove plants. *European Academic Research Journal* 2:14172-14179.
- Rahman, M. M., M. N. I. Khan, A. F. Hoque and I. Ahmed. 2010. Carbon stock in the Sundarbans mangrove forest: spatial variations in vegetation types and salinity zones. *Wetlands Ecology and Management* 23:269-283.
- Ruiz-Luna, A., J. Acosta-Velázquez and C. A. Berlanga-Robles. 2008. On the reliability of the data of the extent of mangroves: A case study in Mexico. *Ocean & Coastal Management* 51:342–351.
- Sabine, C. L., R. A. Feely and N. Gruber. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science* 305:367–71.
- Thom, B. G., L. D. Wright and J. M. Coleman. 1975. Mangrove ecology and deltaic-estuarine geomorphology: Cambridge Gulf-Ord River, Western Australia. *Journal of Ecology* 63:203–232.

4.13 Variabilidad de la producción primaria influenciada por procesos oceánicos en las costas de Nayarit

Domínguez-Hernández Gerarldine¹; Cepeda-Morales Jushiro²; Rivera-Caicedo Juan P.³; Inda-Díaz Emilio²; Romero-Bañuelos Carlos²; Hernández-Almeida Oscar² y Soto-Mardones Luis⁴

¹Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias, Unidad Académica de Agricultura, Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura Amado Nervo, CP 63155, Tepic, Nayarit.

²Ciencias Biológicas, Agropecuarias y Pesqueras, Universidad Autónoma de Nayarit. Km 9 Carretera Tepic-Compostela, CP 63780, Xalisco, Nayarit, México.

³CONACyT-UAN, Secretaría de Investigación y Posgrado, Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura Amado Nervo, CP 63155, Tepic, Nayarit.

⁴Departamento de Física, Facultad de Ciencias, Universidad de Bío-Bío. Av. Collao 1202, casilla 5-C, CP 4081112, Concepción, Chile
Autor para correspondencia: dominguez.hdez.g@hotmail.com

Resumen

Se analizó la variabilidad de clorofila (Cl-a) y de temperatura superficial del mar (TSM) sobre la plataforma continental de Nayarit a través de imágenes mensuales de los sensores SeaWIFS, MODIS y AVHRR en el periodo de 1997-2016 por medio de Análisis Armónico (AA) y Funciones Empíricas Ortogonales (FEOs). Se encontró que las altas concentraciones de Cl-a se localizan en la costa disminuyendo gradualmente hacia el océano; mientras que la temperatura promedio oscila entre los 28 y 29 °C con un patrón latitudinal de variación. La climatología mostró que los máximos de Cl-a se concentran en invierno y primavera mientras que para la TSM son en verano y otoño. Los resultados de AA demostraron que la variabilidad de Cl-a está representada mayormente por la señal anual la cual se concentró en dos zonas costeras, en el norte y sur con amplitudes que van de 0.8 a 2 mg/m³. En cuanto a TSM, ésta se distribuye con valores máximos de 4°C al norte disminuyendo a 3°C hacia el sur, en las FEOs se encontró que el primer modo explica el mayor porcentaje de variación, para Cl-a el 94% con bajas amplitudes en la zona costera y aumentando hacia el océano y 67% para TSM con amplitudes casi uniformes pero presentando un calentamiento de norte a sur.

Palabras clave: *clorofila; TSM; climatologías.*

Abstract

The variability of chlorophyll (Chl-a) and sea surface temperature (SST) on the continental shelf of Nayarit was analyzed through monthly images of the SeaWIFS, MODIS and AVHRR sensors in the period 1997-2016 by means of Harmonic Analysis (HA) and Orthogonal Empirical Functions (EOF). It was found that high concentrations of Chl-a are located on the coast gradually decreasing towards the ocean; While the average temperature oscillates between 28 and 29 °C with a latitudinal pattern of variation. Climatology showed that Chl-a maxims are concentrated in winter and spring while for SST are in summer and fall. The results of HA showed that the variability of Chl-a is represented mainly by the sign of which it was concentrated in two coastal zones, in the north and in amplitudes that go from 0.8 to 2 mg/m³. As for SST, this is distributed with maximum values of 4 °C to the north decreasing to 3 °C to the south, in the EOF showed that the first mode explains the highest percentage of variation, for Chl-a to 94% with amplitudes of lows in the coastal zone and rising towards the ocean and 67% for SST with almost uniform amplitudes but presenting a north warming on.

Key words: *chlorophyll; SST; climatology.*

Introducción

La variabilidad oceánica es el resultado de una serie de eventos físicos de distinta escala que influyen directamente en los ecosistemas, los cuales controlan el flujo de nutrientes a las capas superficiales (Robinson and Hill, 2005). Uno de los fenómenos de gran importancia dentro de la variabilidad es el evento de El Niño-Oscilación Sur (ENOS), ya que se pueden observar patrones en la variabilidad interanual en toda la cuenca del Pacífico como es el caso del análisis de las anomalías de la TSM (Wang and Fiedler, 2006).

En las Costas del Pacífico mexicano, los efectos del ENSO se reflejan en aumentos de la temperatura del océano, aumento del nivel del mar y las variaciones interanuales de las condiciones climáticas, además de variaciones provocadas por La Niña y las Oscilaciones del Pacífico Sur y los centros de alta presión del Pacífico Norte (Palacios-Hernández *et al.*, 2010), el estudio de estas variaciones son sumamente importantes, ya que son indicadores de los cambios del clima lo cual es de gran interés dentro del área de la oceanografía donde pueden identificarse diferentes fenómenos tanto climáticos como oceanográficos (Palacios-Hernández *et al.*, 2010).

En la actualidad los avances para realizar mediciones a escala global a través de sensores remotos satelitales permiten obtener datos con una amplia cobertura espacio-temporal con gran resolución para explicar cambios climáticos, variabilidad interdecadal (Mestas-Nunez y Miller, 2006), forzamientos atmosféricos (Amador *et al.*, 2006) y la oceanografía general, así como también se han estudiado áreas más pequeñas como es el caso de Cuba (Hernández, 2002), el Golfo de California (Lavín *et al.*, 2003) y la Costa Mexicana del Pacífico Central (Doney, 2006; Manzano-Sarabia y Salinas-Zavala, 2008; Renault *et al.*, 2009).

La costa de Nayarit se encuentra dentro del océano Pacífico Oriental Tropical, es de gran importancia desde el punto de vista oceanográfico, debido a la influencia de aguas provenientes de la región sub-polar (advectadas por la Corriente de California) y Tropical (advectadas por la Corriente Costera Mexicana) afectando a diferentes procesos biológicos, así como agua del Golfo de California, convirtiendo en una zona altamente variable, tanto estacional como interanual (Kessler, 2006), es así que los estudios oceanográficos a lo largo de las costas mexicanas están aumentando, es por ello que el presente estudio está dirigido a un área en particular que es la plataforma continental del estado de Nayarit, ya que es de suma importancia estudiar su producción debido a que su potencial pesquero regional depende de ello.

En este trabajo se hace uso de datos satelitales de tres sensores durante los años de 1997 al 2016 con el objetivo de conocer la influencia de los fenómenos físicos asociados a la producción de clorofila, como indicador de producción primaria y, los cambios de temperatura de la superficie del océano en la plataforma continental del estado de Nayarit, ya que su estudio es importante para la oceanografía biológica y pesquera debido a los diferentes procesos físicos que permiten la generación y permanencia de la masa fitoplanctónica y por lo tanto, de la producción primaria (Falkowski *et al.*, 1998).

Materiales y Métodos

Datos de sensores satelitales

Las series de tiempo de Cl-a y TSM se construyeron a partir de compuestos mensuales de color del océano de nivel L3, con una resolución espacial de 4 y 9 km por pixel, de los sensores MODIS Aqua, SeaWiFS y AVHRR.

Tratamiento de imágenes

Se construyeron matrices bidimensionales de datos tanto de CI-a como TSM de la plataforma continental del estado de Nayarit excluyendo los valores cercanos a la costa (~10 km), esto debido a los errores causados por la proximidad terrestre. Los datos faltantes por presencia de nubes se reemplazaron con datos interpolados tomando en consideración el porcentaje de datos faltantes en la zona de estudio.

Debido a que las imágenes no presentan la misma resolución espacial para obtener la serie de tiempo completa (MODIS 4 km y SeaWiFS 9 km) se realizó un muestreo espacial a los datos del sensor SeaWiFS de 9 km a 4 km usando el método de interpolación lineal para construir la serie temporal.

Análisis armónico

Se realizó el análisis armónico a las matrices de CI-a y TSM para conocer el ciclo estacional. Dichas variables quedaron representadas en la ecuación 1.

$$Y = X_0 + X_1 \cos(\omega_1 t - \phi_1) + X_2 \cos(2\omega_2 t - \phi_2) \quad (1)$$

donde, X_0 es el promedio de la variable, X_1 es la amplitud anual y X_2 es la amplitud semianual; ω_1 y ϕ_1 son la frecuencia angular y la fase inicial de cada señal.

Funciones empíricas ortogonales (FEOs)

Es un método para el análisis de una sola variable que permite encontrar patrones espaciales, estudiar la variación a lo largo del tiempo y da una medida de la importancia de cada patrón encontrado (Björnsson y Venegas, 1997). Este análisis fue aplicado a las series temporales de CI-a y TSM.

Este método permite descomponer los datos multivariados en sus componentes principales. La varianza de los datos puede ser descrita por unos pocos modos ortogonales que explican la mayor parte de la variación. Para aplicar el método a las series temporales de CI-a y TSM se usaron las matrices bidimensionales $A \times B$ donde A corresponde a los píxeles que forman la imagen y B al tiempo (228 meses).

Resultados y Discusión

La climatología de clorofila (Figura 1a) muestra un patrón espacial con un gradiente de concentración mayor en la costa ($>3 \text{ mg/m}^3$), el cual disminuye hacia el océano por debajo de 0.3 mg/m^3 , coincidiendo con lo reportado por algunos autores en otras áreas del Pacífico Mexicano (Escalante-Almazán *et al.*, 2013; Espinosa-Carreón *et al.*, 2004; Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín, 2007; Kahru y Mitchell, 2001; Zaitsev *et al.*, 2014). Se pueden diferenciar tres zonas, la eutrófica, mesotrófica y oligotrófica, la primera corresponde a valores $>3 \text{ mg/m}^3$, la segunda zona a valores que se encuentran entre $1-3 \text{ mg/m}^3$ y, la tercera a valores $<1 \text{ mg/m}^3$ correspondientes a la zona de mar adentro, éstas clasificaciones fueron propuestas por Espinosa-Carreón *et al.* (2004) y Kahru y Mitchell, (2000).

En cuanto a la climatología de TSM (Figura 1b), ésta oscila entre los 28 y $29 \text{ }^\circ\text{C}$ frente a las costas Nayarit aumentando hacia el sureste por la distribución de la insolación y por la influencia del calentamiento entre el agua de la superficie terrestre y el agua de mar según Amador *et al.* (2006), por el contrario hacia el norte va disminuyendo, esto debido a la influencia de la corriente de California, la cual presenta bajas temperaturas (Wang y Fiedler, 2006).

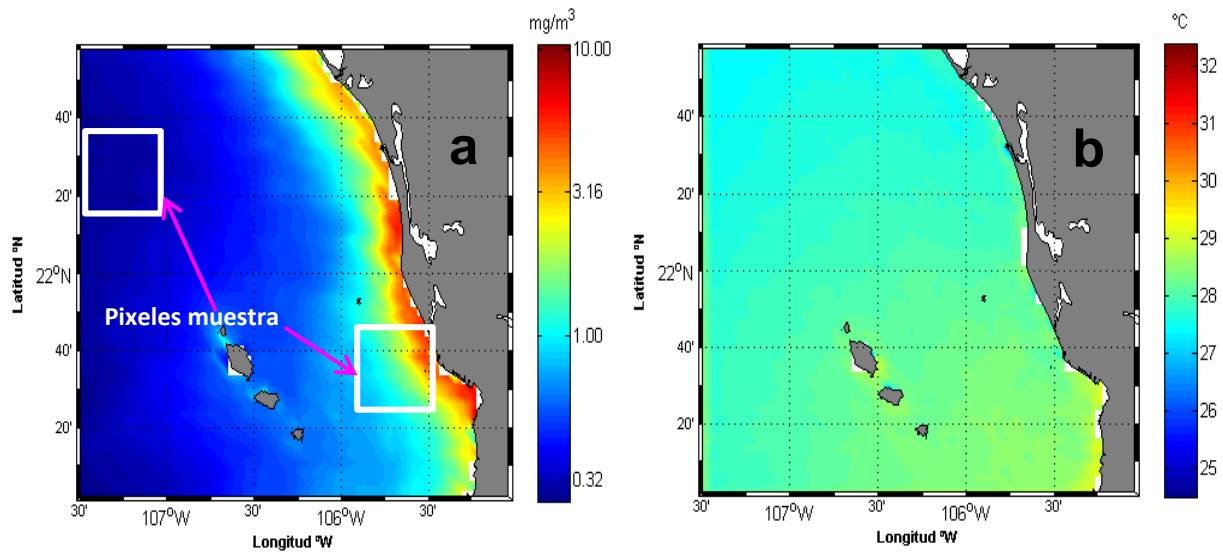


Figura 1. Área de estudio y distribución espacial de la media climatológica de clorofila (CI-a) y temperatura superficial del mar (TSM) sobre la plataforma continental de Nayarit desde 1997 al 2016.

El comportamiento climatológico mensual de CI-a muestra los meses con mayores concentraciones ($1-10 \text{ mg/m}^3$) sobre la costa, correspondiendo a las estaciones de invierno y primavera, cabe destacar que las anomalías se mantienen positivas durante todo el año (Figura 2).

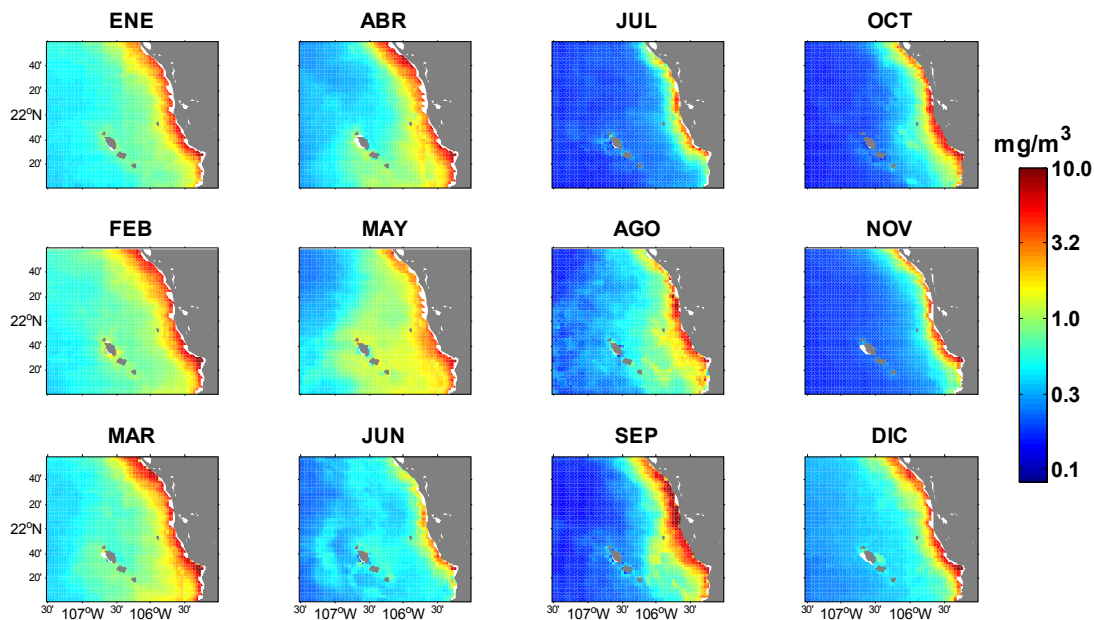


Figura 2. Distribución espacial de la climatología mensual de clorofila (CI-a) de la plataforma continental de Nayarit desde 1997 al 2016.

Se observa un comportamiento estacional debido al calentamiento durante el verano ($30-34 \text{ }^\circ\text{C}$) y el enfriamiento durante el invierno con temperaturas $<26 \text{ }^\circ\text{C}$ (Figura 3), correspondiendo a los meses de junio-agosto donde se recibe mayor radiación solar, mientras que en invierno (diciembre-febrero), la radiación es mínima (Amador *et al.*, 2006; Palacios-Hernández *et al.*, 2010).

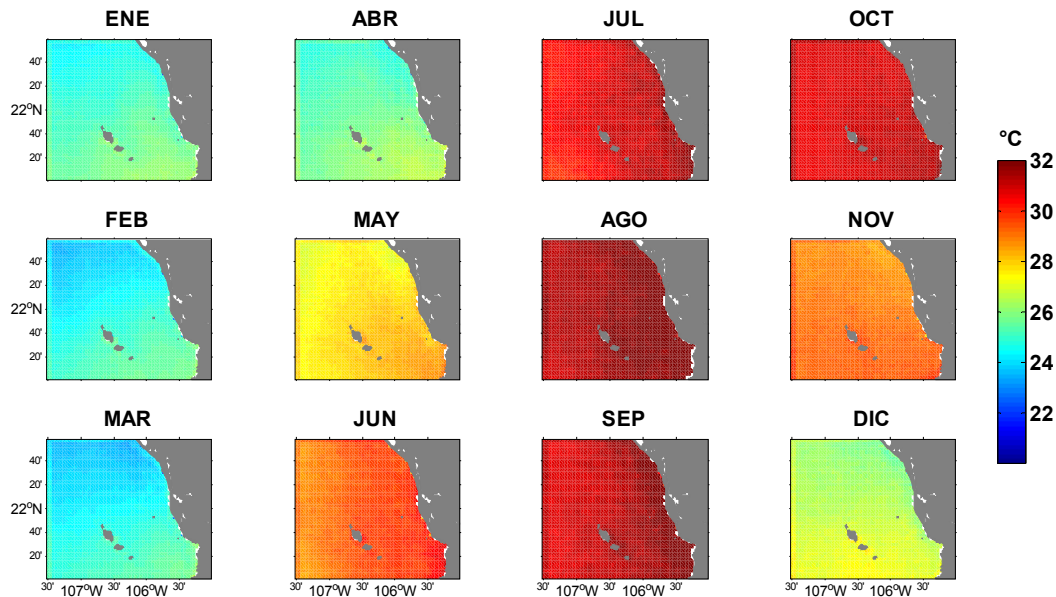


Figura 3. Distribución espacial de la climatología mensual de temperatura superficial del mar de la plataforma continental de Nayarit desde 1997 al 2016.

Análisis armónico

La variación mediante análisis armónico de Cl-a (Figura 4a) está representada mayormente por la señal anual y semianual, las cuales dominan dicha variación, la amplitud del armónico anual se localiza en las zonas costeras norte y sur con valores que van de 0.8 a 2 mg/m^3 , mientras que en la zona más oceánica las amplitudes son bajas ($<0.2 \text{ mg}/\text{m}^3$); en cambio el armónico anual de TSM muestra amplitudes que van desde los 3 hasta los 4 $^{\circ}\text{C}$ (Figura 4b), concordando con los resultados de Palacios-Hernández *et al.* (2010), disminuyendo de norte a sur frente a las costas de Nayarit.

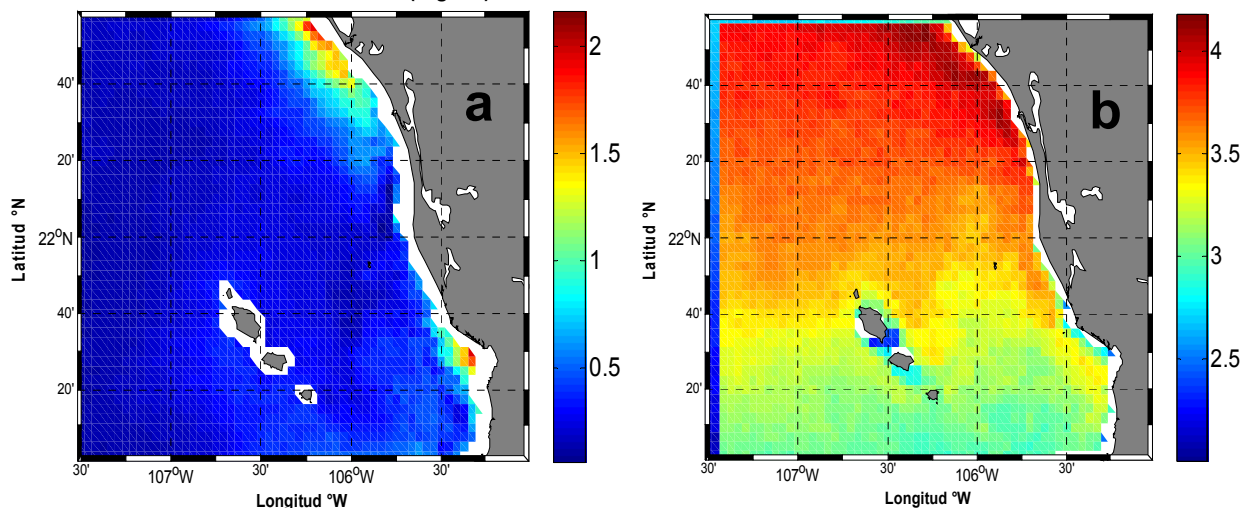


Figura 4. Distribución espacial de la amplitud del componente anual de clorofila (a) y temperatura superficial del mar (b) de la plataforma continental de Nayarit desde 1997 al 2016.

En el armónico semianual de Cl-a (datos no mostrados) los valores máximos se localizaron en toda la zona costera ($0.4\text{-}1.2 \text{ mg}/\text{m}^3$), cabe señalar que se presentaron concentraciones $<0.2 \text{ mg}/\text{m}^3$ hacia el océano. El porcentaje de variación que es explicada por la suma de los armónicos anual y semianual

corresponde del 5% al 20% en la mayor parte del área de estudio, mientras que hacia el noroeste el porcentaje de explicación se incrementa de un 30% al 45%.

En cuanto a la amplitud del armónico semianual de TSM (datos no mostrados) oscila desde los 0.05-0.1 °C en casi toda la costa, mientras que al alejarse los valores aumentan hasta los 0.45 °C, aumentando de este a noroeste como menciona (Palacios-Hernández *et al.*, 2010). Observando el aporte de cada armónico se detecta que el semianual presenta valores de menor magnitud, esto debido a que el aporte de dicha señal al ciclo estacional es relativamente más pequeña (Fiedler y Talley, 2006). El porcentaje de variación explicada por el armónico anual y semianual para TSM corresponde de un 75-80% en gran parte del área de estudio, disminuyendo hacia el sureste, cerca de las costas de Jalisco a un 70%, como se mencionaba, el aporte de la señal semianual es pequeña por lo que la señal anual da el mayor peso para el porcentaje de explicación de la variación.

Funciones empíricas ortogonales

El primer modo de las concentraciones mensuales de clorofila representa el 85% de la varianza total (Figura 5a), las bajas amplitudes de clorofila concuerdan con periodos de El Niño (1998), debido a que la picnoclina se encuentra a mayor profundidad en relación a condiciones normales (no-Niño) por lo que los nutrientes se localizan por debajo de la zona eufótica (Chavez, 1996). Durante 1999 (periodo Niña) las amplitudes de clorofila se elevaron pero vuelven a disminuir gradualmente hacia el 2002, en el 2010 durante periodo niño volvieron a disminuir provocando que hasta el 2016 la cantidad de clorofila siga sin recuperarse.

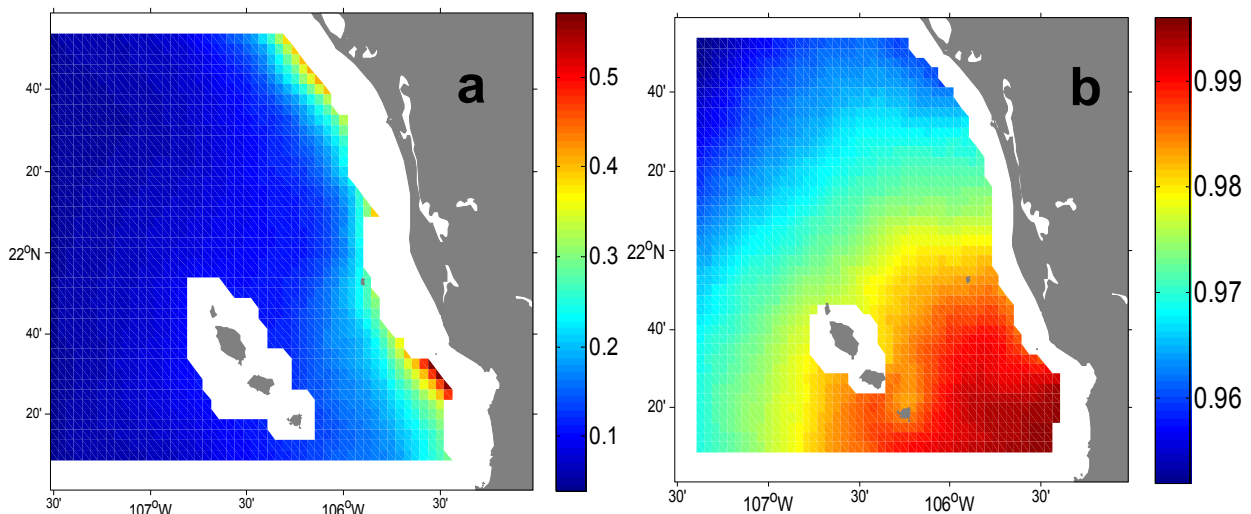


Figura 5. Primer modo espacial de FEOs de a) Cl-a y b) TSM.

La variación del primer modo de TSM (Figura 5b) tiene una fuerte influencia de la señal anual, donde se presenta un porcentaje de explicación del 67%, con una amplitud casi uniforme, con valores de 0.95 al norte y 0.95 al sur, por lo que se observa un enfriamiento de sur a norte, es importante señalar que el patrón espacial es positivo en todas partes. Además se determinó que durante periodos Niño las variaciones del primer modo son menores mientras que en periodos Niña son mayores.

Conclusiones

Los resultados indicaron una fuerte estacionalidad tanto para Cl-a como TSM debido a la influencia de la señal anual, se encontró también que la variabilidad está altamente influenciada por los eventos de

El Niño y La Niña reflejando anomalías negativas de biomasa fitoplanctónica en condiciones cálidas (Niño) y positivas en condiciones frías (Niña) para las costas de Nayarit.

Literatura citada

- Amador, J. A., E. J. Alfaro, O. G. Lizano and V. O. Magaña. 2006. Atmospheric forcing of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:101–142.
- Björnsson, H. and S. A. Venegas. 1997. A manual for EOF and SVD analyses of climatic data. CCGCR Report 97:112–134.
- Chavez, F. P. 1996. Forcing and biological impact of onset of the 1992 El Niño in central California. *Geophysical Research Letters* 23:265–268 DOI:10.1029/96GL00017.
- Doney, S. C. 2006. Oceanography: Plankton in a warmer world. *Nature* 444:695–696.
- Escalante-Almazán, F., J. E. Valdez-Holguín, S. Álvarez-Borrero and J. R. Lara-Lara. 2013. Temporal and spatial variation of sea surface temperature, chlorophyll a, and primary productivity in the Gulf of California. *Ciencias Marinas* 39:203–215 DOI:10.7773/cm.v39i2.2233.
- Espinosa-Carreón, T. L., P. T. 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: Baja California Chlorophyll in 1997–2002. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 109 DOI:10.1029/2003JC002105.
- Espinosa-Carreón, T. L. y E. Valdez-Holguín. 2007. Variabilidad interanual de clorofila en el Golfo de California. *Ecología aplicada* 6:83–92.
- Falkowski, B. and Smetacek. 1998. Biogeochemical Controls and Feedbacks on Ocean Primary Production. *Science* 281:200–207.
- Fiedler, P. C. and L. D. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography. A Review of Eastern Tropical Pacific Oceanography* 69:143–180 DOI:10.1016/j.pocean.2006.03.008.
- Hernández, B. 2002. Variabilidad interanual de las anomalías de la temperatura superficial del mar en aguas cubanas y su relación con eventos. El Niño-Oscilación del Sur (ENOS). *Investigaciones Marinas* <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45630202> (Consulta: septiembre 20, 2015).
- Kahru, M. and B. G. Mitchell. 2001. Seasonal and nonseasonal variability of satellite-derived chlorophyll and colored dissolved organic matter concentration in the California Current. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 106:2517–2529.
- 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 DOI:10.1029/2000GL011486.
- Kessler, W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:181–217.
- Lavín, M. F., E. Palacios-Hernández and C. Cabrera. 2003. Sea surface temperature anomalies in the Gulf of California. *Geofísica Internacional-Mexico* 42:363–376.
- Manzano-Sarabia, M. M. y C. A. Salinas-Zavala. 2008. Variabilidad estacional e interanual de la concentración de clorofila a y temperatura superficial del mar en la región occidental del Golfo de México: 1996–2007. *Interciencia: Revista de Ciencia y Tecnología de América* 33:628–634.
- Mestas-Nunez, A. M. and A. J. Miller. 2006. Interdecadal variability and climate change in the eastern tropical Pacific: a review. *Progress in Oceanography* 69:267–284.
- Palacios-Hernández, E., L. E. Carrillo, A. Filonov, L. Brito-Castillo and C. E. Cabrera-Ramos. 2010. Seasonality and anomalies of sea surface temperature off the coast of Nayarit, Mexico. *Ocean Dynamics* 60:81–91 DOI:10.1007/s10236-009-0244-z.
- Renault, L., B. Dewitte, M. Falvey, R. Garreaud, V. Echevin and F. Bonjean. 2009. Impact of atmospheric coastal jet off central Chile on sea surface temperature from satellite observations (2000–2007). *Journal of Geophysical Research* 114:C08006 DOI:10.1029/2008JC005083.
- Robinson, A. R. and M. N. Hill. 2005. Biological-physical interactions in the sea, 1. Harvard Univ. Press publication 2005. Ed. The sea The global coastal ocean. Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass.
- Wang, C. and P. C. Fiedler. 2006. ENSO variability and the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:239–266.
- Zaitsev, O., T. A. Castro, L. J. Cueto, G. G. Castro and C. J. Morales. 2014. Oceanographic conditions over the continental shelf off Magdalena Bay (Mexico) in 2011–2012. *Ciencias Marinas* 40:89–112 DOI:10.7773/cm.v40i2.2314



4.14 Carbono azul en núcleos sedimentarios de la Laguna Arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo

López-Mendoza Perla G.¹; Ruiz-Fernández Ana C.²; Sánchez-Cabeza Joan A.³; Van-Tussenbroek Brigitta I.⁴ y Pérez-Bernal L. H.²

¹Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.

²Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.

³Unidad Académica Procesos Oceánicos y Costeros, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 04510, Ciudad de México, México.

⁴Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 77580, Puerto Morelos, Quintana Roo, México.

Autor para correspondencia: pergualome@gmail.com

Resumen

Se denomina carbono azul al carbono orgánico (C_{org}) almacenado en ecosistemas marinos y costeros (*e.g.*, manglares y pastizales marinos) que cuentan con gran capacidad para secuestrar CO₂ atmosférico para la producción de C_{org}; no obstante, estos ecosistemas son altamente vulnerables a la alteración antropogénica, lo que puede provocar su conversión de ecosistemas sumidero a fuentes de emisión de CO₂ debido a la oxidación del C_{org} enterrado en sus sedimentos. En este trabajo se presentan los resultados preliminares del proceso de cuantificación de los flujos e inventarios de carbono azul secuestrado en sedimentos recientes (≤ 100 años) de pastizales marinos en los alrededores de la Laguna Arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo (Punta Caracol, PC; Puerto Juárez, PJ; y Laguna Tortuga, LT). A los sedimentos se les determinaron parámetros básicos como porcentaje de humedad, porosidad y densidad, así como las concentraciones de C_{org} y carbonatos. Los sedimentos de los núcleos fueron predominantemente arenosos (PC: 26-85% de arenas; PJ: 76-94%; LT: 68-82%) y con altos contenidos de carbonatos (PC: 40-41% de carbonatos; PJ: 37-42%; LT: 40-42%). Los intervalos de porcentaje de C_{org} en los núcleos sedimentarios fueron PC: 4-6%, PJ: 2-9% y LT: 4-2%. Las concentraciones de C_{org} observadas fueron comparables entre los sitios de estudio y, dentro de los intervalos de valores reportados para sedimentos de pastizales marinos en otras zonas del mundo.

Palabras clave: *pastizales marinos; carbono orgánico.*

Abstract

The term blue carbon describes the organic carbon (C_{org}) stored in marine and coastal ecosystems (*e.g.*, mangroves and seagrass meadows) that have a high capacity to sequester atmospheric CO₂ for C_{org} production; however, these ecosystems are highly vulnerable to anthropogenic alteration, which may lead their conversion from sink ecosystems to carbon dioxide emission sources due to oxidation of organic carbon buried in their sediments. Present preliminary results of carbon fluxes and stock quantification process in recent sediments (≤ 100 years) of seagrass meadows around Puerto Morelos reef lagoon (Punta Caracol, PC; Puerto Juárez, PJ; y Laguna Tortuga, LT). The sediment cores were analyzed to determine basic parameters such as percentage of moisture, porosity and density, as well as the concentrations of C_{org} and carbonates. The sediments were predominantly sandy (PC: 26-85% of sands, PJ: 76-94%, LT: 68-82%) and with high carbonate contents (PC: 40-41% of carbonates, 37-42%, LT: 40-42%). The C_{org} concentration ranges were PC: 4-6%, PJ: 2-9% and LT: 4-2%. C_{org} concentrations

were comparable between study sites and within ranges of reported values for seagrass meadows sediments in other world areas.

Key words: *seagrass meadows; organic carbon.*

Introducción

Se denomina carbono azul al carbono orgánico (C_{org}) almacenado en los ecosistemas marinos y costeros, tales como los manglares de zonas tropicales y subtropicales, marismas y pastizales marinos. En general, el carbono azul se encuentran en la biomasa (aérea y subterránea), la materia orgánica muerta (madera muerta y hojarasca) y los sedimentos (IPCC, 2006), aunque estudios previos (Gonnea *et al.*, 2004; Donato *et al.*, 2011 y 2012; Phang *et al.*, 2015) han demostrado que más del 90% del C_{org} se encuentra almacenado en los sedimentos.

Los pastos marinos son angiospermas marinas que crecen en las zonas intermareales y submareales de costas tropicales y templadas, cuentan con rizomas horizontales que permiten el anclaje en el sustrato blando. Tienen alta tolerancia a la salinidad y capacidad para polinizar y dispersar semillas bajo el agua. Los pastizales marinos pueden ser eficientes sumideros de C_{org} , a niveles similares o mayores a muchos ecosistemas terrestres (Lau, 2013; Howard *et al.*, 2014).

Es importante conocer la capacidad de preservación de C_{org} que tienen los ecosistemas marinos y costeros, ya que al degradarse se convierten en posibles fuentes de emisión de CO_2 (Howard *et al.*, 2014). Entre los factores que determinan la capacidad de preservación de C_{org} secuestrado en los sedimentos se encuentran: 1) la composición de la materia orgánica (Westrich y Berner, 1984); 2) la disponibilidad de oxígeno (Hartnett *et al.*, 1998); 3) el tamaño de grano del sedimento (Mayer, 1994) y 4) la tasa de sedimentación (Ruiz-Fernández *et al.*, 2007).

Los ecosistemas de carbono azul son buenos candidatos para las iniciativas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) en los países tropicales en desarrollo (Alongi, 2012), para lo cual es indispensable contar con información confiable acerca de la magnitud de los inventarios de C_{org} en ecosistemas prioritarios para el país, identificar cuáles son los factores que contribuyen a su preservación y cuál sería el valor potencial de su conservación. Así, en este trabajo se presentan los avances en la caracterización sedimentológica y cuantificación de las concentraciones de C_{org} en núcleos sedimentarios, que servirán para estimar los inventarios de C_{org} en pastizales marinos en los alrededores de la Laguna Arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, se ubica en la Costa Caribe del Municipio de Benito Juárez, frente al poblado de Puerto Morelos en el Estado de Quintana Roo, entre 21°00'00" y 20°48'33" latitud Norte y 86°53'14.94" y 86°46'38.94" longitud Oeste (SEMARNAT, 2000). El arrecife de franja extendida, forma una laguna arrecifal de 2 a 4 m de profundidad, que está directamente conectada al mar Caribe, con un tiempo de residencia de agua de 3 h bajo condiciones normales de ola (Coronado *et al.*, 2007) y con una salinidad que varía entre 3.8 y 36.2‰ a lo largo del año. El clima en la región es cálido subhúmedo y tiene una temperatura promedio anual de 26.3 °C (DIGAHOM, 2016). La especie predominante de pastos marinos es *Thalassia testudinum*, especie que puede alcanzar una alta biomasa (>500 g seco m⁻²) en estrechas franjas costeras (Ruiz-Rentería *et al.*, 1998). A partir de 1998 el Diario Oficial de la Federación declaró a Puerto Morelos como área natural protegida con objetivo de proteger el patrimonio natural que representan los arrecifes coralinos; no obstante, se ha documentado que la zona

está sometida a diversos impactos antropogénicos, tales como la contaminación por descargas urbanas, la tala de manglares, el relleno de áreas inundables, la modificación de barreras naturales, el daño por embarcaciones pesqueras, mercantes y turísticas y, la remoción de pastos marinos.

Metodología

Los núcleos sedimentarios se extrajeron manualmente con tubos de PVC de 9 cm de diámetro interno en Puerto Morelos, a 20°53'48.7'' N y 86° 51'04.7'' O (Punta Caracol: PC), a 21°12'58.13'' N y 86°48'04.15'' O (Puerto Juárez: PJ) y, a 20°51'45.0'' N y 86°51'46.4'' O (Laguna Tortuga: Tortuga) (Figura 1).

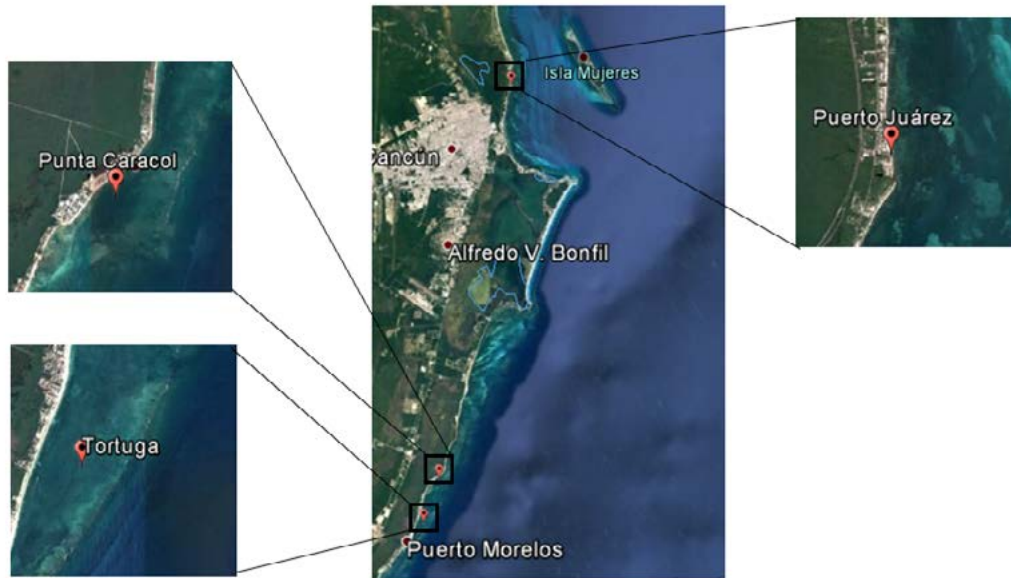


Figura 1. Sitios de muestreo.

Una vez en el laboratorio, los núcleos se seccionaron a 1 cm de espesor. Para cada muestra se determinó el peso húmedo, se congeló, se liofilizó y se registró el peso seco. Se calcularon 1) el contenido de humedad (Berner, 1981); 2) la porosidad y densidad de cada uno de los estrato sedimentarios (Sorgente *et al.*, 1999) y 3) se determinó la distribución del tamaño de grano mediante el método de difracción de rayos láser en un equipo Malvern Mastersizer modelo 2000E. Los sedimentos se molieron en mortero de porcelana y, se determinaron los porcentajes de C_{org} y carbonatos mediante la técnica de pérdidas por ignición a 550 °C (PPI_{550}) y 950 °C (PPI_{950}), respectivamente (Dean, 1974).

Resultados y Discusión

Caracterización de los sedimentos

En los sedimentos del núcleo PC la humedad osciló entre 36% y 49%, la porosidad entre 58% y 71% y, la densidad entre 0.37 g cm⁻³ y 0.88 g cm⁻³ (Figura 2). El tamaño de grano predominante fueron las arenas (26-85%), seguido de los limos (12-58%) y finalmente las arcillas (3-17%). Los valores de humedad y porosidad disminuyeron con la profundidad, pero la distribución de densidad es constante a lo largo del núcleo.

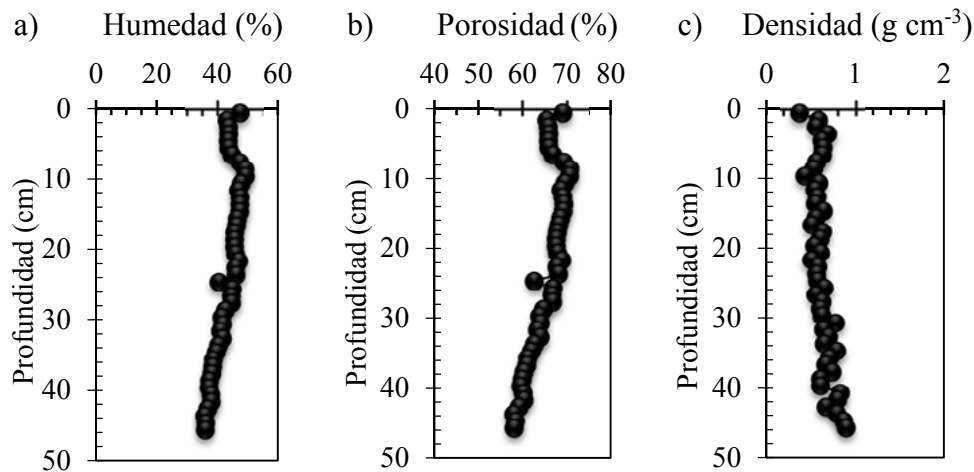


Figura 2. Perfiles de a) humedad, b) porosidad y c) densidad en el núcleo PC.

En los sedimentos del núcleo PJ la humedad osciló entre 23% y 38%, la porosidad entre 43% y 61%, la densidad entre 0.75 g cm^{-3} y 1.16 g cm^{-3} (Figura 3). Los sedimentos fueron predominantemente arenosos (76-94%) con bajo contenido de limos (4-16%) y arcillas (2-9%). Los porcentajes de humedad y porosidad de los sedimentos fluctuaron a lo largo del núcleo y mostraron un máximo a los 10 cm de profundidad y un mínimo a los 18 cm de profundidad.

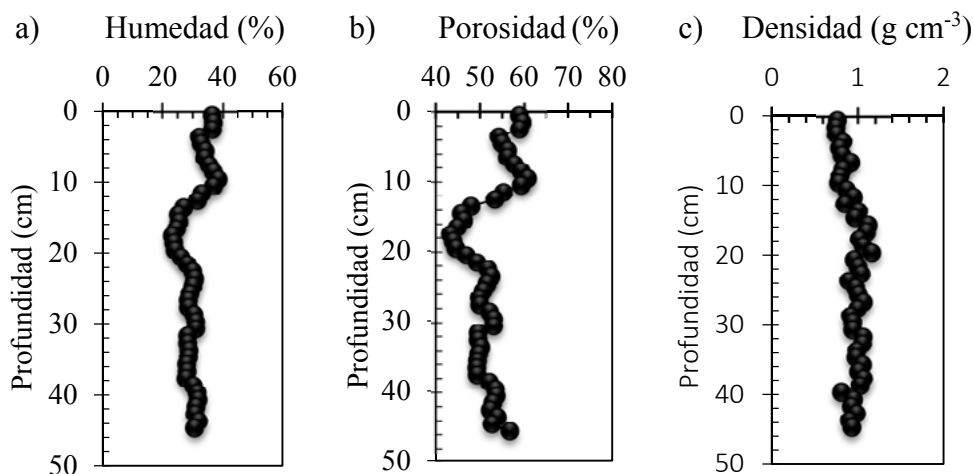


Figura 3. Perfiles de a) humedad, b) porosidad y c) densidad en el núcleo PJ.

En los sedimentos del núcleo LT la humedad osciló entre 37% y 51%, la porosidad entre 59% y 72% y, la densidad entre 0.45 g cm^{-3} y 0.97 g cm^{-3} (Figura 4). El tamaño de grano que predominó fue el de las arenas (53-83%), seguido de los limos (13-35%) y finalmente las arcillas (4-12%). Los valores de humedad y porosidad disminuyeron con la profundidad, pero los de densidad fueron constantes a lo largo del núcleo.

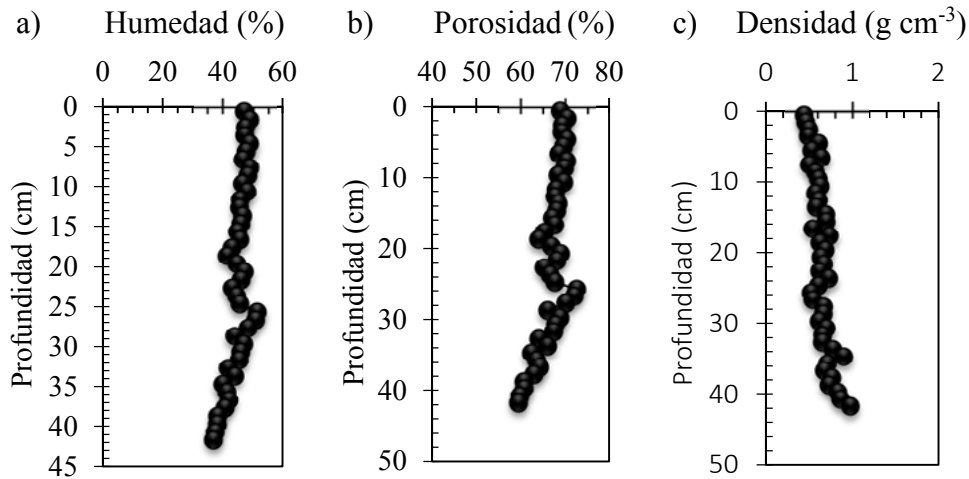


Figura 4. Perfiles de a) humedad, b) porosidad y c) densidad en el núcleo Tortuga.

Concentración de C_{org} y carbonatos

Los intervalos de concentración de C_{org} en los sedimentos de los núcleos estudiados fue de PC: $4.22 \pm 0.17\%$ a $6.45 \pm 0.26\%$, PJ: de $2.24 \pm 0.17\%$ a $8.69 \pm 0.65\%$ y, LT: $3.93 \pm 0.15\%$ a $6.14 \pm 0.23\%$ (Figura 5). Los porcentajes de C_{org} en los tres núcleos son comparables y, dentro del intervalo de valores reportados para sedimentos de pastizales marinos en el oeste de la Península de Yucatán, México (<5%; Gonnee *et al.*, 2004), en Australia (0.67–9.09%; Lavery *et al.*, 2013) y en Singapur (3%; Phang *et al.*, 2015).

En los tres núcleos, los perfiles de distribución de la concentración de C_{org} mostraron valores que disminuyen con la profundidad, aunque ninguno de los tres perfiles se observó un perfil de decaimiento exponencial, típico de la degradación del C_{org} (Berner, 1971). La diferencia de concentraciones entre la superficie y el fondo de los núcleos fue similar entre los núcleos (32% en PC, 37% en PJ y 25% en LT) y, una vez los núcleos hayan sido fechados, se estimará la velocidad de degradación.

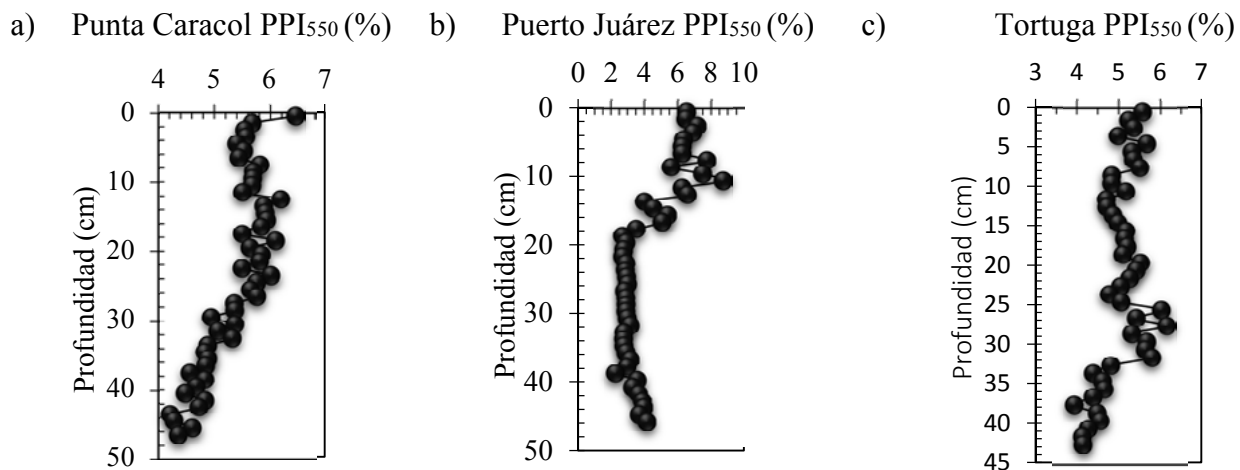


Figura 5. Perfiles de C_{org} de los núcleos a) Punta Caracol, b) Puerto Juárez y c) Tortuga.

La concentración de carbonatos en los sedimentos de PC, PJ y LT fue de $39.98 \pm 0.04\%$ a $41.24 \pm 0.04\%$, de $36.89 \pm 0.47\%$ a $42.23 \pm 0.54\%$ y, de $40.21 \pm 0.19\%$ a $41.87 \pm 0.20\%$, respectivamente (Figura 6). En los sedimentos de PC y Tortuga la concentración fue constante a lo largo de núcleo; en contraste, los sedimentos de PJ mostraron una disminución en la concentración de carbonatos a partir del centímetro

diez hacia la superficie. Las causas de la disminución de la concentración de carbonatos en PJ se evaluarán con base en la composición elemental de los sedimentos, para estimar el posible incremento en los flujos de elementos de origen terrígeno.

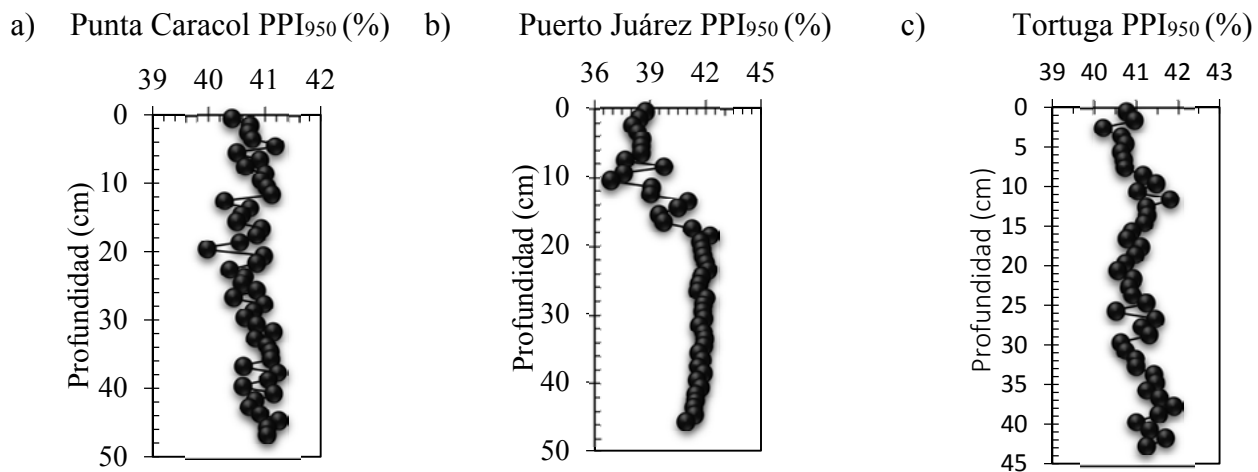


Figura 6. Perfiles de carbonatos de los núcleos a) Punta Caracol, b) Puerto Juárez y c) Tortuga.

Conclusiones

Se realizó el análisis de parámetros sedimentológicos (porosidad, densidad, distribución de tamaño de grano) y de concentración de C_{org} y carbonatos en tres núcleos sedimentarios recolectados en zonas de pastizales marinos en los alrededores de Puerto Morelos (Punta Caracol, Puerto Juárez y Laguna Tortuga). Los núcleos mostraron predominancia de arenas y altos contenidos de carbonatos. No obstante el alto contenido de arenas, las concentraciones de C_{org} en los tres núcleos fueron altas y, comparables con valores observados en sedimentos de pastizales marinos en otras áreas del mundo.

También se observó que las concentraciones de C_{org} en los tres núcleos disminuyeron con la profundidad, lo que implica una pérdida de 25 a 37% de C_{org} en el tiempo transcurrido para la formación de los tres núcleos. Actualmente se encuentran en proceso los análisis para determinar la edad y la composición elemental de los sedimentos y, en una fase posterior se espera determinar la velocidad de degradación del C_{org} y la variación de los inventarios de C_{org} en escala decadal, con el objetivo de estudiar las posibles relaciones entre las variaciones observadas y el Cambio Global.

Agradecimientos

Proyectos CONACYT PDCPN 2015-473 y PDCPN2013-01/214349.

Literatura citada

- Alongi, D. M. 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management* 3:313-322.
- Berner, R. A. 1981. A new geochemical classification of sedimentary environments. *Journal of Sedimentary Petrology* 51:359-365.
- Coronado, C., J. Candela, R. Iglesias-Prieto, J. Sheinbaum, M. López and F. J. Ocampo-Torres. 2007. On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral Reefs* 26:149-163.
- Dean, W. E. Jr. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology* 44:242-248.
- DIGAOHM. 2016. Secretaría de Marina (SEMAR). Dirección General Adjunta de Oceanografía Hidrografía y Meteorología. <http://digaohm.semar.gob.mx/cuestionarios/cnarioEnsenada.pdf> (Consulta: marzo 19, 2016).
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297.



- Donato, D. C., J. Kauffman, R. Mackenzie, A. Ainsworth and A. Pflieger. 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management* 97:89–96.
- Gonnee, M. E., A. Paytan and J. A. Herrera-Silveira. 2004. Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:211-227.
- Hartnett, H. E., R. G. Keil, J. I. Hedges and A. H. Devol. 1998. Influence of oxygen exposure time on organic carbon preservation in continental margin sediments. *Nature* 391:572-574.
- 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 seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA. 180 p.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. National Greenhouse Gas Inventories Programme. H. S. Eggleston, Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K (Eds.). Published: IGES, Japan.
- Lau, W. W. Y. 2013. Beyond carbón: Conceptualizing payments for ecosystem services in blue forests on carbón and other marine and coastal ecosystem services. *Ocean & Management* 83:5-14.
- Lavery, P. S., M. -A. Mateo, O. Serrano, M. Rozaimi. 2013. Variability in the Carbon Storage of Seagrass Habitats and Its Implication for Global Estimates of Blue Carbon Ecosystem Service. *PLoS ONE* 8(9): e73748 DOI:10.1371/journal.pone.0073748.
- Mayer, L. M. 1994. Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chemical Geology* 114:347-363.
- Phang, V. X. H., L. M. Chou and D. A. Friess. 2015. Ecosystem carbon stocks across a tropical intertidal habitat mosaic of mangrove forest, seagrass meadow, mudflat and sandbar. *Earth Surf. Landforms* 40:1387-1400.
- Ruiz-Fernández, A. C. 2007. Composición elemental por fluorescencia de rayos X. *En: A. Ruiz-Fernández y J. Sánchez-Cabeza (Eds.). Guía para el uso de sedimentos en la reconstrucción histórica de la contaminación en zonas costeras. Organismo Internacional de Energía Atómica.* 59 p.
- Ruiz-Fernández, A. C., M. Frignani, C. Hillaire-Marcel, B. Ghaleb, M. D. Arvizu, J. R. Raygoza-Viera and F. Páez-Osuna. 2009. Trace Metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) Accumulation Recorded in the Intertidal Mudflat Sediments of Three Coastal Lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts* 32:551–564.
- Ruiz-Fernández, A. C., F. Páez-Osuna, J. Urrutia-Fucugauchi and M. Preda. 2005. ²¹⁰Pb geochronology of sediment accumulation rates in Mexico City Metropolitan Zone as recorded at Espejo de los Lirios lake sediments. *Catena* 61:31-48.
- Sanchez-Cabeza, J. A. and A. C. Ruiz-Fernández. 2012. ²¹⁰Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 82:183-200.
- SEMARNAT. 2000. Acuerdo por el que se da a conocer el resumen del programa de manejo del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos. *Diario Oficial*, Lunes 18 de septiembre del 2000. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Sorgente, D., M. Frignani, L. Langone and M. Ravaoli. 1999. Chronology of Marine Sediments, Interpretation of activity-depth profiles of ²¹⁰Pb and other radioactive tracers, Part I. Consiglio Nazionale delle Ricerche Istituto per la Geologia Marina, Bologna. 32 pp.
- Westrich J. T. and R. A. Berner. 1984. The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: The G model tested. *Limnology and Oceanography* 29:236-249.

4.15 Productividad Primaria en el Pacífico central mexicano y datos de fitoplancton asociado

Hernández-Becerril D. U.¹; Merino M.²; Varona-Cordero F.¹; Becerra-Reynoso R. T.¹; Ponce-Manjarrez E. J.³ y Gutiérrez-Mendieta F. J.⁴

¹Laboratorio de Ecología y Diversidad de Fitoplancton, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior S/N Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México.

²Laboratorio de Biogeoquímica Acuática, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior S/N Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México.

³Laboratorio de Ecología Marina, Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora (DICTUS). Luis Donaldo Colosio S/N, Col. Centro, Hermosillo Sonora.

⁴Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana. San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, Ciudad de México

Autor para correspondencia: dhernand@cmarl.unam.mx

Resumen

Se evaluó la producción primaria y la composición fitoplanctónica en varios puntos del Pacífico mexicano central durante diversos años (2010, 2011, 2015 y 2016). Se realizaron experimentos de producción primaria *in situ* y se identificó la composición mediante microscopía de luz, citometría de flujo y HPLC. Se discuten los resultados, particularmente en el contexto de los procesos físicos.

Palabras clave: *composición fitoplanctónica; in situ; microscopía de luz, citometría de flujo; HPLC.*

Abstract

Primary production was measured and the phytoplankton composition studied in various points along the central Mexican Pacific, during some years (2010, 2011, 2015 and 2016). The primary production was measured *in situ* and for phytoplankton composition microscopic techniques, flow cytometry and HPLC were used. Results are discussed in the context of the physical processes.

Key words: *phytoplankton composition; in situ; light microscopy, flow cytometry; HPLC.*

Introducción

En ambientes pelágicos marinos es valioso conocer la productividad del fitoplancton, que se reconoce como el principal productor primario. Las fracciones pico y nanoplanctónica juegan un papel muy importante en la comunidad, especialmente en aguas oligotróficas donde contribuyen de forma significativa a la producción de carbono (hasta 90%), la biomasa (60%) y la transferencia de energía (Li *et al.*, 1983); sin embargo, en ambientes más costeros, con procesos físicos complejos que fertilizan estas áreas naturalmente, la fracción del microplancton suele ser sobresaliente.

En este trabajo se realizaron experimentos de producción primaria en la región del Pacífico central con el objetivo de comparar su magnitud en condiciones hidrográficas diferentes (años y localidades) y estimar la contribución de la fracción pico+nano al total. Adicionalmente se estudiaron ciertos atributos del fitoplancton que se dan a conocer aquí.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio comprende la región central del Pacífico mexicano, entre los 16°20.421 y 20°27.500 N y los 100°02.922, 106°15.052 W (Figura 1); esta área se encuentra dentro de una zona de mínimo oxígeno (Paulmier y Ruiz-Pino, 2009). Los datos y muestras fueron medidos y tomadas durante los cruceros oceanográficos MareaR- II, III, VII y VIII, realizados durante los años 2010, 2011, 2015 y 2016, a bordo del B/O El Puma, considerando cinco zonas: Cabo Corrientes (CC), Jalisco, Bahías de Manzanillo-Santiago (BMS), Colima, Maruata (MAR) y Lázaro Cárdenas (LC), Michoacán y Acapulco (ACA), Guerrero (Figura 1).

Producción primaria y fitoplancton

Desde el año 2010 se han llevado a cabo mediciones de Productividad Primaria (PP) del fitoplancton marino en estaciones costeras del Pacífico central mexicano. Estas mediciones se han hecho siguiendo el método de evolución de Oxígeno disuelto, con botellas claras y oscuras, incubación *in situ* y el posterior análisis para calcular el Carbono incorporado.

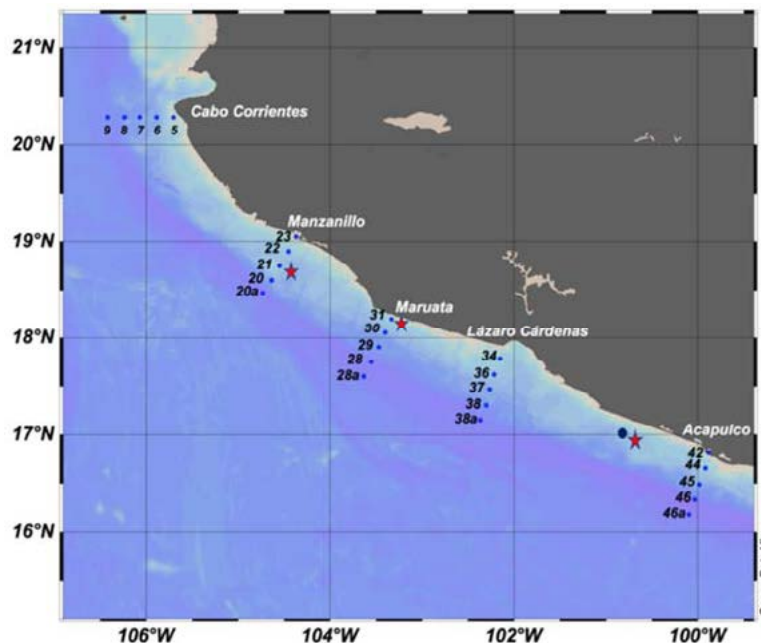


Figura 1. Área de estudio y zonas donde se llevaron a cabo los experimentos de productividad (★).

Asimismo, se analizaron muestras de fitoplancton para evaluar su composición, abundancia y distribución, se midieron las concentraciones de pigmentos fotosintéticos del fitoplancton y se analizaron muestras para citometría de flujo con el propósito de determinar las poblaciones de picofitoplancton.

Resultados y Discusión

Condiciones físico químicas

Se identificó un gradiente latitudinal (de norte a sur), con temperaturas bajas en la superficie y principales "clinas" menos profundas (por ejemplo, termoclina, oxiclina y nutriclinas; Cuadro 1, Figura

2) en las zonas del norte, estaciones E21 en Manzanillo y E31 en Maruata, disminuyendo gradualmente en profundidad hacia a las zonas del sur (estación PG en Guerrero).

El gradiente de temperatura se ha documentado previamente en el área de estudio. Sin embargo, los años 2010-2011 se caracterizaron por la ocurrencia de los fenómenos El Niño-La Niña; Pelayo-Martínez *et al.* (2017) identificaron un pulso de agua fría (surgencia) frente a las costas de Jalisco donde se registraron temperaturas superficiales de 16 °C, apenas 0.5 °C menores a lo reportado para la estación 31 (año 2010) y 1 °C menores a las reportadas en la estación 21a (año 2011).

Cuadro 1. Resumen estadístico de variables físico químicas.

| Variable | | | MR-II E31 | MR-III E21a | MR-VII PG | MR-VIII PG |
|---------------------|--------------------|-------|--------------|----------------|--------------|---------------|
| Temperatura | °C | Media | 17.19 | 17.70 | 19.03 | 18.49 |
| | | DE | 2.04 | 5.01 | 2.94 | 3.69 |
| Salinidad | | Media | 34.75 | 34.72 | 34.56 | 34.65 |
| | | DE | 0.08 | 0.86 | 0.14 | 0.17 |
| OD | mg l ⁻¹ | Media | 0.83 | 1.55 | 1.44 | 1.42 |
| | | DE | 1.42 | 2.28 | 1.65 | 2.19 |
| Fluorescencia | UR | Media | 1.64 | 1.69 | 1.68 | 0.05 |
| | | DE | 3.14 | 2.87 | 2.30 | 0.08 |
| Amonio | µM | Media | - | - | 1.50 | 1.02 |
| | | DE | | | 1.06 | 0.71 |
| Nitratos + Nitritos | µM | Media | 13.54 | 12.87 | 15.35 | 12.93 |
| | | DE | 6.08 | 6.91 | 11.52 | 13.29 |
| Fosfatos | µM | Media | 2.13 | 1.41 | 1.00 | 1.17 |
| | | DE | 0.52 | 0.91 | 0.47 | 0.66 |
| Silicatos | µM | Media | 10.34 | 19.50 | 2.22 | 16.54 |
| | | DE | 6.37 | 7.43 | 1.61 | 15.99 |
| Clorofila <i>a</i> | mg m ⁻³ | Media | - | 1.38 | 6.65 | 10.80 |
| | | DE | | 1.26 | 9.52 | 3.41 |

Nutrientes y Clorofila *a*

La concentración de nutrientes fue similar entre los cruceros, registrándose una tendencia de incremento de valores con el aumento en la profundidad y la cercanía a la costa. De las formas nitrogenadas, los nitratos fueron más abundantes alcanzando concentraciones >10 µM (Cuadro 1) aunque el amonio fue mayor en la superficie de la estación PG durante 2015 y 2016. La concentración de clorofila *a* fue mayor en los cruceros de 2015 y 2016 debido probablemente al método de determinación (HPLC) y, fue superior al registrado en 2011 pero similar al reportado en las imágenes de satélite (Figura 3).

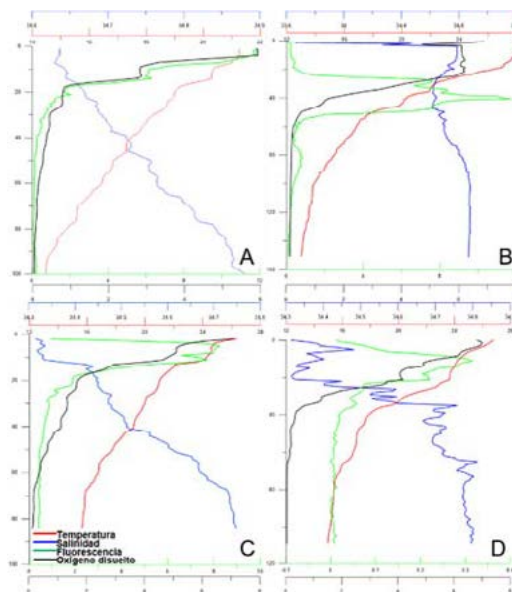


Figura 2. Variación vertical de las características físico químicas durante las campañas MareaR II (A), III (B), VII (C) y VIII (D).

Las altas concentraciones de nutrientes y clorofila *a* pueden deberse a la estructura termohalina de la zona de estudio, donde se detectó mezcla vertical debida a la surgencia costera promovida por los vientos dominantes del noroeste en la región y fueron similares a los reportados por Pelayo-Martínez *et al.* (2017). Cabe destacar, que la surgencia costera ocurrida en 2010 presentó una intensidad mucho mayor comparada con los otros años (236 vs 110, 101 y 196 $\text{m}^3 \text{s}^{-1} 100 \text{m}^{-1}$ para 2011, 2015 y 2016 respectivamente). Al respecto Ruiz-Pérez *et al.* (2016) reportaron que el incremento y frecuencia de la surgencia en ese año se incrementaron como resultado del fenómeno El Niño-La Niña y fue durante el mes de marzo cuando se alcanzó una mayor cobertura (11887.7 km^2) principalmente frente a las costas de Jalisco, Colima y Michoacán.

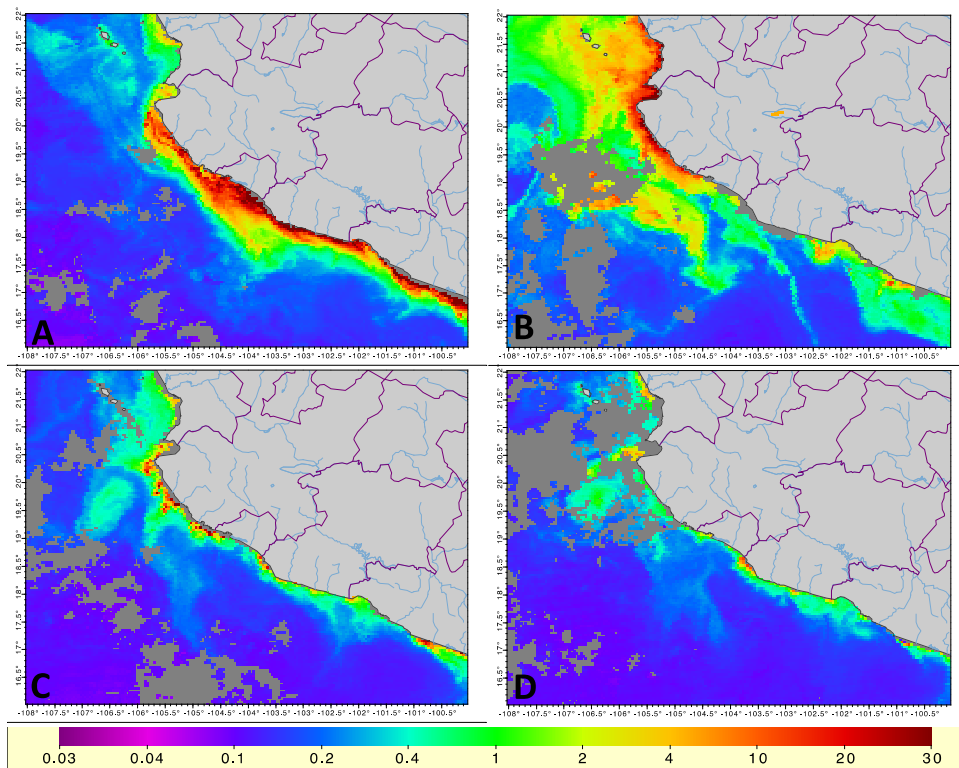


Figura 3. Concentración de Clorofila *a* (mg m^{-3}) durante las campañas MareaR II (A), III (B), VII (C) y VIII (D) en la región del Pacífico tropical.

Productividad

En el crucero del año 2010 el experimento para medir PP se desarrolló en una localidad donde existieron condiciones de marea roja, causada por altas densidades del dinoflagelado desnudo, *Levanderina fissa* y otros organismos planctónicos asociados como diatomeas y otros dinoflagelados. Se midió una altísima producción bruta ($11.2 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), que comparada con otros datos de ecosistemas acuáticos y terrestres resulta considerable y es ligeramente mayor a la detectada en zonas de surgencias marinas. Aunado a los elevados valores de PP, se encontraron también concentraciones altas de fluorescencia/clorofila *a* (detectada *in situ*) en la capa superficial de la columna de agua corroborados por las imágenes de satélite (Figura 3A). En un crucero posterior del año 2011, la PP se midió en condiciones “normales”, donde no había marea roja y los valores fueron mucho más bajos que los encontrados anteriormente.

La PP más elevada medida durante el crucero de 2015 en la estación costera PG, fue de $29 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, 20 m de profundidad, en el máximo subsuperficial de Clorofila *a* y, la productividad primaria integrada fue de $651 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Durante 2016, la PP estimada alcanzó un máximo de $5.13 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$

y, fue la fracción pico+nano la mayor contribuyente. Lo anterior contrasta con lo reportado en ambientes costeros ya que generalmente es la fracción microfitoplanctónica la responsable del 60 y 90% de la producción neta total (Lara-Lara y Bazán-Guzmán, 2005). Los resultados obtenidos en el presente estudio, pueden estar asociados con el hecho de que las altas concentraciones de nutrientes presentes ($\text{NH}_4=1.5$ y $\text{PO}_4 \Rightarrow 1.0 \mu\text{M}$) pueden favorecer el desarrollo de las fracciones de tamaño pequeño.

Durante los cruceros de 2015 y 2016, en la estación PG la estructura del fitoplancton estuvo compuesta principalmente por diatomeas de los géneros *Chaetoceros*, *Dactyliosolen*, *Guinardia*, *Leptocylindrus* y *Pseudo-nitzschia*; este resultado fue corroborado por el análisis de pigmentos. La relación fucoxantina/clorofila *a* (que sugiere la dominancia de diatomeas) fue de 0.48 en 2015 y 0.31 en 2016, en contraste con la relación zeaxantina/clorofila *a* (dominancia de cianofitas) que fue de 0.04 y 0.17 respectivamente, que reflejan una diferencia de más de 1 orden de magnitud entre años.

La presencia de diatomeas es consistente con el grado de turbulencia y la poca estratificación registrada en la columna de agua (Falkowski y Oliver, 2007) y dichas características son similares a las del primer dominio de la Mandala de Margalef (Wyatt, 2012) que condiciona la dominancia de especies formadoras de cadenas en ambientes ricos en nutrientes.

Biomasa del picofitoplancton

En términos de abundancia, *Synechococcus* fue siempre el más abundante en los años 2011, 2015 y 2016 seguido de *Prochlorococcus* y los Picoeucariontes; particularmente durante el crucero del 2011 se registraron abundancias muy altas (17.84×10^4 células ml). De forma similar *Synechococcus* contribuyó con más del 50% de la biomasa del picoplancton autótrofo alcanzando valores de $7.48 \mu\text{g C l}^{-1}$ y los Picoeucariontes fueron relevantes durante el crucero de 2016 contribuyendo con el 36% de la biomasa total ($4.48 \pm 2.19 \mu\text{g C l}^{-1}$).

La dominancia de *Synechococcus*, tanto en abundancia como biomasa, es consistente con las observaciones realizadas por Varona-Cordero y Hernández-Becerril (2016) en la zona de estudio, donde reconocieron un patrón de distribución donde *Synechococcus* y los Picoeucariontes alcanzaron sus máximas abundancias y mayor contribución a la biomasa en las áreas costeras favorecidos por las condiciones mesotróficas (>nutrientes); en contraste, *Prochlorococcus* dominó en ambientes oceánicos a mayor profundidad (condiciones oligotróficas) justo por debajo de la zona de mínimo oxígeno (ZMO) y fue responsable del segundo máximo de fluorescencia (Santana-Vega *et al.*, en rev.).

Conclusiones

Contrario a lo que se esperaba, el Pacífico central mexicano puede ser muy productivo, lo que se muestra en este trabajo, con valores altos de PP, particularmente en las condiciones de la marea roja producida por el dinoflagelado *Levanderina fissa* en el año 2010. En los años 2015 y 2016 la PP fue también considerable y estuvo dominada por diatomeas (especies de los géneros *Chaetoceros*, *Leptocylindrus* y *Pseudo-nitzschia* principalmente). Cabe resaltar que lo anterior correspondió a mediciones netamente locales de la zona costera, lo cual no permite extrapolarlo a condiciones de meso o macro escala.

Literatura citada

- Falkowski, P. G. and M. J. Oliver. 2007. Mix and Match: how climate selects phytoplankton. *Nature Reviews Microbiology* 5(10):813-819.
- Lara-Lara, R. y C. Bazán-Guzmán. 2005. Distribución de la clorofila y producción primaria por clases de tamaño en la costa del Pacífico mexicano. *Ciencias Marinas* 31:11–21.
- Li, W. K. W., D. V. Subba Rao, W. G. Harrison, J. C. Smith, J. J. Cullen, B. Irwin and T. Platt. 1983. Autotrophic picoplankton in the tropical ocean. *Science* 219:292–295.



- Paulmier, A. and D. Ruiz-Pino. 2009. Oxygen minimum zones (OMZs) in the modern ocean. *Progress in Oceanography* 80:113-128.
- Pelayo-Martínez, G., A. Olivos-Ortíz, C. Franco-Gordo, S. Quijano-Scheggia, J. Gaviño-Rodríguez, T. Kono-Martínez and F. Castro-Ochoa. 2017. Physical, chemical and zooplankton biomass variability (inshore-offshore) of Mexican Central Pacific during El Niño-La Niña 2010. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45(1):67-78.
- Ruiz-Pérez, A., E. Marquez-García y C. S. Estrada. 2016. Análisis espacial de la surgencia de Cabo Corrientes, Jalisco, a partir de imágenes de la temperatura de la superficie del mar, 2003-2013. XIX Congreso Nacional de Oceanografía, 21 al 23 de septiembre. ICMyL, UNAM. Ciudad Universitaria.
- Santana-Vega, Z., D. U. Hernández Becerril, A. R. Morales-Blake and F. Varona-Cordero. (En revision). Prokaryote picophytoplankton distribution along environmental gradients in the central tropical Mexican Pacific, an area within an oxygen minimum zone. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.
- Varona-Cordero, F. y D. U. Hernández-Becerril. 2016. Estructura de la comunidad microbiana en el Pacífico mexicano. XIX Congreso Nacional de Oceanografía, 21 al 23 de septiembre. ICMyL, UNAM. Ciudad Universitaria.
- Wyatt, T. 2012. Margalef's mandala and phytoplankton bloom strategies. *Deep- Sea research II* 101:32-49.

4.16 Almacenes de carbono en humedales costeros del Pacífico Norte y Península de Yucatán

Cinco-Castro Siuling¹; Camacho-Rico Andrea¹; Morales-Ojeda Sara M.¹; Caamal Sosa Juan² y Herrera-Silveira J. A.¹

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados Unidad Mérida, Instituto Politécnico Nacional. Km 6 Antigua Carretera a Progreso, CP 97310, Mérida, Yucatán, México.

²Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Calle 43 No. 130 x 32 y 34. Chuburná de Hidalgo, CP. 97205, Mérida, Yucatán, México.

Autor para correspondencia: jorge.herrera@cinvestav.mx

Resumen

En México, la cobertura de manglar actual es de 764 486 ha y se han perdido 81.711 ha en los últimos 25 años por el cambio de uso de suelo hacia la acuicultura, agricultura, desarrollo urbano y turismo. Se realizó un estudio del almacén de C en las áreas de mayor concentración de manglares del norte y sur del país, ubicados en distintos escenarios ambientales y de uso de suelo. El sitio con mayor área de degradación fue marismas nacionales. El almacén subterráneo fue mayor en Sian Ka'an y, el almacén aéreo en Marismas Nacionales. En cuanto al promedio total reportado para otros manglares de México (Herrera-Silveira *et al.*, 2016) únicamente Sian Ka'an presentó valores más altos. Todos los sitios estudiados presentaron valores mayores a los registrados para otros bosques terrestres de México (Vega-López, 2009). En todos los sitios se identificó la necesidad de generar información para realizar estimaciones de C con la precisión requerida y de promover medidas de conservación para los almacenes actuales.

Palabras clave: *manglares; emisiones potenciales.*

Abstract

In Mexico, mangrove cover 764 486 ha and it has been estimated that 81 711 ha have been lost in the last 25 years due to the change in land use towards aquaculture, agriculture, urban development and tourism. A study of the C was carried out in the areas with the highest concentration of mangrove swamps at the north and south of the country and located in different environmental and land use scenarios. The site with the greatest area of degradation was Marismas Nacionales. The largest belowground C stock belongs to Sian Ka'an and the aboveground to Marismas Nacionales. As for the total average reported for other mangroves stocks in Mexico (Herrera-Silveira *et al.*, 2016), only Sian Ka'an presented higher values. All the sites studied presented higher values than those recorded for other terrestrial forests in Mexico (Vega-López, 2009). At all sites, the generation of information is needed in order to make C estimations with the required accuracy and to promote conservation measures for current stores.

Key words: *mangroves; potential emissions.*

Introducción

Los manglares son ecosistemas muy productivos lo cual define su importancia como reservas de carbono, sobre otros ecosistemas (Donato *et al.*, 2011; Adame *et al.*, 2013). Poseen una alta productividad primaria (con un aporte global de hojarasca de 100Tg C año⁻¹) (Bouillon *et al.*, 2004) y la descomposición de una gran parte del material vegetal proporciona abundantes formas particuladas y disueltas de carbono

y nutrientes que son exportados a las zonas adyacentes (Rivera-Monroy *et al.*, 1995; Kristensen *et al.*, 2008). Estos elementos son una fuente importante para el funcionamiento de niveles tróficos superiores, estimándose por ejemplo que más del 11% de carbono orgánico total en la interface tierra–océano proviene del manglar (Bouillon *et al.*, 2004).

En México, la cobertura de manglar se ha estimado entre 882 032 ha, 741 917 ha y 764 486 ha (FAO, 2007; Giri *et al.*, 2011; Valderrama-Landeros *et al.*, 2017). Predominan cuatro especies: el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), el mangle negro (*Avicennia germinans*) y el mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*). Las cuatro especies están sujetas a protección especial de acuerdo a la NOM 059 SEMARNAT-2010 (DOF, 2010). De acuerdo con Valderrama *et al.* (2014), se han perdido 81 711 ha en 25 años. Estos ecosistemas se encuentran bajo la presión antropogénica cómo: el cambio de uso de suelo para la acuicultura, agricultura, desarrollo urbano y turismo. El objetivo de este trabajo es evaluar el almacén de carbono en diferentes escenarios geográficos, climáticos y de presiones antrópicas que permitan poner en contexto las acciones para el óptimo aprovechamiento de los ecosistemas de carbono azul las cuales van desde generar inventarios y promover medidas de conservación para los almacenes actuales; manejo a una escala adecuada (nivel local o cuenca) de las actividades que degradan a los ecosistemas costeros y así evitar emisiones o restaurar los ecosistemas para recuperar el potencial de captura.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Dos de los sitios se localizan en el municipio de Quintana Roo. Puerto Morelos está ubicado en la costa noreste de la Península de Yucatán (Figura 1b), en latitud 20°51' N, longitud 86°54' W. El clima dominante es de tipo Awo(x') Cálido subhúmedo con lluvias en verano. Los principales aportes de agua al manglar provienen de la marea del mar Caribe y, el agua dulce proveniente del flujo de agua subterránea. La Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (RBSK) se localiza en el estado de Quintana Roo, entre 20°13' latitud Norte y 88°4' longitud Oeste y 18°36' latitud Norte y 87°24' longitud Oeste (Figura 1d). El tipo de humedal predominante es de ámbito marino–costero de sistema estuarino con subsistema intermareal de clase humedal arbustivo y arbóreo. Los otros dos sitios localizados en la parte norte del país fueron Marismas nacionales localizados entre Sinaloa y Nayarit y Bahía Magdalena localizada en el estado de Baja California Sur. Marismas nacionales se localiza entre 22°48' a 21°39' de latitud y de 105°49' a 105°16' de longitud (Figura 1c) y cubre un área aproximada de 100 a 1000 km² (CONABIO, 2009). El clima es de seco subhúmedo a cálido subhúmedo con temperaturas de cálidas en la costa y templadas en la sierra. Los aportes de agua son superficiales a través de los ríos San Pedro Mezquital y Acajoneta (Flores-Verdugo *et al.*, 1997). Bahía Magdalena se localiza entre 24°15' N y 11°30' W, cubre un área aproximada de 1500 km² (Figura 1a). Esta zona se caracteriza por un clima árido, semicálido. No tiene aporte de ríos.

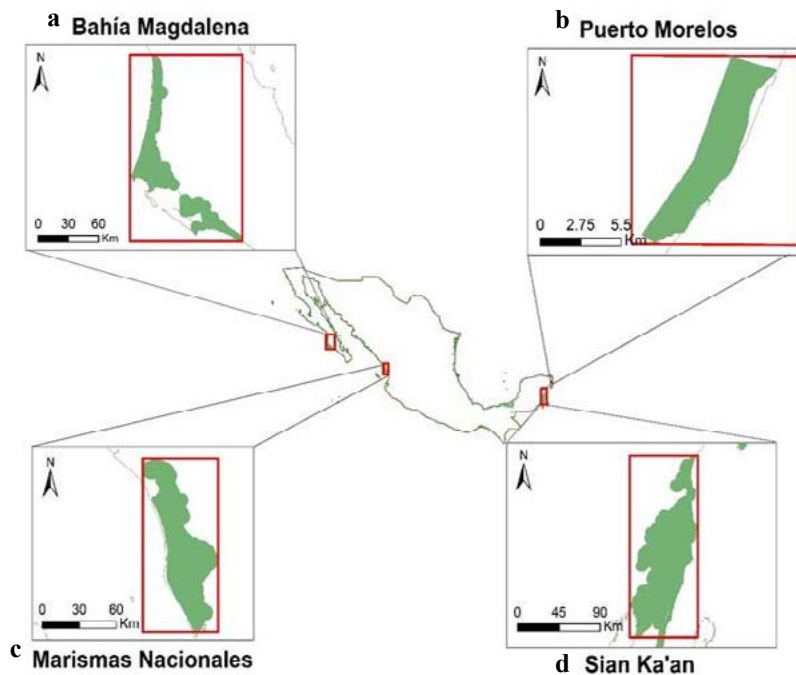


Figura 1. Área de estudio: A) Bahía Magdalena, BCS, B) Puerto Morelos, C) Marismas Nacionales, Nay. Q. Roo y, D) Sian Ka'an, Q. Roo

Metodología

Se realizó una revisión bibliográfica en base a la cual se generó información del carbono aéreo y/o subterráneo. Se generó un mapa de las áreas de manglar y su condición dividiéndola en conservada y degradada que incluyó los diversos usos de suelo.

Resultados y Discusión

Almacenes de carbono

En Puerto Morelos, el ecosistema de carbono azul dominante en el sitio es el manglar, cuya extensión total es de 3508 ha, de las cuales 409 ha están en condición de perturbación o degradación. El manglar que se presenta es el característico de ciénega, de morfotipo arbustivo y arbóreo bajo, la diversidad está conformada por las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo), la subespecie *Conocarpus erectus* variedad *sericeus*, *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) y *Avicennia germinans* (mangle negro). El almacén de carbono aéreo fue de $19.71 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ($23.82 - 15.01 \text{ Mg C ha}^{-1}$); respecto a ésta, la necromasa (biomasa de árboles en pie muertos) fue baja ($0.46 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Existe un único trabajo sobre almacenes de carbono limitado a manglares chaparros del área (Gutiérrez y Herrera, 2015) (Figura 2c). El componente subterráneo, constituido por biomasa viva (raíces gruesas) almacenó en promedio 27 Mg C ha^{-1} . Los suelos de este manglar presentan alto porcentaje de Carbono Orgánico ($C_{\text{Org}}=42.6\%$) que contribuye en un 98% al C_{Tot} y, es bajo en contenido de Carbono inorgánico (C_{inorg}) con 0.69% en los primeros 30 cm de profundidad. El almacén del C_{Tot} es de 304 Mg C ha^{-1} ($154-626 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en los primeros 30 cm de suelo. Sin embargo, estos valores para ser comparables deben ser estandarizados a 1m. El contenido de carbono en el suelo estandarizado a 1m fue de 221 Mg C ha^{-1} .

Es importante destacar que este estudio incluye una sola localidad y se centró únicamente en un tipo específico de manglar, lo cual no permite realizar estimaciones del potencial de almacenamiento para toda el área de acuerdo a la variabilidad estructural del manglar. La principal problemática para los manglares está asociada al factor antrópico relacionado con el desarrollo de infraestructura costera y propiedad privada originada por la especulación inmobiliaria (muelles, marinas, etc.), la intensificación de actividades turísticas, la modificación del flujo hidrológico por construcción y remodelación de carreteras, dragados y rellenos en tierra y mar (Figura 3a). En este sitio acciones locales deben ser promovidas para su conservación.

Sian Ka'an, se identificaron 67 262 ha de manglar conservado y alrededor de 600 ha de manglar perturbado. Adame *et al.* (2013) llevó a cabo un estudio del almacén de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglar (Figura 2d) los resultados indicaron que los manglares de tipo Petén presentan los valores más altos ($987 \pm 338 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguidos por los manglares de Franja ($623 \pm 41 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y de tipo Chaparro ($381 \pm 52 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Si bien han sido poco afectados por el desarrollo turístico, el ordenamiento costero de RBSKS (2002) limita la densidad turística a 0.5 cuartos por hectárea, sin embargo, el número de turistas que visitan Punta Allen y Bahía Ascención va en aumento (100 000 visitantes al año y, por lo tanto, también la generación de desechos sólidos y aguas residuales. La agricultura también representa una amenaza debido a que la práctica del sistema de roza-tumba-quema se puede generar incendios forestales, además de promover la degradación de los delgados suelos. El impacto del camino al Playón en más de 700 ha de manglar es un ejemplo de que una acción relativamente pequeña puede causar daños extraordinarios si no se toman las medidas adecuadas basadas en conocimiento (Figura 3b). En este sitio para preservar la condición y el almacén de carbono deben realizarse regulación de las actividades y manejo a nivel cuenca.

Los manglares de marismas nacionales comprenden un total de 113 000 ha dominadas por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*, de las cuales 70 344 ha de manglar conservado y 7201 ha de manglar perturbado. Según la clasificación de Lugo & Snedaker (1974) estos se presentan en los tipos de franja, cuenca y ribereño, aunque se podría encontrar manglares de tipo chaparro (Kovacs *et al.*, 2009). En Marismas Nacionales, se cuenta con 18 estudios relacionados con carbono, (Figura 2a) de acuerdo a ello, los árboles de manglar almacenan aproximadamente 102 Mg C ha^{-1} (Rojas, 2011). En cuanto al almacén de carbono subterráneo el trabajo más completo es el de Ezcurra *et al.* (2016), en el que presentan de 132 a 225 Mg C ha^{-1} a una profundidad de 155 cm. Sin embargo, ambos trabajos son insuficientes para estimar el carbono en toda el área de la reserva, donde se presentan cuatro tipos de manglar determinados por la geomorfología del sitio. En los últimos 30 años se perdieron alrededor de 92 000 ha (CONABIO, 2010). Las actividades económicas más importantes en el sitio son la pesca, agricultura, ganadería, camaronicultura y el turismo está en proceso de desarrollo (Flores-Verdugo *et al.*, 2007). Las principales causas de degradación son debido modificación de la hidrodinámica del ecosistema, cambio del uso de suelo (Figura 3c), presencia de especies invasoras, aprovechamiento no sostenible de recursos; algunos ejemplos son: la construcción de presas, carreteras, bordos para granjas camaroneras y la abertura del Canal de Cuautla (Kovacs *et al.*, 2009).

En Bahía Magdalena presenta coberturas de bosque mixto de *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* y, de tipo matorral que incluye la especie *Avicennia germinans* (Chávez-Rosales, 2005; León-De la Luz y Domínguez-Cadena, 2005; Acosta-Velázquez y Ruíz-Luna, 2007). La cobertura actual de manglar en Bahía Magdalena es de 22 207 ha (CONABIO, 2016), de las cuales se han identificado 22 220 ha de manglar conservado y 7 ha de manglar que ha sido perturbado. Estos manglares presentan carcas propias de climas áridos y son de tipo borde (Flores-Verdugo *et al.*, 1993; Chávez-Rosales, 2006; Mendoza-Salgado *et al.*, 2011). Estos manglares se encuentran sujetos a estrés fisiológico debido a la salinidad. Existe un único trabajo realizado de carbono en manglares (Figura 2b); éste está enfocado en el almacén subterráneo, específicamente en los sedimentos (Ezcurra *et al.*, 2016). Con base en este estudio los sedimentos del sur de Bahía Magdalena tienen bajo contenido de carbono (<200 a 500 Mg C

ha⁻¹). En este sitio es necesaria una evaluación integral del almacén subterráneo, ya que no hay información suficiente que incluya los distintos tipos de manglar que permitan hacer estimaciones de almacén de carbono subterráneo en la zona. Adicionalmente, se requiere realizar las estimaciones de carbono en los almacenes aéreo, en raíces y en madera muerta. Los impactos antrópicos están relacionados con la infraestructura de acuicultura, portuaria e industrial (Figura 3d). Los problemas de contaminación del agua por escasos sistemas sanitarios, cambios en los patrones hidrológicos por construcción de caminos por el desarrollo turístico y urbano, cambio en el uso del suelo para construcción de infraestructura para la pesquería (como fábricas de envasado y muelles) y para uso recreacional del turismo (Acosta-Velázquez y Vázquez-Lule, 2009), tiene efectos en la cobertura y calidad de manglares de la región. En este caso el las estrategias de manejo diseñadas a nivel cuenca podrían mejorar la condición del manglar.

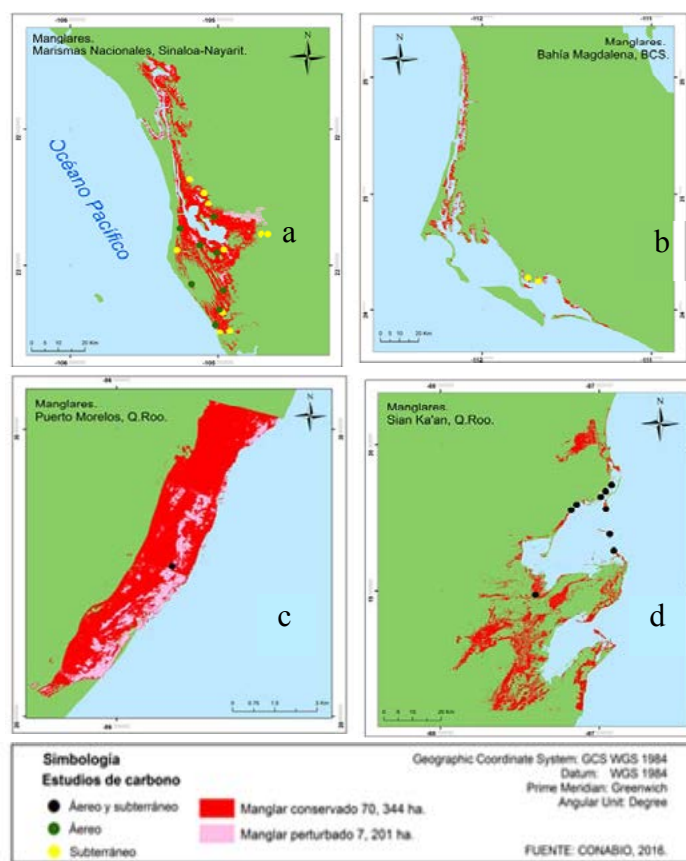


Figura 2. Estudios sobre carbono: a y b) Pacífico Norte; c y d) Península de Yucatán.

En la Figura 4 se hace la comparación de las concentraciones de carbono de los manglares entre los sitios seleccionados resultando que el almacén subterráneo es mayor en Sian Ka'an, mientras que el almacén aéreo es mayor en Marismas Nacionales. En cuanto al promedio total reportado para otros manglares de México (Herrera-Silveira *et al.*, 2016) únicamente Sian Ka'an presentó valores superiores, pero todos fueron superiores a otros bosques terrestres de México (Vega-López, 2009). Respecto a los manglares del indo pacífico todos valores fueron menores pero mayores a reportes de otros manglares en el mundo (Donato *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2013; Jones *et al.*, 2014).

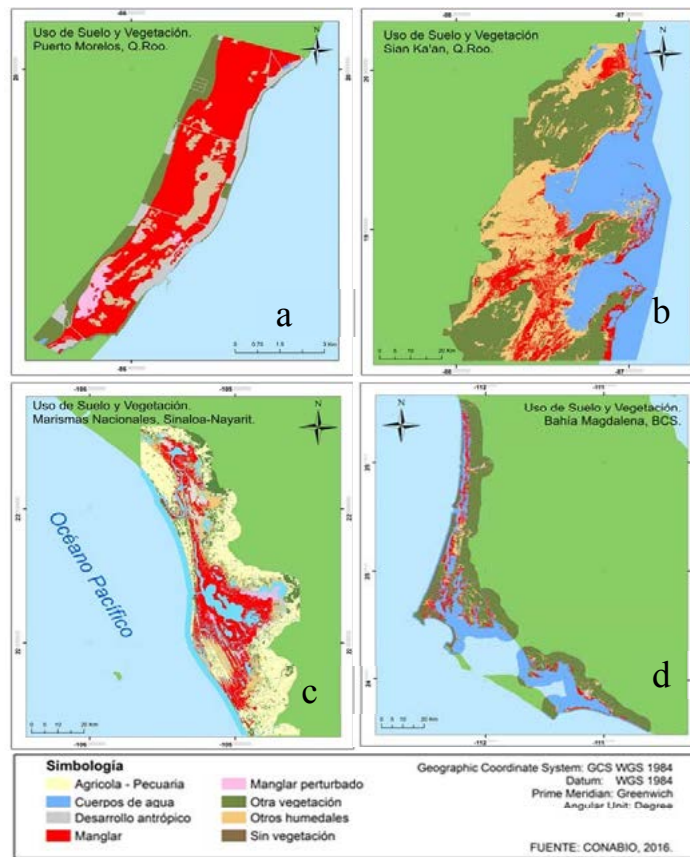


Figura 3. Uso de suelo: a y b) Pacífico Norte; c y d) Península de Yucatán

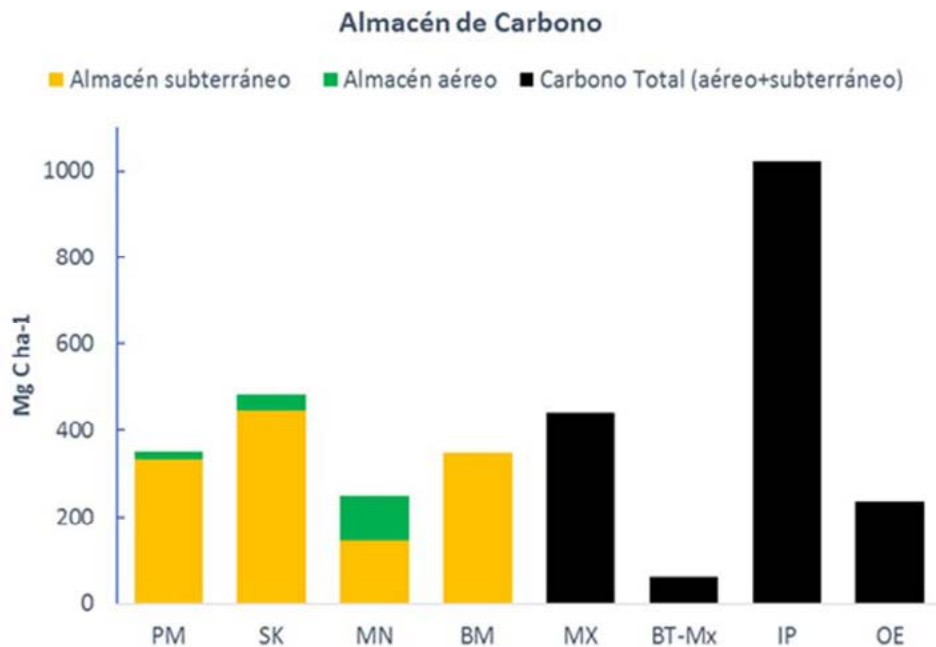


Figura 4. Almacén de carbono (Mg C ha⁻¹) en Puerto Morelos (PM), SianKa'an (SK), Marismas Nacionales (MN) y Bahía Magdalena (BM), por almacén evaluado comparado con el almacén total en manglares de México (MX) obtenido del promedio por región (Herrera-Silveira *et al.*, 2016), en otros bosques terrestres de México (BT-Mx) (Vega-López, 2009), en manglares del Indo-Pacífico (IP) (Donato *et al.*, 2011) y en otros estudios (OE) (Wang *et al.*, 2013; Jones *et al.*, 2014).

Conclusiones

Partiendo de que el promedio del almacén de carbono (aéreo y subterráneo) de los sitios seleccionados es de 362 Mg C ha⁻¹. Los resultados de este análisis con información disponible muestran que los manglares de los sitios seleccionados constituyen grandes almacenes de carbono comparados con otros sitios, lo cual influye en el entendimiento del papel de estos ecosistemas en el ciclo del carbono global y en su potencial como reservorios de este elemento.

Literatura citada

- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza and J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. PLoS ONE 8(2):e56569.
- Alongi, D. M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. Environmental Conservation 29:331-349.
- Dittmar, T., N. Hertkorn, G. Kattner and R. J. Lara. 2006. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. Global Biogeochemical Cycles 20:GB1012 DOI: 10.1029/2005GB002570.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarto, S. Kurnianto and M. Stidham. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. Nature Geoscience 4:293-297.
- 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. México. PNAS 113(16) DOI:10.1073.
- Gutiérrez-Mendoza, J. y J. Herrera-Silveira. 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. En: F. Paz y J. Wong (Eds.). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-2-9. pp. 405-414.
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho Rico, E. Pech, M. Pech, J. Ramirez-Ramirez y C. Teutli-Hernández. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. Terra latinoamericana 34:61-72.
- IPCC. 2007. The Fourth Assessment Report Climate Change 2007. Pachauri, R. K. & Reisinger, A. (Eds.)
- Jones, T. G., H. R. Ratsimba, L. Ravaoarinorotsihoarana, G. Cripps and A. Bey. 2014. Ecological variability and carbon stock estimates of mangrove ecosystems in northwestern Madagascar. Forests 5:177-205 DOI:10.3390/f5010177.
- Kauffman, J. B. and D. Donato. 2012. Protocols for measurement, monitoring and reporting structure, biomass and carbon stocks in mangrove forest. Working Paper 86. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, Indonesia.
- Rojas, R. B. 2011. Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea, en el área natural protegida Marismas Nacionales. Nayarit, México. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Nayarit, México. 57 p.
- Troxler, T. G., J. G. Barr, J. D. Fuentes, V. Engel, G. Anderson, C. Christopher Sanchez, D. Lagomasino, R. Price and S. E. Davis. 2015. Component-specific in dynamics of riverine mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal Everglades. Agricultural and Forest Meteorology 273-282 DOI:10.1016/j.agrformet.2014.12.012.
- Valderrama-Landeros, L. H., M. T. Rodríguez-Zúñiga, C. Troche-Souza, S. Velázquez-Salazar, E. Villeda-Chávez, J. A. Alcántara-Maya, B. Vázquez-Balderas, M. I. Cruz-López y R. Ressler. 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980-2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 128 p.
- Valiela, I., J. L. Bowen and J. K. York. 2001. Mangrove forest: One of the most threatened major tropical environments. Bioscience 51:807-815.
- Wang, G., D. Guan, M.R. Peart, Y. Chen and Y. Peng. 2013. Ecosystem carbon stocks of mangrove forest in Yingluo Bay, Guangdong Province of South China. Forest Ecology and Management 310:539-54.



4.17 Cuantificación de carbono en manglares en El Rabón, dentro de la RB Marismas Nacionales, Nayarit

Castillo-Cruz Isaac¹ y De la Rosa-Meza Karina¹

¹Centro de Investigación e Innovación Integral Empresarial Mar Bermejo SC. Juárez 347, Col. Centro. CP. 63000. Tepic, Nayarit.
Autor para correspondencia: marbermejosc@gmail.com

Resumen

Se generó la línea base y se cuantificó el carbono en manglares en El Rabón dentro de la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit (RBMNN) con la participación de los usuarios de los recursos en cinco sitios de muestreo. Se realizaron obras de restauración (4.5 km de desazolve y limpieza de canales) y la construcción de 16 tarquinas rústicas. Se determinó la estructura del manglar; en el S1 se encontraron dos especies (*Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*) de las cuatro presentes en la RBMNN. Se observó dominancia de *L. racemosa* en todos los sitios con altura no mayor de 10 m y densidades máximas de 4972 ind/ha. Existe diferencias significativas en las principales variables físico químicas en el periodo muestreado, siendo más evidentes los cambios en los meses con menor incidencia de agua dulce y amplitud de marea. En los contenidos de fósforo y nitrógeno en el suelo, existe una mayor concentración de fósforo en todos los sitios. Se calculó para el S1 (conservado) un total de 577.3 ton/ha de carbono retenido en suelo, biomasa aérea y subterránea. El S5 (degradado) 229.6 ton/ha de C. Si las 67 096 ha de la RBMNN se encontraran en su totalidad conservadas estarían reteniendo 38 000 000 ton/ha de C. Por lo que se sugiere continuar con los esfuerzos de restauración de esta ANP, el registro de variables físico químicas y el involucramiento de los usuarios del recurso para aumentar el éxito del mismo.

Palabras clave: *estructura; variables físico químicas; retención.*

Abstract

The baseline was generated and carbon was quantified in mangroves in El Rabón in the Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit (RBMNN) in five samples sites (S) with the participation of resource users. Restoration works were carried out (4.5 km of dredging and cleaning of canals) and the construction of 16 sediment container rustic tarquinas. The structure of the mangrove was determined; in S1 were found two species (*Laguncularia racemosa* and *Rhizophora mangle*) of the four present in the RBMNN. It was observed dominance of *L. racemosa* in all sites with height not greater than 10 m and maximum densities of 4972 ind/ha. Significant differences were observed between physical variables quantified in the sampled period, being more evident the changes in the months with lower intake of fresh water and amplitude of tide. In the phosphorus and nitrogen content in the soil, there is a higher concentration of phosphorus in all sites. A total of 577.3 tons/ha of carbon retained in soil, aerial and underground biomass were calculated for S1 (conserved). The S5 (degraded) 229.6 ton/ha of C. If the 67 096 ha in RBMNN were completely conserved they would be retaining 38 000 000 ton/ha of C. Therefore, suggested to continue with the restoration efforts of this ANP, the registry of physical chemistry variables and involvement of the resource users to increase the successful.

Key words: *structure; physical chemistry variables; retention.*

Introducción

El Cambio Climático (CC) es considerado uno de los mayores retos a los que se enfrenta la humanidad. Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son uno de los mejores instrumentos para ser frente a los impactos del mismo ya que contribuyen a mitigar sus efectos al disminuir las emisiones de gases del efecto invernadero.

Como parte de los acuerdos establecidos en el Fondo para el Cambio Climático-SEMARNAT se deriva el proyecto Adaptación de ecosistemas costeros al cambio climático en áreas naturales protegidas de México con énfasis en la captura y reducción de emisiones de carbono en humedales coordinado y administrado por Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable AC ejecutado en tres ANP; Sian Ka'an en Quintana Roo, La Encrucijada en Chiapas y en Marismas Nacionales Nayarit. Se realizaron estudios, trabajos de restauración y comunicación sobre el CC al interior de la comunidad y con los tres sectores; gobierno, ONG's y academia.

Este estudio corresponde a lo realizado dentro de la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit (RBMNN). ANP que representa poco menos del 20% de los manglares de México (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017), está reconocida como Sitio Ramsar, Sitio Aica, Sitio prioritario de conservación y restauración de la CONABIO, entre otros.

Los ecosistemas de manglares son reconocidos por su capacidad de secuestrar y almacenar grandes cantidades de carbono (Kauffman *et al.*, 2013, Howard *et al.*, 2014, Herrera-Silveria *et al.*, 2016) y presentan una presión fuerte por el desarrollo de las comunidades costeras y el cambio de uso de suelo (Howard *et al.*, 2014, Kauffman *et al.*, 2013, Adame *et al.*, 2015). En las últimas cinco décadas se han detectado impactos en los humedales de la RBMNN que están relacionados con el desplazamiento o reorganización por cambios en el régimen hidrosedimentario derivado de obras mal planeadas.

El ejido Francisco Villa, municipio de Rosamorada tiene 9600 ha de las cuales, 40% están degradadas. Debido a este daño y la necesidad de restaurar este tipo de ecosistema, se eligió el sitio El Rabón para desarrollar este estudio. En donde se generó la línea base y se cuantificó carbono azul con la participación e involucramiento de los usuarios de los recursos, así como su capacitación para ejecutar obras de restauración y muestreo de variables físico-químicas.

Materiales y Métodos

La RBMNN se caracteriza por ser una planicie de inundación. El estudio se realizó dentro del Ejido Francisco Villa municipio de Rosamorada en el sitio El Rabón cuyo polígono se encuentra entre los límites de los ejidos de Francisco Villa y San Miguel (Figura 1) presenta un área de 50 ha ubicadas geográficamente en 13461708 E y 2450061 N y, 460620 E y 2450193 N en UTM. El sitio presenta una zona de manglar con daño moderado con factibilidad de restauración (Blanco y Correa *et al.*, 2011, Castillo-Cruz, *comm. pers.*, 2014).

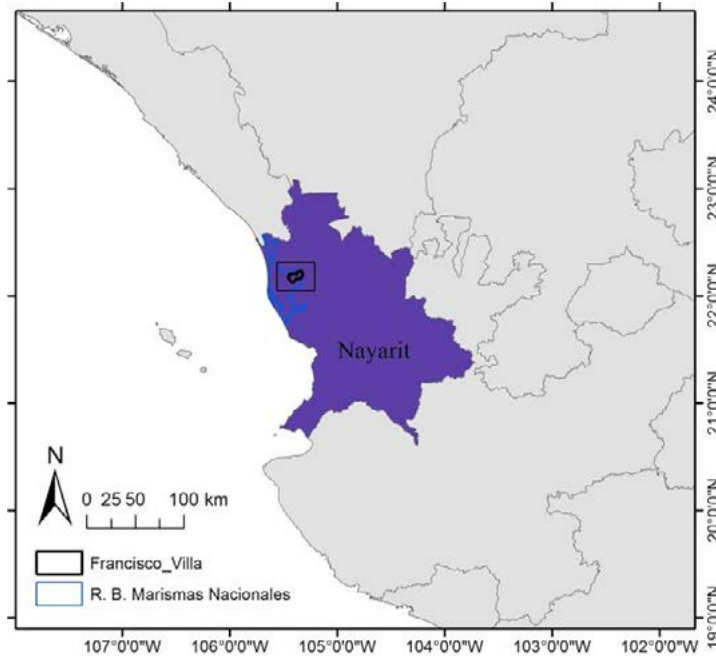


Figura 1. Localización del área de estudio.

Se realizaron obras de restauración que consistieron en la limpieza, desazolve y apertura de canales naturales de marea de abril a mayo de 2016, coincidiendo con la época de estiaje que permite realizar las obras adecuadamente asegurando el flujo y reflujo de agua de los sitios degradados con los sitios conservados. Para ello se diseñó una red de canales primarios (1.5 m x 0.80 m) y secundarios (0.5 m x 0.5 m). Y se construyeron tarquinas rústicas (estructuras de tela plastificada con postes de madera) para la fijación de sedimentos finos extraídos de los desazolves de los canales para promover centros de dispersión de propágulos.

Para generación de la línea base, la cuantificación de carbono y registro de variables físico químicas, se eligieron cinco sitios (S1...S5) con diferentes estados de conservación: S1 y S2 se consideran como conservados, S3 perturbado, S4 degradado y es donde se realizaron las obras de restauración y, S5 dañado. Para la generación de la línea base y la cuantificación de carbono se utilizó la metodología propuesta por Kauffman *et al.* (2013), se llevó a cabo de abril a mayo del 2016, además, se colectaron muestras de sedimento con un nucleador de 9 cm de diámetro y 200 cm de largo para medir materia orgánica, carbono, nitrógeno y fósforo total en el laboratorio de INIFAP-Colima. Se registró mensualmente de abril a noviembre del 2016: la profundidad y turbidez del agua con disco de secchi, salinidad y temperatura del agua de suelo con EcoSense (EC300A), potencial redox y pH con un tester water proof pH/orp/temp (HANNA), oxígeno disuelto y demanda de oxígeno con un YSI PRO20. Se realizó análisis de imágenes de satélite y estadística paramétrica para realizar comparaciones.

Se impartieron cuatro talleres a los usuarios de los recursos para sensibilizar y capacitar. Las capacitaciones estuvieron enfocadas en la toma de muestras para el estudio.

Resultados y Discusión

Para las obras de restauración se contó con la participación de 80 personas de la comunidad. Quienes se capacitaron y realizaron 4.5 km de limpieza, desazolve y apertura de canales naturales. Lo que se traduce en diez canales principales, 18 canales secundarios y la construcción de 16 tarquinas rústicas. Esto permite el flujo y reflujo del agua hacia el interior de los manglares degradados y se esperaría que mejoren las condiciones para la recuperación del mismo.

Se etiquetaron 475 árboles y se midieron: 570 *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), 40 *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y 446 troncos muertos. La estructura del manglar mostró una dominancia de *L. racemosa* en el S1 y único en S2, S3 y, S4 con altura no mayor a 10 m y mayor densidad en el S1 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Estructura de manglar en los sitios de muestreo dentro área del ejido de Francisco Villa.

| Sitio/especies | Total AB/m ² | Ind/ Sitio | Altura Prom. (m) | DAP Promedio | IVI | Densidad (Ind/Ha) |
|----------------------------------|-------------------------|------------|------------------|--------------|-------|-------------------|
| S1 | 0.911 | 276 | 6.47 | 7.68 | | 5318.77 |
| <i>Laguncularia racemosa</i> | 0.872 | 271 | 5.64 | 6.07 | 88.44 | 4972.27 |
| <i>Rhizophora mangle</i> | 0.039 | 5 | 7.30 | 9.30 | 11.56 | 346.50 |
| S2/ <i>Laguncularia racemosa</i> | 0.231 | 206 | 3.77 | 4.91 | 100 | 2442.8 |
| S3/ <i>Laguncularia racemosa</i> | 0.082 | 135 | 2.06 | 2.89 | 100 | 779.62 |
| S4/ <i>Laguncularia racemosa</i> | 0.017 | 216 | 1.03 | 1.15 | 100 | 1680.52 |

Sitio*=área 154 m².

No se observaron diferencias significativas entre sitios de muestreo respecto a la profundidad y temperatura. La salinidad superficial presentó alta variabilidad entre meses y la intersticial en el S4 y S5 tuvo los mayores valores pero con menor variabilidad. En S5 la concentración de oxígeno disuelto fue mayor respecto de los demás sitios. En S5 el pH superficial fue mayor y el menor en S4 intersticial. Finalmente, se observa que a nivel intersticial se están llevando a cabo reacciones reductivas y en la superficie oxidativas (Cuadro 2). Se encontraron diferencias significativas entre meses en la mayoría de las variables, siendo abril y mayo los meses con menor profundidad, mayor salinidad y temperatura. Lo que corresponde a los meses de estiaje característicos en donde es menor el aporte de agua dulce y la amplitud de marea. La poca variabilidad entre el S4 y S5 se debe a la falta de conectividad entre el estero y los manglares, por lo que es necesario obras que reactiven la dinámica hidrológica.

Cuadro 2. Principales variables físico químicas registradas dentro del área de estudio.

| Variable | Estrato | Sitios de muestreo | | | | |
|-------------------------|---------|--------------------|----------------|---------------|----------------|----------------|
| | | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 |
| Profundidad (m) | | 0.17 ± 0.09 | 0.16 ± 0.10 | 0.14 ± 0.10 | 0.07 ± 0.08 | 0.17 ± 0.10 |
| Salinidad (ppm) | Sup | 19.3 ± 18.7 | 20.3 ± 20.4 | 17.6 ± 19.3 | 20.9 ± 22.4 | 21.9 ± 23.9 |
| | Int | 33.6 ± 5.9 | 32.8 ± 15.5 | 34.9 ± 21.6 | 51.5 ± 8.7 | 50.3 ± 12.1 |
| Temperatura (°C) | Sup | 32.4 ± 2.2 | 32.5 ± 2.6 | 33.1 ± 2.4 | 32.7 ± 3 | 30.7 ± 2.2 |
| | Int | 29.9 ± 0.8 | 30.3 ± 1.5 | 30.8 ± 1.8 | 31.2 ± 1.6 | 31.0 ± 1.8 |
| Oxígeno disuelto (mg/l) | Sup | 2.3 ± 1 | 2.3 ± 1.1 | 4.4 ± 1.7 | 3.6 ± 1.8 | 4.8 ± 2.8 |
| | Int | 0.22 ± 0.13 | 0.22 ± 0.15 | 0.29 ± 0.17 | 0.31 ± 0.31 | 0.54 ± 0.61 |
| pH | Sup | 6.8 ± 0.9 | 6.8 ± 1.1 | 6.1 ± 2.1 | 6.4 ± 1.8 | 7.8 ± 1.6 |
| | Int | 6.5 ± 0.8 | 6.9 ± 0.8 | 5.1 ± 2.3 | 4.7 ± 1.8 | 5.8 ± 2.1 |
| Oxido reducción (mV) | Sup | -3.3 ± 142.49 | 57.9 ± 205.5 | 109.2 ± 152.4 | 66.3 ± 132.4 | 14.4 ± 124.6 |
| | Int | -284.4 ± 89.3 | -257.4 ± 113.9 | -135.5 ± 198 | -118.2 ± 157.7 | -205.1 ± 179.8 |

Sup=superficial, Int=Intersticial.

Se detectaron diferencias significativas (ANOVA P<0.01); siendo el S4 con menor proporción de materia orgánica (Tukey P <0.001), es menos ácido (Tukey <0.0001) y con mayor cantidad de fósforo (Tukey P <0.01). Respecto al nitrógeno nítrico solo hay diferencias entre el S4 y S5 (Cuadro 3). No obstante, aunque existe mayor disponibilidad de fósforo pero no existen estructuras que puedan utilizarlo y se mantiene almacenado, en caso de no hacerse una restauración en este tipo de sitios, se tendería a



encontrar reacciones microbianas que cambien el pH y por ende, la posibilidad de que exista una recuperación será menor.

Cuadro 3. Principales variables físico químicas obtenidas dentro del área de estudio.

| Variable | Sitios de muestreo | | | | |
|--------------------------------|--------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 |
| Materia orgánica (%) | 9.2 ± 3.6 | 12.1 ± 4.6 | 8.9 ± 4.6 | 5.2 ± 2.1 | 9.1 ± 3.3 |
| pH | 5.3 ± 0.87 | 5.2 ± 0.7 | 5.7 ± 0.5 | 6.2 ± 0.3 | 5.3 ± 0.6 |
| Nitrógeno nítrico (ppm) | 12.6 ± 7.02 | 19.9 ± 9.6 | 19.5 ± 9.4 | 15.4 ± 3.9 | 14.3 ± 6.1 |
| Fosforo (ppm) | 31.1 ± 17.5 | 30.4 ± 17.8 | 41.5 ± 22.1 | 52.1 ± 22.4 | 37.4 ± 24.2 |

Se calculó para el S1 (conservado) un total de 577.3 ton/ha de carbono retenido en suelo, biomasa aérea y subterránea y 2118.7 ton/ha de dióxido de carbono (Cuadro 4). El S5 (degradado) 229.6 ton/ha de C y 842 ton/ha de CO₂. La Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit tiene una cobertura en manglar de 67 096 ha. Suponiendo que el total de ha presenta la misma condición de los sitios de muestreo, esto representaría que; si la cobertura total estuviera conservada (S1) entonces habría una retención de 38 000 000 ton/ha de carbono y 142 000 000 ton/ha de CO₂, caso contrario, si todo estuviera dañado como el S5 aun así habría una retención total de C de 15 000 000 ton/ha y 56 000 000 ton/ha de CO₂.

Cuadro 4. Carbono (C) y dióxido de carbono (CO₂) por tipo de reservas; en suelo, biomasa aérea, biomasa subterránea y retenido por sitio expresado en toneladas/hectárea.

| Sitio | Total de C en el suelo | Total de C en biomasa aérea | Total de C en biomasa subterránea | Total de C retenido | Total de CO ₂ en el suelo | Total de CO ₂ en Biomasa aérea | Total de CO ₂ en biomasa subterránea | Total de CO ₂ retenido |
|-------|------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|---------------------|--------------------------------------|---|---|-----------------------------------|
| 1 | 540.7 | 21.70 | 14.93 | 577.3 | 1984.3 | 79.6 | 54.8 | 2118.7 |
| 2 | 327.2 | 4.96 | 3.61 | 335.7 | 1200.7 | 18.2 | 13.2 | 1232.1 |
| 3 | 257.6 | 2.35 | 1.45 | 261.4 | 945.5 | 8.6 | 5.3 | 959.5 |
| 4 | 122.1 | 0.36 | 0.26 | 122.7 | 448.0 | 1.3 | 1.0 | 450.3 |
| 5 | 229.6 | 0.00 | 0.00 | 229.6 | 842.5 | 0.0 | 0.0 | 842.5 |

1 tonelada de C=3.67 ton CO₂.

Conclusiones

Los resultados obtenidos comparados con otros sitios de manglar en el país, muestran que la RBMNN supera la cantidad de carbono retenido en sus manglares. Además de tener importancia ecológica por sus atributos y servicios ambientales que brindan, es también un reservorio de carbono a pesar de que existen áreas degradadas.

Es necesario seguir implementando programas de restauración y conservación que abarquen mayor área, así como la instalación de sitios de monitoreo intensivos de carbono, el registro de sus variables físico químicas y estructura de sus manglares, que a su vez permitan validar las aproximaciones de los modelos de predicción de carbono. Para lo cual es vital el involucramiento de la comunidad y/o usuarios del recurso pues generan el sentido de pertenencia y participan de manera activa en su restauración y conservación.

Agradecimientos

A la SEMARNAT, a Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable A. C., al Biól. Víctor Hugo Vázquez Moran, Director la RBMNN-CONANP, a la comunidad del ejido Francisco Villa, Rosamorada, Nayarit

por su participación en las obras de conservación y restauración, y en especial a Oscar González Díaz y Héctor Manuel Gutiérrez Franquez por su colaboración invaluable en la generación de información.

Literatura citada

- Adame, M. F., N. S. Santini, C. Tovilla, A. Vázquez-Lule, L. Castro and M. Guevara. 2015. Carbon stock and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences* 12:3805-3818.
- Blanco y Correa, M., F. Flores-Verdugo, M. A. Ortiz-Pérez, G. de la Lanza-Espino, J. López-Portillo, I. Valdéz-Hernández, C. Agraz-Hernández, S- Czitrom, E. Rivera-Arriaga, A. Orozco, G. A Jiménez-Ramón, D. Benítez-Pardo, J. Gómez-Gurrola, A. A. González-Díaz, M. Soria-Barreto, G. Otis-Kruse, E. A. Jacobo-Sapién, G. López-Cano, H. Blanco-Fuentes y R. Blanco Fuentes. 2011. Diagnóstico Funcional de Marismas Nacionales. Informe final de los convenios de coordinación entre la Universidad Autónoma de Nayarit y la Comisión Nacional Forestal con el patrocinio del Gobierno del Reino Unido. Blanco y Correa, M. (Eds.). Tepic, Nayarit. 84 mapas + 1 DVD. 190 p.
- Herrera-Silveria, J. A., 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.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, M. Telszewki and E. Pidgeon. 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factores in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature, Estados Unidos. 184 p.
- Kauffman, J. B, D. C. Donato y M. F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR. 36 p.
- Valderrama-Landeros, L. H., M. T. Rodríguez-Zúñiga, C. Troche-Souza, S. Velázquez-Salazar, E. Villeda-Chávez, J. A. Alcántara-Maya, B. Vázquez-Balderas, M. I. Cruz-López y R. Ressler. 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980-2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ciudad de México, México. 128 p.

4.18 Carbono almacenado en la capa superficial de suelo de dos manglares geográficamente contrastantes

Barreras-Apodaca Aylin C.¹; Sánchez-Mejía Zulia M.¹; Bejarano Marylin²; Méndez-Barroso Luis¹ y Borquez-Olgún Rafael¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medioambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 sur, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora, México.

²Iniciativa Corredor Manglares y Cambio Climático, ProNatura. Calle Pedro Moreno N°1, Barrio de Santa Lucía, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

Autor para correspondencia: rafael.borquez@itson.edu.mx

Resumen

Los ecosistemas costeros cumplen un papel importante en el ciclo del carbono (C), el C presente en ecosistemas costeros es llamado carbono azul y más del 90% de este carbono está sepultado en los sedimentos. En este estudio, se cuantificaron las reservas C azul en suelo, en ecosistemas de humedales costeros del sur de Sonora ubicado al noroeste de México y en La Encrucijada, Chiapas, al sur del país. Se cuantificó en los primeros 10 cm de profundidad un promedio de 35.06 Mg C ha⁻¹, con 0.5277 ρ_a y 6.713 %Corg en Agiabampo y, 24.3675 Mg C ha⁻¹, 0.1625 ρ_a y 18.4 %Corg en La Encrucijada.

Palabras clave: *carbono orgánico en suelo (%Corg); materia orgánica del suelo (%M.O.); densidad aparente (ρ_a).*

Abstract

Coastal ecosystems play an important role in the carbon cycle (C), the C present in coastal ecosystems is called blue carbon and over 90% of this carbon is buried in the sediment. In this study, quantified blue C reserves in soil, in coastal wetland ecosystems at southern Sonora Mexico and in La Encrucijada, Chiapas, at the south of the country. It was quantified at the first 10 cm of depth an average of 35.06 Mg C ha⁻¹, with 0.5277 ρ_a and 6.713 %Corg in Agiabampo and, 24.3675 Mg C ha⁻¹, 0.1625 ρ_a and, 18.4 %Corg in La Encrucijada.

Key words: *soil organic carbon (%Corg); organic matter (%M.O.); bulk density (ρ_a).*

Introducción

Los humedales tropicales son uno de los ecosistemas más ricos en carbono (C) del mundo (Alongi, 2011), de aquí su denominación como Carbono Azul. Otros ecosistemas en esta categoría son los pastos marinos y las marismas (Siikamaeki *et al.*, 2013) (Figura 1). El carbono del suelo, dominado en gran parte por las raíces vivas y en descomposición, los rizomas y la hojarasca, suelen ser el más grande almacén de C en ecosistemas costeros, 50% a más de 90% de este carbono está sepultado en los suelos orgánicos de estos ecosistemas (Donato *et al.*, 2011; Kauffman *et al.*, 2011) y, su medición es fundamental para determinar los cambios a largo plazo en las reservas de carbono asociadas con perturbaciones, el cambio climático y los cambios en el manejo del suelo (Howard, J. *et al.*, 2014).

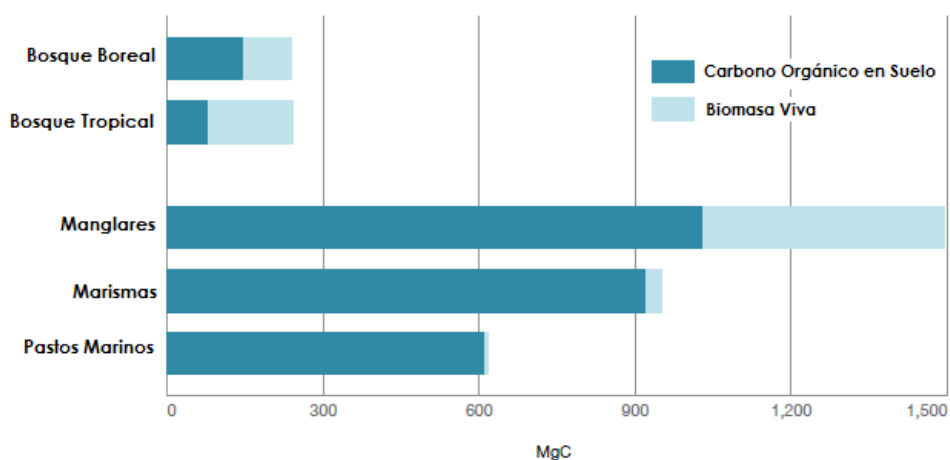


Figura 1. Carbono almacenado en la biomasa aérea y subterránea en ecosistemas costeros vs terrestres (Pan *et al.*, 2011; Fourqurean *et al.*, 2012a; Pendleton *et al.*, 2012; Howard *et al.*, 2014).

Debido a que los humedales son ricos en C, la deforestación o alteración de estos ecosistemas produce grandes emisiones de CO₂ a la atmósfera (Lovelock *et al.*, 2011), las actividades antropogénicas ejercen una presión fuerte a estos ecosistemas. El C acumulado en los humedales proviene de material orgánico como hojas, ramas y raíces producidas *in situ*, pero también de C alóctono importado a través de las corrientes marinas y de los ríos (Adame *et al.*, 2015). La cantidad de C producido y secuestrado dentro de un humedal depende de su configuración geomorfológica, la cual influye en los patrones de mareas y flujos del río (Adame *et al.*, 2010), también se ha asociado a otros factores, incluyendo la temperatura, precipitación y entradas de nutrientes (Saenger y Snedaker, 1993).

El material orgánico es degradado y procesado por bacterias y hongos, o enterrado dentro del suelo (Holguin *et al.*, 2001; Middleton y McKee, 2001; Kristensen *et al.*, 2008). Existen vacíos de conocimientos, por ejemplo el papel de la biodiversidad microbiana presente en el suelo y su función en la descomposición de la materia orgánica (hojarasca, raíces muertas) y, como incorporan el C en el suelo. En México, se estima que en la península de Yucatán en la Isla Pithaya hay aproximadamente 1166 Mg C ha⁻¹ almacenado en carbono orgánico en el suelo (Adame *et al.*, 2013). Por otro lado, en bosques de *Rhizophora mangle* en Baja California sur hay aproximadamente 500 Mg C ha⁻¹ almacenado en suelo (Ezcurra *et al.*, 2016).

La acumulación de carbono del suelo en humedales usualmente no excede los 30 cm y corresponde a la profundidad de las actividades antropogénicas comunes que pueden afectar el suelo (Howard, J. *et al.*, 2014), por ello es importante estudiar al menos los primeros 25 cm del perfil de suelo, e idealmente los primeros 2 m. La Bahía de Agiabampo en comparación con La Encrucijada, ha sido menos estudiada y es necesario para ambas generar información que sirva para la toma de decisiones y elaboración de planes de manejo. El objetivo de este estudio fue comparar el contenido de carbono en la capa superficial de suelo entre un manglar semiárido y uno tropical y, analizar la variabilidad vertical del contenido de carbono en suelo de un manglar tropical. En este estudio se esperan diferencias significativas en el C azul almacenado en la superficie entre los dos sitios de bosque de mangle. Una cantidad mayor es esperada en La Encrucijada (Chiapas) ya que la vegetación tiene mayor altura (>10 m) y, por tanto mayor producción de biomasa y hojarasca. Mientras que en Agiabampo (Sonora) los árboles son menores (< 5 m).

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los sitios de estudio se localizan en la costa del Pacífico mexicana. El sitio en la latitud norte de México está en la Bahía de Agiabampo, Sonora (26°40'22.8", 109° 39'54") es parte del Área Natural Protegida (ANP) Islas y áreas protegidas del Golfo de California y sitio Ramsar 1797, dominado por mangle rojo y negro (Figura 2). El sitio en la latitud sur de México está en la ANP La Encrucijada, sitio Ramsar 000815, dominado por mangle rojo (Figura 2).

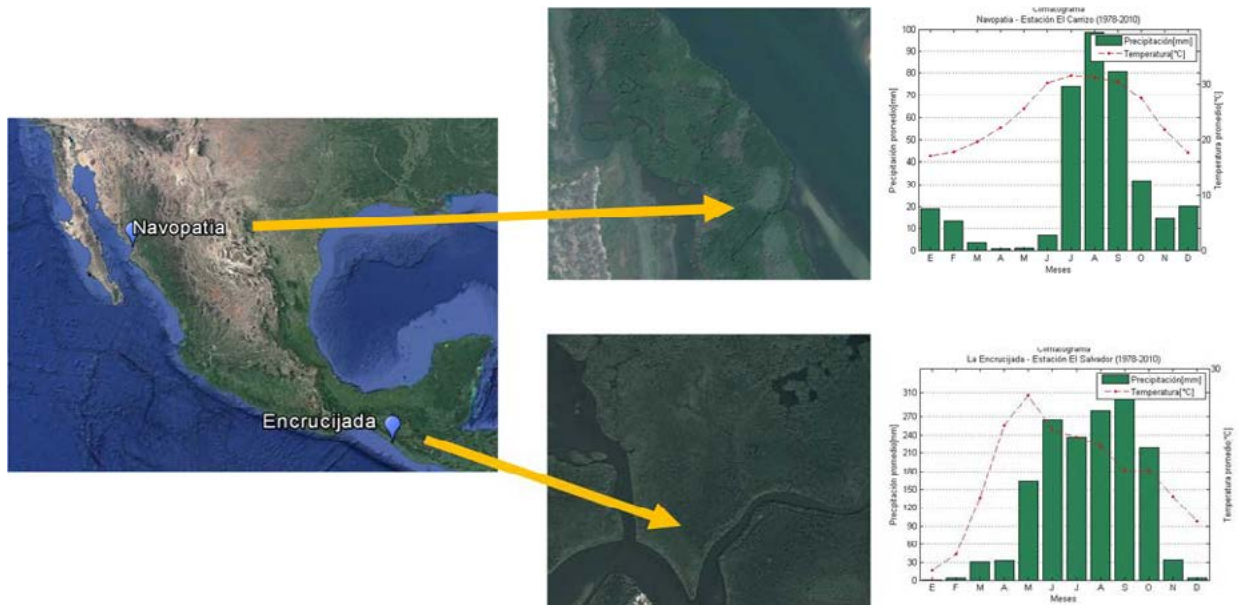


Figura 2. Ubicación de la bahía de Agiabampo y La Encrucijada, con sus respectivos climatogramas.

Método de muestreo

En ambos sitios de estudio las muestras se tomaron en la periferia de una torre micrometeorológica al norte, sur, este y, oeste a una distancia de 10 m partiendo del centro de la torre. En el caso de La Encrucijada se tomaron con un nucleador hasta 1 m de profundidad y sub-muestreando cada 10 cm. Mientras que en el caso de Agiabampo se muestrearon los primeros 10 cm de suelo empleando tubo PVC de 15 cm de diámetro.

Procesamiento de muestras y estimación de carbono orgánico (%Corg)

Se utilizó el Método 1 por pérdida de ignición (Loss on Ignition, LOI) el cual consiste en tomar un volumen de muestra seca con un peso conocido y, someter la muestra a incineración en una mufla a 500 °C por 3 a 4 h.

$$LOI = \frac{\text{masa seca antes de } 500^{\circ}\text{C} - \text{masa después de } 500^{\circ}\text{C}}{\text{masa seca antes de } 500^{\circ}\text{C}} \quad (1)$$

La relación entre %M.O y % Corg para los diferentes ecosistemas varía debido a ligeras diferencias en los métodos utilizados y/o características de los suelos (Howard, J. *et al.*, 2014). En este estudio se utilizó % Corg = 0.415 * % LOI + 2.89 (Kaufmann *et al.*, 2011).

Cálculo de la densidad aparente

Para determinar la densidad aparente (ρ_a), se tomó la muestra en recipientes de aluminio de 120 cm³. En laboratorio las muestras fueron secadas a 105 °C por 1 día con la finalidad de llevar la muestra a peso constante. Después de secada la muestra se prosiguió a pesarla. La densidad aparente se calculó con la Fórmula 2.

$$\rho_a = \frac{\text{masa de suelo seco}}{\text{volumen total de suelo}} \quad (2)$$

donde, ρ_a tiene unidades de g cm⁻³, la masa está representada en gramos y el volumen se refiere a los 120 cm³.

Resultados y Discusión

En los primeros 10 cm de suelo de los bosques de mangle se observa un promedio de 35.06 Mg C ha⁻¹ en la Bahía de Agiabampo, mientras que en La Encrucijada se encontró una cantidad menor de 24.37 Mg C ha⁻¹ (Cuadro 1). El C azul almacenado en La Encrucijada de 0-80 cm de profundidad fue de 178.57 Mg C ha⁻¹.

Cuadro 1. Resultados obtenidos en un bosque de mangle al noreste de México en la Bahía de Agiabampo (Sonora) y en el suroeste de México en La Encrucijada (Chiapas) en los primeros 10 cm de suelo.

| Sitio | ρ_a (g cm ⁻³) | M.O. % | %C | C (Mg ha ⁻¹) |
|----------------|--------------------------------|---------|--------|--------------------------|
| Navopatia | | | | |
| Norte | 0.52645 | 8.9028 | 6.5847 | 37.6292 |
| Sur | 0.3747 | 10.3291 | 7.1766 | 31.6154 |
| Este | 0.6204 | 7.7677 | 6.1136 | 40.1217 |
| Oeste | 0.3859 | 9.8481 | 6.9770 | 30.8802 |
| La Encrucijada | | | | |
| Norte | 0.15 | --- | 17.9 | 23.83 |
| Sur | 0.17 | --- | 18.0 | 22.36 |
| Este | 0.16 | --- | 20.1 | 27.67 |
| Oeste | 0.17 | --- | 17.6 | 23.61 |

ρ_a : Densidad aparente; %M.O porcentaje de materia orgánica; %C: porcentaje de carbono; C: carbono almacenado.

Ambos sitios tienen distintos talles de mangle, altos (>10 m) en La Encrucijada y, medianos (<5m) en Agiabampo y condiciones ambientales contrastantes. No existe una variabilidad significativa en el contenido de C en suelo, pero se estima una cantidad menor en La Encrucijada que en la bahía de Agiabampo, contrario a lo que se esperaba. El mayor contenido de C en suelo de manglar en Agiabampo sugiere que este ecosistema acumuló grandes cantidades de carbono en el pasado (Ezcurra *et al.*, 2016). Es posible que entre los factores que influyen el C almacenado en los primeros 10 cm de suelo, se encuentren la frecuencia y magnitud de tormentas. Dichas tormentas, son más frecuentes en La Encrucijada y esto puede estar ocasionando un movimiento horizontal de C almacenado (Figura 5). Otros factores podrían ser: 1) la producción de hojarasca y raíces muertas, 2) entradas de nutrientes provenientes de los escurrimientos agrícolas (Licea, 1973). En otros sitios de Sonora se reportaron cantidades de aproximadamente 39.786, 25.422, 25.414 Mg C ha⁻¹ almacenado en bosques de mangle del río Yaqui, el río Fuerte y el río Mayo respectivamente, a 10 cm de profundidad (Sánchez-Andrés, 2010). Los resultados obtenidos en el estudio del 2010 son similares a los del estudio actual para la bahía de Agiabampo, en promedio de 30.207 Mg C ha⁻¹ para los tres ríos, ya que los ríos y la bahía de Agiabampo se encuentran en la misma región y sus condiciones ambientales son muy similares, en la Figura 4 se comparan los promedios de C azul almacenado en suelo en el Valle del Yaqui, la bahía de Agiabampo y La Encrucijada. Los resultados obtenidos de C azul almacenado en el suelo de mangle en

la bahía de Agiabampo se encuentra un poco arriba de los valores del río Fuerte y el río Mayo con 35.06 Mg C ha⁻¹ y, por debajo del río Yaqui.

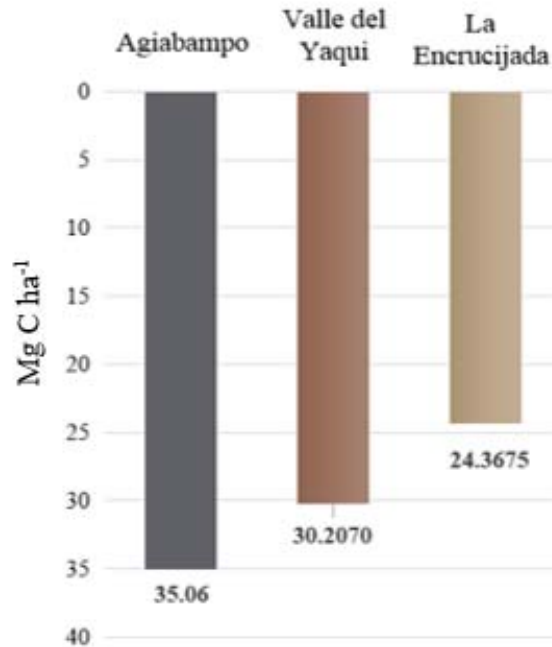


Figura 3. Carbono almacenado (Mg C ha⁻¹) en los primeros 10 cm de profundidad en la bahía de Agiabampo, el Valle del Yaqui y La Encrucijada.

La bahía de Agiabampo fue el sitio donde se obtuvo mayor cantidad de C azul almacenado de 0-10 cm de profundidad, seguido por el valle del Yaqui y por último La Encrucijada (Figura 3).

La densidad aparente (ρ_a) en los primeros 10 cm de profundidad, fue en promedio mayor en el suelo de la bahía de Agiabampo, mientras que el %Corg fue mayor en La Encrucijada. Aun así el C azul almacenado en el suelo en la Bahía de Agiabampo (35.06 Mg C ha⁻¹) fue 30.5% mayor que en La Encrucijada (24.3675 Mg C ha⁻¹). Por esto se sugiere que la ρ_a afecta el valor final de la estimación de carbono.

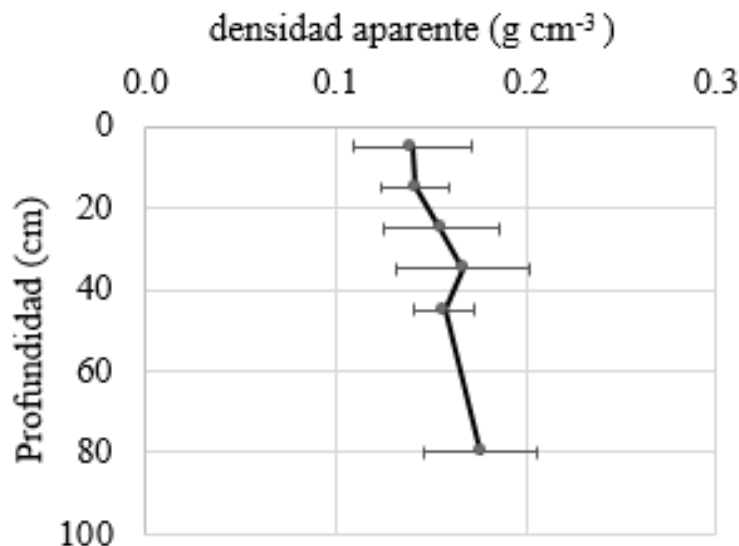


Figura 4. Densidad aparente (g cm⁻³) vs profundidad del suelo (cm) en el conglomerado Este en La Encrucijada.

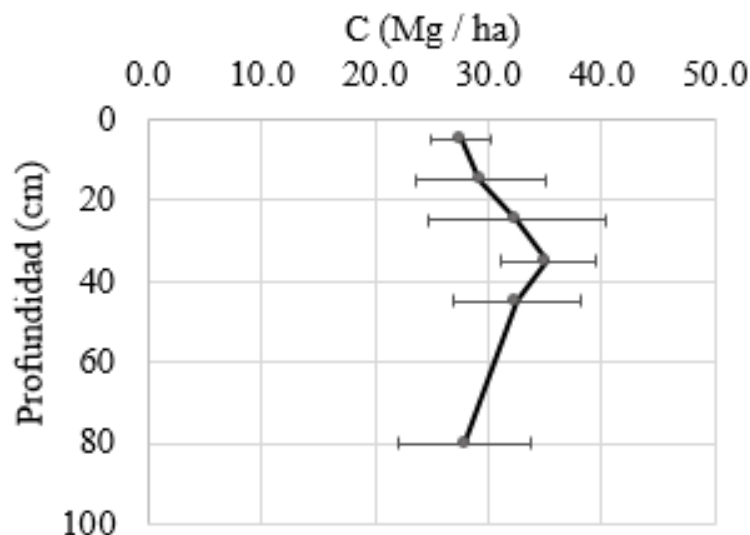


Figura 5. Carbono almacenado (Mg C ha^{-1}) vs profundidad del suelo (cm) en el conglomerado Este en La Encrucijada.

La distribución vertical de C almacenado y densidad aparente (ρ_a) en La Encrucijada muestra una asociación, como se observa en las Figuras 4 y 5. Cuando la ρ_a se desplaza horizontalmente (eje x), se ve reflejado también en las reservas de C. A mayor profundidad del suelo aumenta la dificultad para tomar una muestra exacta, sugerimos que las barras de error lo reflejan al hacerse más grandes en la mayor profundidad.

Conclusiones

El carbono almacenado en los suelos de los ecosistemas de manglar, puede ser diferente en regiones geográficas contrastantes porque, al ser regiones con latitud distinta, tienen distintos patrones de temperatura, precipitación (Figura 2), entre otras diferencias. Es importante cuantificar y conocer las reservas de C que se tienen en los ecosistemas costeros, uno de los principales servicios ecosistémicos que estos ecosistemas brindan, además de que protege las costas de tormentas y plagas.

La información obtenida en este estudio puede ser un respaldo para los tomadores de decisiones al momento de decidir realizar alguna actividad en la Bahía de Agiabampo y en La Encrucijada, para que se tome en cuenta la riqueza de carbono en los bosques de mangle y que sea preferible no deforestarlos.

Es un hecho importante que el almacén de C en suelo de manglar haya sido mayor en la bahía de Agiabampo, lo cual se debe tomar en cuenta para futuras investigaciones. El calcular el %Corg con un analizador electrónico será más preciso para mediciones futuras y existirá menor incertidumbre, al igual que realizar un mayor número de muestras para obtener resultados más precisos.

Agradecimientos

Se agradece a United States Agency for International Development (USAID), el Programa México Noruega y Cooperación Sur-Sur (PMN), el Programa Mexicano del Carbono (PMC), la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), a Naturaleza y Cultura, a AWA (Alamos Wildland Alliance), al Fondo Mexicano para la Conservación, a ECOSUR y, en especial a CONANP-Islas y áreas protegidas del Golfo de California por hacer posible este trabajo. A los miembros del grupo de trabajo por apoyar en el muestreo y el trabajo en laboratorio.



Literatura citada

- Adame, M. F., D. Neil, S. F. Wright and C. E. Lovelock. 2010. Sedimentation within and among mangrove forests along a gradient of geomorphological settings. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86:21–30.
- 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.
- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza and J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8(2):e56569 DOI:10.1371/journal.pone.0056569.
- Alongi, D. M. 2011. Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. *Environmental Science & Policy* 14:462–470 DOI:10.1016/j.envsci.2011.02.004.
- Curtis, R. O. and B. W. Post. 1964. Estimating bulk density from organic matter content in some Vermont forest soils. *Soil Science Society of America, Proceedings* 28:285-286.
- Donato, D. C., J. B. 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.
- Ezcurra-Paula, E. E.-O. 2016. Coastal landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. Marine Biology Research Division, Scripps Institution of Oceanography, La Jolla, CA 92093.
- Holguin, G., P. Vazquez and Y. Bashan. 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biology and Fertility of Soils* 33:265–278.
- 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. Arlington, Virginia, USA.
- Kauffman, J. B., C. Heider, T. G. Cole, K. A. Dwire and D. C. Donato. 2011. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests. *Wetlands* 31:343–352.

4.19 Vegetation responses to temporal variability of climatic drivers: mangroves in the Mexican semiarid region

Barceló-Basañez A.¹; Díaz-Sánchez E.¹; Sanchez-Mejia Z. M.¹; Garatuza-Payan J.¹; Villeda E.²; Mendez-Barroso L.¹ y Robles-Morua A.¹

¹Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 sur, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora, México.

²CONABIO, Subcoordinación de Percepción Remota. Liga Periférico-Insurgentes Sur No. 4903, Col. Parques del Pedregal, Delegación Tlalpan, CP 14010, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: jaime.garatuza@itson.edu.mx

Abstract

Vegetation dynamics or phenological changes respond to climatic and environmental drivers. Analyzing this dynamic is important to generate adaptation and mitigation strategies in the face of climate change. According to modeling projections, the northwestern of Mexico will encounter changes in precipitation regime in the near future, which will most likely influence vegetation processes such as the carbon sequestration potential of mangroves. The aim of this study is to characterize the response of mangroves (*e.g.*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*) from Navopatia (Sonora, northwestern Mexico), based on temporal and spatial analysis and the influence of climatic and environmental drivers on this response. To do so, Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and, Enhanced Vegetation Index (EVI) were collected from MODIS (ORNL) and generated from Rapideye (CONABIO), precipitation and temperature were collected from the meteorological station: Estación El Carrizo (CONAGUA) and salinity and sea surface temperature was collected from GIOVANNI (NASA). In this semiarid region, mangrove's NDVI is positively triggered by precipitation pulses, during the pre-monsoon season average NDVI was 0.4 while during the monsoon season it was 0.49 and during the post-monsoon season was 0.52, this influenced by a decrease in salinity. On the other hand, air temperature does not trigger vegetation response and, EVI does not show vegetation dynamics properly. This study represents a starting point for future projects that aim to identify the natural or anthropogenic processes that influence the coastal zone.

Key words: *vegetation index; Navopatia.*

Resumen

La dinámica de la vegetación o los cambios fenológicos responden a variables climáticas y ambientales. Analizar esta dinámica es importante para generar estrategias de adaptación y mitigación para el cambio climático. De acuerdo con proyecciones de modelado, el noroeste de México enfrentará cambios en el régimen de precipitación en el futuro cercano, lo que probablemente influenciará procesos de vegetación como el potencial secuestro de carbono de los mangles. El objetivo de este estudio es caracterizar la respuesta de los mangles (*e.g.*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*) de Navopatia (Sonora, noroeste de México), basado en un análisis temporal y uno espacial y la influencia de variables climáticas y ambientales en esta respuesta. Para hacerlo, datos de Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) e Índice de Vegetación Mejorado (EVI) fueron recopilados de MODIS (ORNL) y también generados usando imágenes de RapidEye (CONABIO), los datos de precipitación y temperatura fueron recopilados de la estación meteorológica: Estación El Carrizo (CONAGUA) y datos de salinidad y temperatura de la superficie del océano se recopilaron de GIOVANNI (NASA). En esta región semiárida, el NDVI de los mangles es disparado positivamente por los pulsos de precipitación, durante el pre-monzon, el promedio de NDVI fue de 0.4, mientras que durante el monzon fue de 0.49 y, durante el post-

monzon fue de 0.52. El NDVI fue influenciado por un decremento en la salinidad. Por otro lado, la temperatura del aire no provoca una respuesta en la vegetación y, EVI no demuestra la dinámica de vegetación apropiadamente.

Palabras clave: *índice de vegetación; Navopatia.*

Introduction

Mangroves represent highly productive ecosystems, which are biologically rich and provide a diversity of environmental services (Donato *et al.*, 2011). They contribute to processes such as flood and hurricane control and, coastline protection as a natural barrier. Mexico is the fourth country with the greatest mangrove extension in the world, below Indonesia, Brazil and Australia (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013). Even though Mexico has suffered negative ecosystem's alterations especially in southern part of the country where 10% of mangrove cover has been lost in the past 35 years (Valderrama *et al.*, 2014), this ecosystem type is now under special protection (NOM-059) and efforts on conservation are made by more than one governmental agency. Furthermore, the study of land surface-atmosphere interactions, ecological traits and carbon stocks is important especially in coastal zones, because of anthropogenic and climate threats. In these zones, blue carbon ecosystems such as mangroves dominate the landscape and, represent a considerable carbon stock nowadays.

Phenology, is the study of periodic biological occurrences and can provide important insights into the influence of climatic variability and change on ecosystems (Moore *et al.*, 2016). Mangrove's phenology has been studied in the last decades (Saenger and Moverley, 1985) and, to do so at a large scale vegetation indexes using remote sensing have been developed (Kovacs *et al.*, 2009).

This study focuses on understanding mangrove's response to temporal variability and climatic drivers based on vegetation index (VI) data in northwestern Mexico. As in many previous studies (Maranganti, 2009; Neumann *et al.*, 2016; Wu and Chen, 2016), here use Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) as the first reference to mangrove's health and condition. Although NDVI has been proven that offers a trustable outcome for identifying vegetation zones depending on the percentage of light and energy absorbed or reflected. It has also been discussed that for ecosystems such as wetlands, Enhanced Vegetation Index (EVI) is a better approach (Jiang *et al.*, 2008; Matsushita *et al.*, 2007), here use both to identify which works better.

MODIS products (250 m spatial resolution) were used to develop temporal analysis of the vegetation conditions from years 2000 to 2014 and, RapidEye products (5 m spatial resolution) were used to develop a spatial analysis of the vegetation from year 2011 to 2013 with low temporal resolution (*e.g.*, two scenes for year). Spatial resolution in remote sensing applications is a key factor to evaluate local scale processes (Yu *et al.*, 2006).

In this study characterize the vegetation response through VI's to climatic drivers (precipitation and temperature) and salinity as environmental driver; to do so use timeseries analysis and empirical modeling. Hypothesize that 1) mangroves would respond positively to precipitation pulses because they decrease salinity, 2) precipitation is a stronger driver than temperature because are in a semiarid region and, 3) EVI performs better than NDVI, according to preliminary research in wetlands.

Methods and Materials

Study area

The study site is located within the Island Masocarit (Figure 1). This Island is part of the Agiabampo Lagunar System (26°19'47.3" N 109°14'14.9" W), Natural Protected Area (ANP-Islas y áreas protegidas

del Golfo de California) and Ramsar Site (1797) (Important Bird Area code NO-43). This lagunar system is composed by Bamocha estuary, Naopatria channel, Abanahua, Bocanita and Punta Colorada. This estuarine system is located in the south of Sonora and north of Sinaloa, with direct communication to the Gulf of California. Mangrove forest is composed mostly by red mangrove (*Rhizophora mangle*) and black mangrove (*Avicennia germinans*), with some presence of white mangrove (*Laguncularia racemosa*) and buttonwood mangrove (*Conocarpus erectus*) (Sanchez-Carrillo *et al.*, unpublished data; Troche-Souza *et al.*, 2016).

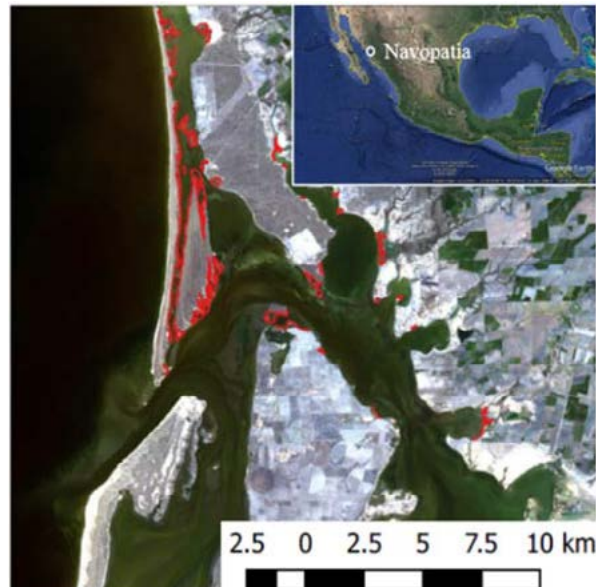


Figure 1. Mangrove area in the Bahía de Agiabampo (shape by CONABIO (2015), red outline).

Climate and environmental data

Data from meteorological station: El Carrizo (CLICOM, <http://clicom-mex.cicese.mx>) from 1969 to 2006, was used to generate a climograph (Figure 2a).

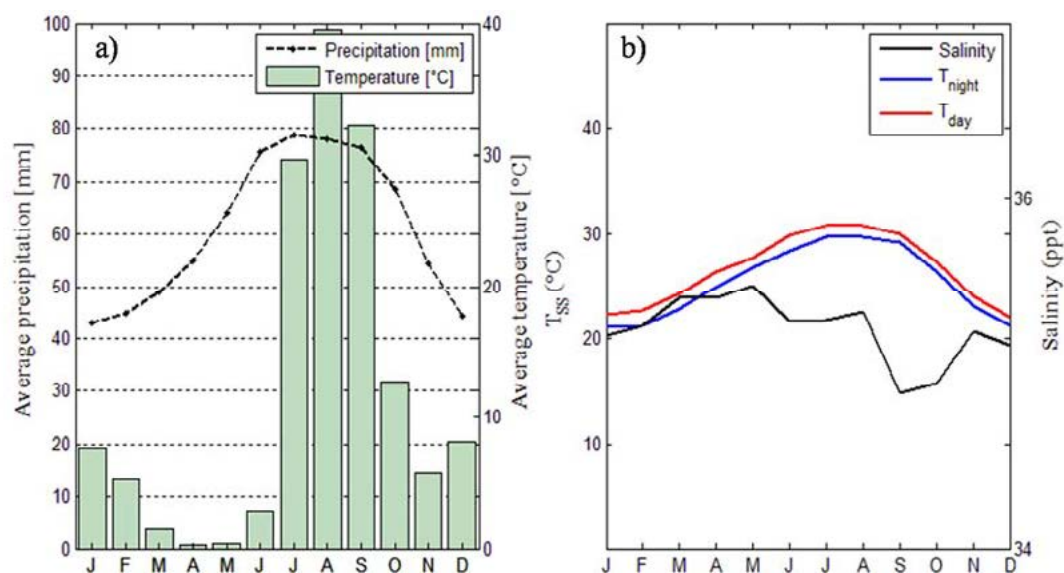


Figure 2. a) Climograph of Estación El Carrizo, monthly precipitation and air temperature, b) monthly salinity and sea surface temperature during the night and day.

Three seasons have been established observing the precipitation behavior in the climograph, a pre-monsoon season from March to June, a monsoon season from July to September, as those are the months with the highest values of precipitation and a post-monsoon season from October to February.

The post-monsoon season in this region overlaps with agricultural activities such as wheat production.

Monthly sea surface temperature and salinity were obtained from AQUARIUS from Giovanni-Nasa (<http://giovanni.sci.gsfc.nasa.gov>), from 2011 to 2015 (Figure 2b).

Remote sensing data

Obtained MODIS NPP (Net Primary Production) from ORNL DAAC. 2008. MODIS Collection 5 Land Products Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. Accessed February 20, 2017. Subset obtained for MOD17A3 product at 26.3704N,109.2416W, time period: 2000-01-01 to 2014-12-31 and, subset size: 7 x 7 km. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1241>.

MODIS NDVI and EVI were obtained from ORNL DAAC. 2008. MODIS Collection 5 Land Products Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. Accessed February 20, 2017. Subset obtained for MOD13Q1 product at 26.3704N,109.2416W, time period: 2000-02-18 to 2017-01-17, and, subset size: 6.25 x 6.25 km. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/124>.

RapidEye products provided by CONABIO, were used to analyze spatial heterogeneity in a specific frame in time from years 2011 to 2013. Dates of scenes provided: 02/15/2011, 10/02/2011, 02/09/2012, 05/14/2012 and 02/09/2013. RapidEye were provided by CONABIO. All images underwent geometric correction, so none of the products had contra-positional problems related to geographic coordinates for different sampling years. RapidEye bands are characterized as band 1(blue, 440-510 nm), band 2(green, 520-590), band 3(red, 630-685 nm), band 4(red edge, 690-730), band Near-infrared (760-850 nm).

Vegetation indexes

NDVI

The Normalized Difference Vegetation Index provides information about whether vegetation is present in the landscape, or how *healthy* it is.

To compute the NDVI with RapidEye used the following spectral bands: Red (R) and Near infrared (NIR): $NDVI=(NIR-R)/(NIR+R)$. NDVI from MODIS and Rapideye was extracted with the mangrove area shapefile by CONABIO and, an area averaged was performed to generate a time series.

Data analysis

Time series were analyzed every 16 d, monthly and by season. Simple and multiple regressions were explored using drivers such as air and sea surface temperature, precipitation, salinity and NDVI as the vegetation response.

Spatial analysis

Using images of NDVI previously generated for 2011 and 2013 a simple normalization was utilized to determine the changes between those year (Equation 1).

$$NDVI_{\Delta} = \frac{NDVI_{2013} - NDVI_{2011}}{NDVI_{2013} + NDVI_{2011}} \quad (1)$$

Changes in NDVI are scaled from -1 to 1, when negative values mean a decrease, 0 means no change and, positive values mean an increase of vegetation response. The resultant image was reclassified,

turning all negative values into 0, to observe only positive changes. In the new scale 1 has the highest change, in other words more vegetation response.

Results and discussion

Temporal analysis

The time series show that precipitation events happen mainly during the second half of each year, specifically during the monsoon season. The strongest precipitation events happened in 2006, 2007, 2008 and 2009. During these precipitation events, the vegetation indexes increased their values noticeably. When there is an absence of precipitation, vegetation indexes decrease (Figure 3).

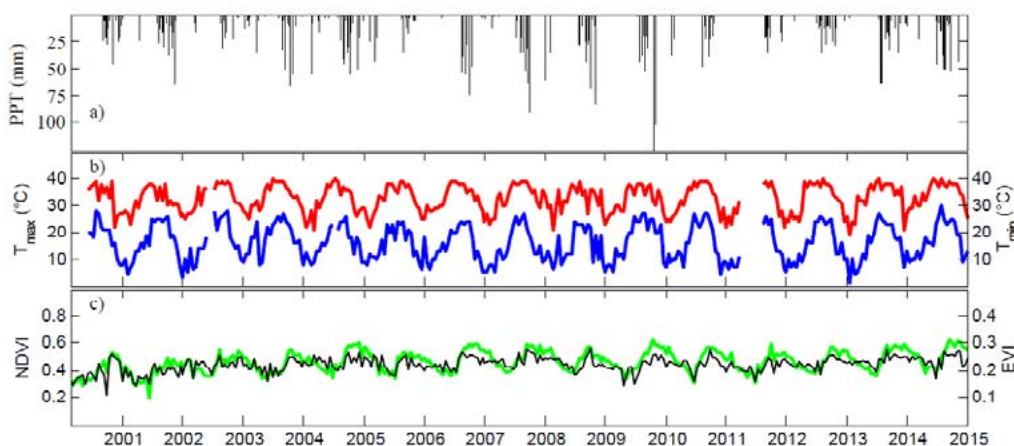


Figure 3. Time series of Precipitation (mm) is in the first panel, in the second panel maximum temperature (red line) and minimum temperature (blue line), the third panel displays NDVI (green line) and EVI (black line).

Vegetation indexes behave as expected. NDVI (green line), is low during the pre-monsoon season and increases during the monsoon to increase again in the post-monsoon, trend is well define and not spiky (Figure 3). While, EVI behaves poorly with respect to NDVI and, trend is highly variable.

Mangrove vegetation responds to salinity as well as to precipitation and temperature, in this study site salinity decreases with pulses of precipitation (Table 1). Even though salinity increases and precipitation decreases in the post-monsoon season, NDVI continues to increase its value, showing that mangroves keep getting healthier, considering also that temperature decreases radically (Noor *et al.*, 2015).

Table 1. NDVI, Salinity, PPT and temperature in each monsoon season.

| | NDVI | | Salinity | | Precipitation | Temperature |
|--------------|------|------|----------|------|---------------|-------------|
| | mean | SD | mean | SD | mm | °C |
| Pre-monsoon | 0.4 | 0.05 | 35.42 | 0.2 | total | mean |
| Monsoon | 0.49 | 0.07 | 35.09 | 0.4 | 13 | 24.33 |
| Post-monsoon | 0.52 | 0.05 | 35.17 | 0.29 | 285 | 30.15 |
| | | | | | 67 | 18.62 |

The mangrove's NDVI increase during the monsoon season is probably a response to the salinity decrease caused by precipitation. The reason why mangrove's NDVI continues to increase in the post-monsoon stage is probably due to the end of strong precipitation events, which means less wind and rainfall (Liang *et al.*, 2008). Can imply that mangroves can develop new and strong leaves during the post-monsoon thanks to the low salinity and calmed weather conditions.

Although temperature represent a key factor in mangrove's health, precipitation is able to modify mangrove's NDVI drastically, even when temperature remains the same (Figure 4a). This suggests that the main NDVI driver in this region is precipitation, due to the effect that it has over salinity concentration (Figure 2).

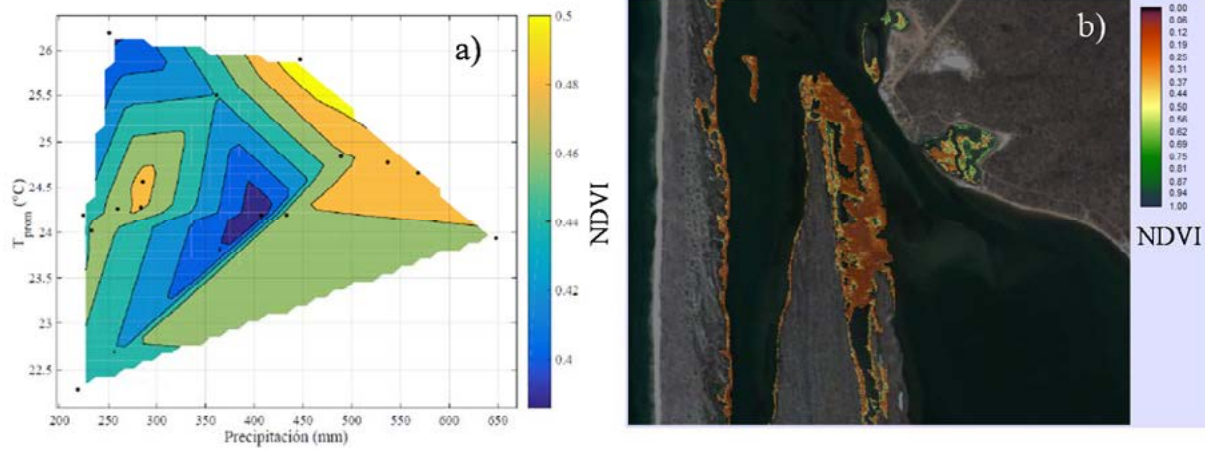


Figure 4. a) NDVI response, as a function of air temperature and precipitation, b) Spatial vegetation dynamic from NDVI 2013 and 2011.

Spatial analysis

During 2013 pulses of precipitation where more present than in 2011, which was a dry year overall. In general black mangroves (0.3-0.9) are more sensitive to this pulses of precipitation than red mangroves (0.1-0.3) (Figure 4b). Potentially due to their mechanism to shed salt through their leaves (Peterson and Bell, 2012).

Conclusions

Even though vegetation changes caused by climatic drivers and temporal variability can be approached using remote sensing applications, the resolution of the images will always be a key factor to determine the outreach of the study. Some satellites offer images with impressive resolution, but sometimes don't have back in time information to develop a temporal analysis, or standardized date images for making comparisons between same season images of different years.

Bibliography

- Donato, D. C., J. B. 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.
- Jiang, Z., A. R. Huete, K. Didan and T. Miura. 2008. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment* 112:3833-3845.
- Liang, S., R. Zhou, S. Dong and S. Shi. 2008. Adaptation to salinity in mangroves: Implication on the evolution of salt-tolerance. *Chinese Science Bulletin* 53:1708-1715.
- Maranganti, S. 2009. Vegetation Change Detection in India Using MODIS Satellite Images.
- Matsushita, B., W. Yang, J. Chen, Y. Onda and G. Qiu. 2007. Sensitivity of the enhanced vegetation index (EVI) and normalized difference vegetation index (NDVI) to topographic effects: a case study in high-density cypress forest. *Sensors* 7:2636-2651.
- Moore, C. E., T. F. Keenan, R. A. Duursma, A. I. van Dijk, L. B. Hutley, J. R. Taylor & M. J. Liddell (2016) Reviews and syntheses: Australian vegetation phenology: new insights from satellite remote sensing and digital repeat photography. *Biogeosciences* 13:5085.
- Noor, T., N. Batool, R. Mazhar and N. Ilyas. 2015. Effects of siltation, temperature and salinity on mangrove plants. *European Academic Research* 2:14172-14179.
- Peterson, J. M. and S. S. Bell. 2012. Tidal events and salt-marsh structure influence black mangrove (*Avicennia germinans*) recruitment across an ecotone. *Ecology* 93:1648-1658.

- Rodríguez-Zúñiga, M., C. Troche-Souza, A. Vázquez-Lule, J. Márquez-Mendoza, B. Vázquez-Balderas, L. Valderrama-Landeros, S. Velázquez-Salazar, M. Cruz-López, R. Ressler and A. Uribe-Martínez. 2013. Manglares de México/Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.
- Saenger, P. and J. Moverley. 1985. Vegetative phenology of mangroves along the Queensland coastline. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 257-265.
- Valderrama, L., C. Troche, M. T. Rodríguez, D. Marquez, B. Vazquez, S. Velazquez, A. Vazquez, M. I. Cruz and R. Ressler. 2014. Evaluation of Mangrove Cover Changes in Mexico during the 1970-2005 Period. *Wetlands* 34:747-758.
- Wu, S.-T. and Y.-S. Chen. 2016. Examining eco-environmental changes at major recreational sites in Kenting National Park in Taiwan by integrating SPOT satellite images and NDVI. *Tourism Management* 57:23-36.
- Yu, Q., P. Gong, N. Clinton, G. Biging, M. Kelly and D. Schirokauer. 2006. Object-based detailed vegetation classification with airborne high spatial resolution remote sensing imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72:799-811.

4.20 Extensión y crecimiento esquelético del coral *Pocillopora verrucosa* en la costa de Colima, México

Delgadillo-Nuño M. Alejandro¹; Carpizo-Ituarte Eugenio J¹; Liñán-Cabello Marco A.²; Hernández-Ayón J. Martín¹ y Olivos-Ortiz Aramis³.

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Km 103 Carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada 22860, Baja California, México.

²Acuacultura/Biotecnología, FACIMAR. Universidad de Colima, Colima. Km 19.5 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Manzanillo, Colima, México. CP 28868.

³Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas (CEUNIVO). Universidad de Colima. Km 19.5 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Manzanillo, Colima, México.

Autor para correspondencia: alejandro.delgadillo@uabc.edu.mx

Resumen

Los ritmos de crecimiento esquelético en corales se han estudiado desde hace décadas. Por lo que en la actualidad, es posible observar y dar seguimiento a las consecuencias del incremento en la temperatura superficial de mar y del dióxido de carbono atmosférico sobre los procesos de calcificación y crecimiento en corales. No obstante, dichos efectos dependen también del nivel de estrés local en cada arrecife de coral. Por lo tanto, es importante contar con indicadores rápidos, flexibles y de bajo costo, que puedan ser empleados como parte de la metodología integral de monitoreo arrecifal. El presente estudio muestra evidencia cualitativa y cuantitativa del efecto antropogénico local sobre la extensión y crecimiento esquelético del coral *Pocillopora verrucosa* en la costa de Colima, México. Los resultados de estos indicadores morfológicos, son discutidos en función de una primera aproximación de la respuesta de estrés fisiológico en *P. verrucosa*.

Palabras clave: *Symbiodinium*; biomineralización; estrés fisiológico.

Abstract

The rhythms of skeletal growth in corals have been studied for decades. Therefore, at present, it is possible to observe and monitor the consequences of the increase in sea surface temperature and atmospheric carbon dioxide on the calcification and growth processes in corals. However, these effects also depend on the level of local stress in each coral reef. Therefore, it is important to have fast, flexible and low-cost indicators that can be used as part of the comprehensive reef monitoring methodology. The present study shows qualitative and quantitative evidence of the local anthropogenic effect on the extension and skeletal growth of the *Pocillopora verrucosa* coral in the coast of Colima, Mexico. The results of these morphological indicators are discussed according to a first approximation of the physiological stress response in *P. verrucosa*.

Key words: *Symbiodinium*; biomineralization; physiological stress.

Introducción

Los corales escleractinios del género *Pocillopora* presentan un crecimiento esquelético acelerado que se caracteriza por: 1) extensión esquelética lineal de sus ramificaciones, 2) ramificaciones verticalmente uniformes, 3) ramificaciones de simetría radial (a lo largo de un eje apical), 4) poco o nulo crecimiento

en otras direcciones y 5) amplia plasticidad morfológica en la sub-ramificación, extensión y separación de las ramas, así como la presencia, ausencia y apariencia de verrugas (Martin y LeTissier, 1988).

Por ejemplo, en condiciones de alta turbidez y sedimentación, la longitud de las verrugas puede incrementarse (Veron, 2000), la baja presencia de peces coralívoros favorece la extensión esquelética lineal (Palacios *et al.*, 2014), mientras que el moderado movimiento y flujo de agua permiten el crecimiento de ramas más largas, delgadas y separadas (Mass y Genin, 2008; Mass *et al.*, 2011, Chindapol *et al.*, 2013) y viceversa (Paz-García *et al.*, 2015).

Esto sugiere que el crecimiento, la extensión esquelética y los caracteres morfológicos en *Pocillopora* pueden variar ampliamente de acuerdo con las condiciones ambientales. Por lo tanto, pueden ser utilizados como indicadores del cambio ambiental.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

Este estudio se llevó a cabo de febrero a junio de 2014, en los arrecifes de parches coralinos de Carrizales (19°05.45 N, 104° 28.48 W) y La Boquita (19° 06.15 N, 104° 28.48 W), ubicados en la costa de Manzanillo, Colima, México. El arrecife de La Boquita se localiza a menos de 0.5 km de distancia del sistema lagunar de Juluapan. El sistema está separado de la bahía de Santiago por una barra de arena de 500 m de largo (playa La Boquita), en la cual se han desarrollado actividades y servicios turísticos. El sistema lagunar se conecta a la vez con la bahía, por medio de un canal de entrada artificial construido en 2003. El sistema recibe las aguas del arroyo Miramar, durante la temporada de lluvia, que ocurre en el verano de junio a octubre (rango: 600–1300 mm), con un clima en la región cálido y subhúmedo (rango 18–28 °C), (INEGI, 2009). De manera que el arrecife de La Boquita está bajo una variedad de presiones antropogénicas, mientras que el arrecife de Carrizales es un área que ha sido menos impactada ya que se localiza a 7 km de distancia del arrecife La Boquita y el sistema lagunar de Juluapan.

Crecimiento

En cada arrecife se establecieron dos transectos permanentes de 25 metros de longitud a 3 m de profundidad. En Carrizales, al este (Ce) y oeste (Cw); en La Boquita, a una distancia lejana (B1) y moderada (B2) del sistema lagunar de Juluapan. Se marcaron diez colonias de *Pocillopora verrucosa* por transecto con etiquetas plásticas, separadas en distancias de 2 a 5 m, abarcando un área aproximada entre 40 y 50 m². Las tasas de crecimiento de *P. verrucosa* se cuantificaron comparando los cambios en la talla durante un periodo de 20 semanas, del 7 de febrero al 22 de junio de 2014. La extensión lineal de los corales se midió utilizando el método de medición directa de los cambios en la longitud de las ramas a partir de varios puntos fijos de referencia, marcado con abrazaderas corredizas de plástico (Anderson *et al.*, 2012). Los cables plásticos corredizos fueron asegurados entre 10 y 30 mm del tope de la rama. Se seleccionaron y marcaron un total de cuatro ramas por colonia. Se registró *in situ* el cambio de la extensión lineal desde la base de la marca, al tope del fragmento utilizando un vernier de precisión milimétrica. Se midió la extensión lineal en 21 a 32 ramas por colonia, dependiendo del tamaño de la colonia.

Análisis estadísticos

Se analizó la normalidad y homocedasticidad de las mediciones en los cambios de longitud, aplicando las pruebas de Shapiro-Wilk y Bartlett, respectivamente (intervalos de confianza de 95%). Posteriormente, se utilizó un análisis de varianza (ANOVA) seguido de comparaciones múltiples (prueba

de Tukey) para evaluar diferencias significativas ($P > 0.05$). Los análisis se realizaron con el programa R versión 3.0.1, para Macintosh (The R Foundation for Statistical Computing).

Resultados y Discusión

La extensión lineal y las tasas de crecimiento de *Pocillopora verrucosa* en los parches coralinos de La Boquita fueron significativamente mayores ($P > 0.05$), en relación con la extensión y crecimiento de *P. verrucosa* en el arrecife de Carrizales (Figura 1). Probablemente como consecuencia de las diferencias en uno o varios factores ambientales entre ambos sitios arrecifales, tales como: 1) sedimentación y turbidez, 2) nutrientes inorgánicos y 3) temperatura superficial del agua de mar.

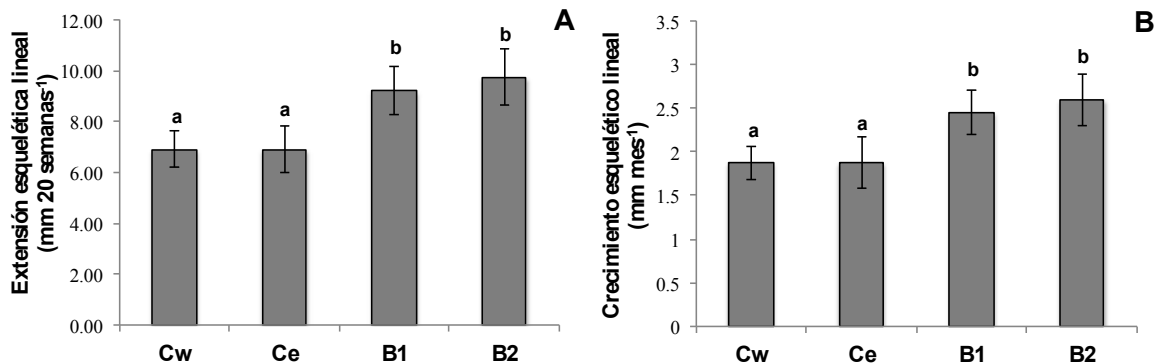


Figura 1. Mediciones directas de los cambios en la longitud de las ramas de *P. verrucosa*. A) Extensión lineal, B) crecimiento. Se presenta la media de las mediciones (\pm error estándar de la media) para las colonias muestreadas en los transectos: Ce ($n=21$), Cw ($n=32$), B1 ($n=25$), B2 ($n=29$). Las literales denotan las diferencias significativas ($P < 0.05$).

El factor más importante que podría explicar las diferencias en la extensión esquelética entre *P. verrucosa* de los arrecifes Carrizales y La Boquita, es la calidad del agua, debido al efecto directo del sistema lagunar de Juluapan sobre La Boquita. Particularmente, se ha demostrado con anterioridad que el índice de sedimentación es mayor en La Boquita con respecto a Carrizales, debido al efecto directo del sistema lagunar de Juluapan (Liñán-Cabello *et al.*, 2008). No obstante, no se ha demostrado un vínculo claro entre el crecimiento de los corales y la carga de sedimentos, debido en parte a la incapacidad de las trampa de acumulación para integrar todos los efectos sedimentarios (*e.g.*, la turbidez), que pueden afectar el crecimiento coralino (Piniak y Brown, 2008) y, que para *P. verrucosa* puede significar la elongación de sus ramas y verrugas (Veron, 2000).

Siendo La Boquita un arrecife con gran variación en la turbidez del agua, con valores de visibilidad de apenas 18.4–32 cm cercano a la entrada de la Laguna, 80.2–193 cm a una distancia moderada y de hasta 220 cm lejos de la entrada (Liñán-Cabello *et al.*, 2016). Se sugiere que la turbidez del agua de mar en La Boquita juega un papel importante en la extensión esquelética observada en este estudio. No obstante, hasta ahora la turbidez no ha sido medida en Carrizales, por lo que una comparación de este parámetro resulta difícil.

Por otro lado, se ha visto que la concentración de nutrientes tiene un efecto directo en el crecimiento coralino. Dunn *et al.* (2012), demostraron que las altas concentraciones de fósforo tiene un efecto positivo en el crecimiento en *Acropora muricata* y efectos negativos en la densidad esquelética. No obstante, el incremento en la concentración del nitrógeno inorgánico disuelto y el fosforo en La Boquita y Carrizales es similar (Muñiz-Anguiano, 2013, Liñán-Cabello *et al.*, 2016)

En relación con la temperatura superficial del agua, los registros térmicos realizados por Muñiz-Anguiano (2013) en el arrecife Carrizales, muestran que la temperatura más baja que se ha registrado fue de 15.81 °C (abril 2012) y la más alta de 30.95 °C (en octubre de 2013). Mientras que en el arrecife de La Boquita, la temperatura más baja registrada hasta ahora fue de 22.8 °C en marzo de 2011 y la más alta

de 31.1 °C en agosto de ese año (Liñán-Cabello *et al.*, 2016). Advirtiendo un gradiente anual de 8.3 °C en el arrecife La Boquita y de 15.1 °C en el arrecife Carrizales, casi dos veces mayor debido a las temperaturas <20 °C que pueden presentarse entre los meses de marzo a mayo. Periodo durante el cual se realizó la mayor parte de este estudio.

Cuadro 1. Comparación de la extensión lineal medida en *Pocillopora* a través del Pacífico Tropical Oriental.

| Especie | Localidad | N | n | Rango de fechas de la deposición esquelética | Profundidad (m) | Extensión (mm mes ⁻¹) media de todas las ramas por colonia | Referencias |
|-------------------------------|-------------------------------|---------------------|-----|--|-----------------|--|--|
| <i>Pocillopora capitata</i> | Is. Marietas Mexico | ¿? | 33 | 2012–2013 | 3–8 | 4.4±1.6 | Tortolero-Langarica <i>et al.</i> (2014) |
| <i>Pocillopora damicornis</i> | Is. Secas* Panama | 16 | 160 | 1972–1974 | 3.3–4.6 | 3.22 (2.83– .61)# | Glynn (1977) |
| | Is. Caño* Costa Rica | 11 | ¿? | 1985–1987 | 2–3 | 2.88 (1.78–3.64)# | Guzman y Cortés (1989) |
| | Arrecife Uva* Panamá | ¿? | 122 | 1989–1990 | 2–3 | 2.77 (2.64–2.89)# | Eakin (1996) |
| | Arrecife Uva* Panamá | 18 | 228 | 2003–2006 | 2–3 | 2.32 (2.00–2.75)# | Manzello (2010) |
| | Arrecife Saboga+ Panamá | 26 | 260 | 1971–1974 | 3.2 | 2.57 (2.13–3.01)# | Glynn (1977) |
| | Is. Onslow+ Galápagos | 12 | ¿? | 1975 | 1–4 | 1.87# | Glynn <i>et al.</i> (1979) |
| | Golfo de Papagayo+ Costa Rica | ¿? | 60 | 1991–1992, 1996–1997 | 3–5 | 3.98 (2.33–6.30)# | Jiménez y Cortés (2003) |
| <i>Pocillopora elegans</i> | Is. Marietas Mexico | ¿? | 21 | 2012–2013 | 3–8 | 0.52±0.27 | Tortolero-Langarica <i>et al.</i> (2014) |
| | Is. Caño* Costa Rica | 10 | ¿? | 1985–1987 | 2–3 | 2.90 (2.04–3.22)# | Guzman y Cortés (1989) |
| | Arrecife Uva* Panamá | 15 | 168 | 2003–2006 | 2–3 | 2.28 (2.03–2.59)# | Manzello (2010) |
| | Is. Onslow+ Galápagos | 12 | ¿? | 1975 | 1–4 | 1.87# | Glynn <i>et al.</i> (1979) |
| <i>Pocillopora spp.</i> | Golfo de Papagayo+ Costa Rica | ¿? | 91 | 1991–1992, 1996–1997 | 3–5 | 3.71 (2.42–5.60)# | Jiménez y Cortés (2003) |
| | Arrecife Carrizales Mexico | ¿? | 15 | 10 meses | 6 | 3.52–3.89 | Liñán-Cabello <i>et al.</i> (2011) |
| | <i>Pocillopora verrucosa</i> | Is. Marietas Mexico | ¿? | 46 | 2012–2013 | 3–8 | 4.5±3.1 |
| Arrecife Carrizales Mexico | | 20 | 53 | febrero–junio 2014 | 3 | 1.87±1.17 | Este estudio |
| Arrecife La Boquita Mexico | | 20 | 54 | febrero–junio 2014 | 3 | 2.53±1.44 | Este estudio |

N es el número de colonias, mientras que n es el número de ramas individuales medidas. Para los datos de Panamá, los límites de confianza del 95% se muestran en paréntesis, para los datos de Costa Rica, el rango de los valores se muestra en paréntesis, mientras que para los datos de México se muestra la media ± la desviación estándar.

+ Zona de no surgencia.

* Zona de surgencia.

#Extensión medida con tinción de rojo de alizarina y convertida de cm año⁻¹ a mm mes⁻¹ (ver Manzello 2010).

A pesar de que la temperatura del agua de mar podría llegar a superar los 30 °C en el arrecife La Boquita, suponiendo un estrés térmico y/o blanqueamiento para *P. verrucosa* (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2010 y 2013), ésta también oscila entre los 26 y 28 °C, siendo el rango de temperaturas propicias para el desarrollo de los arrecifes coralinos (Alvarado *et al.*, 2004) y, las óptimas para la calcificación coralina (Chen *et al.*, 2013). Lo anterior no indica que el crecimiento y/o calcificación sea mayor en los

corales de La Boquita respecto a los de Carrizales, ya que se han reportado valores de hasta 3.89 mm mes⁻¹ para *Pocillopora* en el arrecife Carrizales (Cuadro 1, Liñán-Cabello *et al.*, 2011). Pero podría señalarse que durante el periodo de muestreo del presente estudio, la extensión esquelética fue mayor en La Boquita debido a que la temperatura probablemente no disminuyó por debajo de los 20 °C.

Finalmente, los valores de extensión esquelética reportados en este estudio son similares a los documentados para varias especies de *Pocillopora* en el Pacífico Tropical Oriental, incluyendo *P. verrucosa* (Cuadro 1), para la cual oscilan entre 1.87 a 4.5 mm mes⁻¹. Señalando que para esta especie de coral, dentro del arrecife de Carrizales y durante el periodo de muestreo (Primavera), los valores corresponden a las tasas de crecimientos más bajas (1.87) y reportadas para *Pocillopora* en zonas de surgencia.

Conclusiones

Este estudio es el primer esfuerzo por comparar las tasas de extensión lineal y crecimiento para *P. verrucosa* en las comunidades coralinas más importantes del litoral de Colima (Carrizales y La Boquita), con un historial distinto en los niveles de estrés ambiental y antropogénico.

La extensión esquelética presentó diferencias significativas entre los transectos de Carrizales y La Boquita. Probablemente debido a las diferencias en la turbidez de temperatura del agua de mar. Los corales en La Boquita presentaron ramas más largas y de un mayor crecimiento durante el periodo de muestreo (primavera). No obstante, se desconocen las características de densidad esquelética y calcificación en *Pocillopora* de ambos arrecifes.

Se requiere entonces de estudios de extensión esquelética con mayor detalle (*e.g.*, tinción con alizarina), ya que se ha visto que las mediciones directas pueden subestimar los valores de extensión lineal (Anderson *et al.*, 2012). Así como estudios de densidad esquelética, índices de calcificación y resistencia estructural.

En el contexto de cambio global, que implica una mayor incidencia de efectores sobre el crecimiento, fragmentación y disolución esquelética, como lo son el aumento en la frecuencia de tormentas, incremento de temperatura superficial del mar y acidificación del océano. El crecimiento y la extensión esquelética, entre otros caracteres morfológicos en *Pocillopora*, pueden ser utilizados como indicadores del cambio ambiental local y global, a mediano y largo plazo.

Literatura citada

- Alvarado, M. E., M. Abello-Hernández, E. McRae, J. Baquero y D. McAllister. 2004. Manual de cuidados para los arrecifes de coral del Gran Caribe. Editorial Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia.
- Anderson, K., M. Pratchett and B. Andrew. 2012. Summer growth rates of corals at Lord Howe Island, Australia. *In: Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*. 9-13 July 2012, Cairns, QLD, Australia (A). pp. 1-5.
- Chen, T., S. Li, K. Yu, Z. Zheng, L. Wang and T. Chen. 2013. Increasing temperature anomalies reduce coral growth in the Weizhou Island, northern South China Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 130(20):121-126.
- Chindapol, N., J. A. Kaandorp, C. Cronemberger, T. Mass and A. Genin. 2013. Modelling growth and form of the scleractinian coral *Pocillopora verrucosa* and the influence of hydrodynamics. *PLoS Computational Biology* :9 e1002849.
- Dunn, J. G., P. W. Sammarco and G. Jr. LaFleur. 2012. Effects of phosphate on growth and skeletal density in the scleractinian coral *Acropora muricata*: a controlled experimental approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 411:34-44.
- Eakin, C. M. 1996. Where have all the carbonates gone? A model comparison of calcium carbonate budgets before and after the 1982-1983 El Niño at Uva Island in the eastern Pacific. *Coral Reefs* 15(2):109-119.
- Glynn, P. W. 1977. Coral growth in upwelling and non-upwelling areas off Pacific coast of Panama. *Journal of Marine Research* 35(3):567-585.
- Glynn, P. W., G. M. Wellington and C. Birkeland. 1979. Coral reef growth in the Galapagos: limitation by sea urchins. *Science* 203(4375):47-49.
- Guzman, H. M. and J. Cortes. 1989. Growth rates of eight species of scleractinian corals in the eastern Pacific (Costa Rica). *Bulletin of Marine Science* 44(3):1186-1194.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Clave Geoestadística 06007. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.

- Jiménez-Centeno, C. E. and J. Cortés-Núñez. 2003. Growth of seven species of scleractinian corals in an upwelling environment of the eastern Pacific (Golfo de Papagayo, Costa Rica). *Crecimiento de siete especies de corales escleractinios en un ambiente nutritivamente rico en el Pacífico oriental (Golfo de Papagayo, Costa Rica)*. *Bulletin of Marine Science* 72(1):187-198.
- Liñán-Cabello, M. A., L. A. Flores-Ramírez, M. A. Laurel-Sandoval, E. G. Mendoza, O. S. Santiago and M. A. Delgadillo-Nuño. 2011. Acclimation in *Pocillopora* spp. during a coral restoration program in Carrizales Bay, Colima, Mexico. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 44:61-72.
- Liñán-Cabello, M. A., D. Hernández-Medina, P. Florián-Álvarez and A. Mena-Herrera. 2008. Estado Actual del arrecife coralino La Boquita, Colima. *IRIDIA* 5:16-27.
- Liñán-Cabello, M. A., A. Olivos-Ortiz, S. Quijano-Scheggia, D. Muñiz, M. L. R. F. Anguiano and C. D. Ortega-Ortiz. 2016. Effects of terrestrial runoff on the coral communities in Santiago Bay, Colima, Mexican Pacific Coast. *Revista de Biología Tropical* 64(3):1185-1200.
- Manzello, D. P. 2010. Coral growth with thermal stress and ocean acidification: lessons from the eastern tropical Pacific. *Coral reefs* 29(3):749-758.
- Martin, D. A. and A. Le Tissier. 1988. The growth and formation of branch tips of *Pocillopora damicornis* (Linnaeus). *Journal of experimental marine biology and ecology* 124:115-131.
- Mass, T. and A. Genin. 2008. Environmental versus intrinsic determination of colony symmetry in the coral *Pocillopora verrucosa*. *Rine Ecology Progress Series* 369:131-137.
- Mass, T., I. Brickner, E. Hendy and A. Genin. 2011. Enduring physiological and reproductive benefits of enhanced flow for a stony coral. *Limnology and Oceanography* 56(6):2176-2188.
- Muñiz-Anguiano, M. D. 2013. Algunos indicadores ecológicos y fisiológicos asociados a un proceso de restauración de *Pocillopora* sp. (Antozoa: Scleractinia) en dos comunidades arrecifales de Manzanillo, Colima. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, México. 75 p.
- Palacios, M. M., C. G. Muñoz and F. A. Zapata. 2014. Fish corallivory on a pocilloporid reef and experimental coral responses to predation. *Coral Reefs* 1-12.
- Paz-García, D. A., M. E. Hellberg, F. J. García-de-León and E. F. Balart. 2015. Morphological plasticity event supports changes between *P. damicornis* and *P. inflata* morphospecies after a regime shift of environmental conditions. Personal communication.
- Piniak, G. A. and E. K. Brown. 2008. Growth and Mortality of Coral Transplants (*Pocillopora damicornis*) along a Range of Sediment Influence in Maui, Hawai 'i I. *Pacific Science* 62(1):39-55.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte y A. Cupul-Magaña. 2010. Respuesta al incremento abrupto de temperatura (shock térmico) en el coral *Pocillopora verrucosa* en condiciones de laboratorio. *Ciencias Marinas* 36:91-98
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte y A. Cupul-Magaña. 2013. Daño oxidativo asociado al estrés térmico en *Pocillopora verrucosa* en el Pacífico mexicano. *Ciencias Marinas* 39:113-118.
- Tortolero-Langarica, J. J. A., A. L. Cupul-Magaña and A. P. Rodríguez-Troncoso. 2014. Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean & Coastal Management* 96:12-19.
- Veron, J. 2000. *Corals of the World*. Australian Institute of Marine Science, Townsville, MC, Australia. 490 p.

4.21 Efecto de los vientos Santa Ana en la $p\text{CO}_2\text{w}$ y el FCO_2 al sur de la Corriente de California

Coronado-Álvarez Luz de L. A.¹; Álvarez-Borrego Saúl¹ y Lara-Lara J. Rubén¹

¹Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: coronadolu@yahoo.com.mx

Resumen

Los eventos Santa Ana son un fenómeno adicional a todos los procesos físicos que afectan la variabilidad de la presión parcial del bióxido de carbono en la superficie del océano ($p\text{CO}_2\text{w}$) en la zona sur del Sistema de la Corriente de California. Dichos fenómenos afectan de manera esporádica la zona costera, principalmente de octubre a mayo cada año, su duración y frecuencia varían a través del tiempo. Además se caracterizan por altas temperaturas y baja humedad relativa. Los eventos Santa Ana pueden causar surgencias de menor intensidad en la zona, sin embargo son escasas las referencias que aborden su impacto en la zona. Por ello, el objetivo de este estudio fue conocer cómo afectan estos eventos la variabilidad de la $p\text{CO}_2\text{w}$ y el intercambio de CO_2 océano-atmósfera (FCO_2), con una serie de tiempo de alta frecuencia de 2008-2013. Los datos de temperatura superficial del mar (TSM), salinidad y $p\text{CO}_2\text{w}$ que se emplearon fueron generados por sensores anclados en una boya oceanográfica localizada al sur de Punta Banda, Baja California. Mientras que se usaron datos de velocidad del viento, humedad relativa y temperatura ambiente de una estación meteorológica. Los resultados muestran que cuando hay ocurrencia de estos eventos, la $p\text{CO}_2\text{w}$ varía con valores mayores y menores al equilibrio ($\sim 400 \mu\text{atm}$) e incrementa la actividad fotosintética pocos días después del evento; probablemente esto haya favorecido las diferencias estadísticas entre las condiciones Santa Ana y los días previos y posteriores.

Palabras clave: $p\text{CO}_2\text{w}$; FCO_2 ; eventos Santa Ana; surgencia.

Abstract

The Santa Ana events are an additional phenomenon that affect the variability of the partial pressure of carbon dioxide at the surface of the ocean ($p\text{CO}_2\text{w}$) in the southern part of the California Current System. These phenomena affect sporadically the coastal zone, mainly from October to May each year, their duration and frequency vary over time. They are also characterized by high temperatures and low relative humidity. The Santa Ana events can cause weak upwellings, however, there are few references about its impact in the area. Therefore, the objective of this study was to know how these events affect the variability of $p\text{CO}_2\text{w}$ and air-sea CO_2 exchange (FCO_2), with a high frequency time series of 2008-2013. The sea surface temperature (SST), salinity and $p\text{CO}_2\text{w}$ data that were used were generated by sensors anchored in an oceanographic buoy located south of Punta Banda, Baja California. While data of wind speed, relative humidity and ambient temperature of a meteorological station were used. The results show that when these events occur, $p\text{CO}_2\text{w}$ varies with higher and lower values at equilibrium ($\sim 400 \mu\text{atm}$) and increases photosynthetic activity a few days after the event; probably this has favored the statistical differences between the conditions Santa Ana and the days before and after.

Key words: $p\text{CO}_2\text{w}$; FCO_2 ; Santa Ana event; upwelling.

Introducción

La presión parcial del bióxido de carbono en la superficie del océano ($p\text{CO}_{2\text{w}}$) varía sustancialmente con el tiempo, incluyendo periodos de horas a interanuales, impulsados por el forzamiento físico y biológico como mezcla por viento, ondas, fenómenos asociados a mareas, advección, desplazamiento vertical de la termoclina, fotosíntesis, respiración y el intercambio mar-aire (DeGrandpe *et al.*, 1998).

Además, otros eventos que pueden causar variaciones en dicha variable son los vientos Santa Ana, los cuales afectan esporádicamente la zona costera central y sur del Sistema de la Corriente de California (SCC). En general, los vientos Santa Ana se originan desde el desierto de Arizona (Estados Unidos de América) y se caracterizan por temperaturas altas, humedad extremadamente baja y condiciones de cielo completamente despejado (Sommers, 1978).

Trasviña *et al.* (2003) registró que los vientos Santa Ana causan surgencias en la costa noroeste de Baja California con vientos de $11\text{-}25\text{ m s}^{-1}$; el bombeo vertical de Ekman puede acelerar hasta 20 m día^{-1} . Los eventos Santa Ana suelen durar de 1 a 5 d. La respuesta meteorológica a las condiciones de Santa Ana no siempre es la misma. Aunque hay cambios drásticos en la humedad relativa y la temperatura del aire, la velocidad del viento no siempre cambia significativamente (Castro *et al.*, 2006).

La información del efecto de los eventos Santa Ana sobre la química y la biología de la zona costera del SCC son escasas. No hay información sobre el efecto de estos eventos en $p\text{CO}_{2\text{w}}$ y FCO_2 en la porción sur del SCC. Por ello, el objetivo del presente trabajo es evaluar el impacto de los eventos Santa Ana en una localidad costera del SCC, frente a Baja California, en $p\text{CO}_{2\text{w}}$ y FCO_2 .

Materiales y Métodos

Área de estudio y series de tiempo

Las series de tiempo de temperatura superficial del mar (TSM), salinidad, $p\text{CO}_{2\text{w}}$ (de agosto 2008 a agosto 2013) fueron generadas cada 3 hr, con datos de una boya de MAPCO₂ anclada a 5 km de Punta Banda (Baja California, 31.6°N , 116.6°W), en aguas de 100 m de profundidad (Figura 1). Los datos se generaron como se describe en Friederich *et al.* (1995) y Sutton *et al.* (2014). Sin embargo, el sensor de la $p\text{CO}_2$ atmosférica ($p\text{CO}_{2\text{A}}$) falló, por lo que se obtuvo esta información de la base de datos del Globalview (Takahashi *et al.*, 2009).

Los datos de velocidad del viento ($U_{10}\text{ m s}^{-1}$), temperatura del aire y porcentaje de humedad se obtuvieron de la estación meteorológica inalámbrica del CICESE, Davis Vantage Pro2 Plus, modelo 6162. Con el incremento de la temperatura del aire y la disminución drástica de la humedad relativa (<50% de acuerdo a Castro *et al.*, 2006) se identificaron los eventos Santa Ana.

Estimación del FCO_2

El FCO_2 se calculó de acuerdo con la Expresión 1 de Liss y Merlivat (1986).

$$\text{FCO}_2 = k \times K' \times (\Delta p\text{CO}_2) \quad (1)$$

donde, FCO_2 en $\text{mmoles C m}^{-2}\text{ h}^{-1}$; K es la velocidad de transferencia de gas en función de la velocidad del viento (U_{10}), K' es la solubilidad del CO_2 en función de la temperatura y la salinidad y $\Delta p\text{CO}_2$ es $p\text{CO}_{2\text{w}} - p\text{CO}_{2\text{A}}$ (Wanninkhof, 2014). Los valores positivos de FCO_2 son flujos del agua al aire.

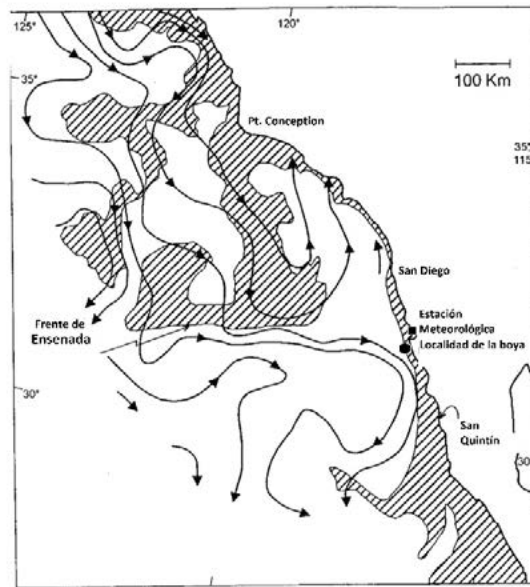


Figura 1. Ubicación de la boya. Flujo geostrófico del Frente de Ensenada. Áreas sombreadas representan concentraciones altas de clorofila satelital y áreas claras condiciones oligotróficas (de Álvarez-Borrego 2004, quien lo adaptó de Peláez y McGowan, 1986).

Estadística

Los análisis estadísticos se realizaron con el software Bayesian-First Aid de R Studio. Éstos proporcionan modelos bayesianos jerárquicos como alternativas a las pruebas estadísticas más utilizadas (Bååth, 2014). La estimación de la prueba *t* bayesiana (BEST), es un modelo que puede utilizarse en el caso de que se emplee una prueba *t* clásica de dos muestras. BEST calcula la diferencia de medianas entre dos grupos y produce una distribución de probabilidad sobre la diferencia. Esto es útil para determinar cuán creíble es que la diferencia entre los dos grupos es $< > 0$ (Kruschke, 2013).

Para evaluar el impacto de los eventos de Santa Ana se realizaron comparaciones entre pCO_{2w} y FCO_2 del periodo del evento y los dos días previos y posteriores.

Resultados y Discusión

Los eventos Santa Ana ocurrieron en todos los años de estudio. Sin embargo, varió el número de eventos por año y la duración de los mismos. (e.g., de uno a cuatro eventos por año, de 1-5 d de duración). En 2009 se tuvieron el máximo de eventos registrados en la serie de tiempo, cuatro. Seguido de 2010, con tres eventos; en 2011 se presentaron dos eventos; mientras que en 2008 y 2012 se tuvo un evento (Cuadro 1).

Cuadro 1. Estadística básica de los eventos Santa Ana por año.

| Año | Número de eventos por año y su duración en días entre paréntesis | TSM (°C) | pCO_{2w} (μatm) | FCO_2 ($mmoles C m^{-2} d^{-1}$) |
|------|--|----------|--------------------------|--------------------------------------|
| 2008 | 1 (3) | 17.8 | 378 | -0.09 |
| 2009 | 3 (2, 2, 2, 3) | 17.5 | 382 | -0.15 |
| 2010 | 3 (2, 4, 3) | 16.2 | 435 | 1.6 |
| 2011 | 2 (5, 2) | 13.8 | 395 | -0.25 |
| 2012 | 1 (2) | 17.7 | 405 | 0.77 |
| 2013 | 2(3, 5) | 15.2 | 377 | 0.35 |

Entre paréntesis, el número de días que duraron los distintos eventos. El promedio de TSM, pCO_{2w} y FCO_2 de todos los eventos.

El rango de valores de $p\text{CO}_{2\text{w}}$ y FCO_2 durante los eventos Santa Ana fue de 366-458 μatm y -0.43 hasta 2.10 $\text{mmoles m}^{-2} \text{d}^{-1}$, respectivamente. Se observó que a pesar de considerarse surgencias, los valores $p\text{CO}_{2\text{w}}$ estuvieron por debajo del equilibrio ($\sim 400 \mu\text{atm}$) en algunos casos. Esto puede deberse a que los vientos no fueron persistentes por varios días, ocasionado surgencias débiles. Castro *et al.* (2006) mencionó que la velocidad del viento no siempre cambia significativamente durante los eventos Santa Ana.

La prueba *t* bayesiana, $p\text{CO}_{2\text{w}}$ y FCO_2 , entre los días previos y posteriores versus condiciones Santa Ana, mostró una probabilidad alta de que las medianas de los grupos eran creíblemente diferentes entre sí en ambas variables. Es decir, existieron diferencias entre los valores de $p\text{CO}_{2\text{w}}$ y FCO_2 cuando ocurrieron eventos Santa Ana, con respecto a aquellos días donde no se tuvo esta condición.

Los eventos Santa Ana causaron un efecto similar a las surgencias (Trasviña *et al.*, 2003); con valores de TSM de hasta $<14 \text{ }^\circ\text{C}$ y valores mayores de U_{10} (hasta $\sim 12 \text{ m s}^{-1}$) y valores de $p\text{CO}_{2\text{w}}$ superiores al equilibrio ($\sim 400 \mu\text{atm}$), aunque es destacable que no todos los eventos tuvieron $p\text{CO}_{2\text{w}}$ mayor al balance. Mientras que en la estimación del FCO_2 , principalmente dominado por la velocidad del viento (Takahashi *et al.*, 2002) El transporte de material de tierra que fertiliza el mar con nutrientes como Fe y PO_4 , provoca el incremento de la actividad fotosintética pocos días después del evento (Castro *et al.*, 2006; Sosa-Ávalos *et al.*, 2006); probablemente esto haya favorecido las diferencias estadísticas entre las condiciones Santa Ana y los días previos y posteriores.

Conclusiones

Esta investigación representa *grosso modo* una primera aproximación del efecto que tienen los eventos Santa Ana en una localidad. Sin embargo, se requiere un estudio minucioso que abarque una serie de tiempo mayor, además de la comparación con imágenes satelitales o datos *in situ* que sustenten las diferencias que se encontraron en la $p\text{CO}_{2\text{w}}$ y FCO_2 en la presente investigación.

Agradecimientos

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo para el desarrollo del proyecto CB-2011-01-167361. CONACYT apoyó al primer autor con una beca de doctorado.

Literatura citada

- Álvarez-Borrego, S. 2004. Nutrients and phytoplankton dynamics in a coastal lagoon strongly affected by coastal upwelling. *Ciencias Marinas* 30(A):1-19.
- Bååth, R. 2014. Bayesian First Aid: A Package that Implements Bayesian Alternatives to the Classical *.test Functions in R. In the proceedings of User! 2014 - the International R User Conference.
- Castro, R., A. Mascarhenas, A. Martínez-Díaz de León, R. Durazo and E. Gil-Silva. 2006. Spatial influence and oceanic thermal response to Santa Ana events along the Baja California peninsula. *Atmósfera* 19:195-211.
- DeGrandpe, M., T. Hammar and C. Wirick. 1998. Short-term $p\text{CO}_2$ and O_2 dynamics in California coastal waters. *Deep-Sea Research II* 45:1557-1575.
- Friederich, G. E., P. G. Brewer, R. Herlien and F. Chavez. 1995. Measurement of sea surface partial pressure of CO_2 from a moored buoy. *Deep-Sea Research I* 42:1175-1186.
- GLOBALVIEW. 2000. GLOBALVIEW- CO_2 : Cooperative Atmospheric Data Integration Project FCarbon Dioxide. CD-ROM, NOAA CMDL, Boulder, CO. Also available on Internet via anonymous FTP to ftp.cmdl.noaa.gov, Path: ccg/co2/ GLOBALVIEW.
- Kruschke, J. 2013. Bayesian estimation supersedes the t test. *Journal of Experimental Psychology: General* 2:573-603.
- Liss, P. and L. Merlivat. 1986. Air-Sea exchange rates: Introduction and synthesis. In: P. Buart-Menard (Ed.). *The role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling*. Reidel Publishing Company, Boston. pp. 113-127.
- Lynn, R. and J. Simpson. 1987. The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *Journal Geophysical Research Letter* 92:947-966.
- Peláez, J. and J. A. McGowan. 1986. Phytoplankton pigment patterns in the California Current as determined by satellite. *Limnology and Oceanography* 31:927-950.
- Sommers, W. T. 1978. LFM forecast variables related to Santa Ana wind occurrences. *Monthly Weather Review* 106:1307-1316.



- Sosa-Ávalos, R., L. Espinosa-Carreón y G. Gaxiola-Castro. 2007. ¿Causaron las condiciones de La Niña 1999 un incremento en la producción de carbono orgánico frente a Baja California? *In*: B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola-Castro (Eds.). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. INE, México. pp. 305-317.
- Sutton, A. J., C. L. Sabine, S. Maenner-Jones, N. Lawrence-Slavas, C. Meinig, R. Feely, J. Mathis, S. Musielewicz, R. Bott, P. McLain, H. Fought and A. Kozyr. 2014. A high frequency atmospheric and seawater pCO₂ data set from 14 open-ocean sites using a moored autonomous system. *Earth System Science Data* 6:353-366.
- Takahashi, T., S. C. Sutherland, C. Sweeney, A. Poisson, N. Metzl, B. Tilbrook, N. R. Bates, R. Wanninkhof, R. A. Feely, C. L. Sabine, J. Olafsson and J. Nojiri. 2002. Global sea-air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. *Deep-Sea Research II* 9:1601–1622.
- 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. Bakker, U. Schuster, N. Metzl, H. Yoshikawa-Inoue, M. Ishik, T. Midorikawak, Y. Nojiril, A. Kortzinger, T. Steinhoffm, M. Hoppema, J. Olafsson, T. Arnarson, B. Tilbrook, T. Johannessen, A. Olsen, R. Bellerby, C. Wong, B. Delille, N. R. Bates and H. J. W. 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.
- 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.
- Wanninkhof, R. 2014. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnology and Oceanography: Methods* 12:351–362.

4.22 Intercambio océano-atmósfera de CO₂ en un ecosistema coralino del Pacífico tropical mexicano

Chapa-Balcorta Cecilia¹; Hernández-Ayón Martín^{2,3}; López-Pérez Ramón A.⁴; Siqueiros-Valencia Arturo³; Norzagaray-López Carlos O.^{2,3} y Guerra-Mendoza Ragi A.¹

¹Universidad del Mar. Ciudad Universitaria S/N, CP 70902, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Apdo. Postal 453, Ensenada, Baja California, México.

³Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Apdo. Postal 453, Ensenada, Baja California, México.

⁴Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, CP 09340, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: cecychb@angel.umar.mx

Resumen

La zona costera es una región transicional donde se presenta mayor variabilidad espacial y temporal de los parámetros biogeoquímicos, por lo que su contribución al balance de carbono puede ser significativa. Sin embargo, las mediciones de flujos de carbono en estas regiones del océano aún son escasas. En este trabajo se reportan los flujos océano-atmósfera de CO₂ para un ecosistema coralino ubicado en Huatulco, Oaxaca, en el Pacífico Sur mexicano. El periodo de estudio abarca siete muestreos entre 2013 y 2015. Los flujos variaron entre -19 y +47, mmol m⁻² d⁻¹, con un valor promedio de +4.8 mmol m⁻² d⁻¹ ($\Delta p\text{CO}_2 = -102 - 210$). La región fungió como fuente de CO₂ del océano hacia la atmósfera (valores positivos) durante la mayor parte de los muestreos con excepción de septiembre de 2014, cuando se comportó como sumidero de CO₂ con valores de hasta -19 mmol m⁻² d⁻¹. Los máximos positivos se observaron en las estaciones más cercanas a las playas durante diciembre de 2014. El balance entre la pérdida de C por degasificación y el secuestro por los corales con base en la bibliografía indica que la zona de arrecifes de Huatulco realiza un secuestro neto de 4.51 ton C ha⁻¹ año⁻¹. Esto indica que aunque la columna de agua es una fuente de CO₂, la cantidad de carbono que es secuestrado por los corales del área de estudio es 2.5 veces mayor a la magnitud de carbono que es liberado a la atmósfera.

Palabras clave: *Oaxaca; Pacífico Mexicano; comunidades arrecifales.*

Abstract

The coastal zone is a transition area where largest temporal and spatial variability of biogeochemical parameters occur; therefore. It is contribution to the carbon balance may be important; however, FCO₂ data from the coastal zone are still scarce, as most of the available data belongs to open ocean sites. This study reports air-sea fluxes on a coral reef ecosystem in Huatulco, Oaxaca, in the tropical Mexican Pacific. Water samples were collected during seven sampling campaigns from 2013 to 2015. FCO₂ ranged from -19 to +47, mmol m⁻² d⁻¹ ($\Delta p\text{CO}_2 = -102$ to 210), average FCO₂ was +4.8 mmol m⁻² d⁻¹. The study area was a CO₂ source during most of the sampling campaigns. The largest positive values occurred at sites closest to the beach on December 2014. On September, 2013 the study area became a strong CO₂ sink (up to -19 mmol m⁻² d⁻¹). Maximum fluxes (both, positive and negative) are among the largest values for the coastal ocean and for the Mexican pacific. The balance between the carbon lost due degasification and the carbon sequestered by coral reefs in Huatulco yields a total sequestration of 4.51 ton C ha⁻¹ year⁻¹. This result suggests that, although the water column is a source of CO₂, the amount of carbon sequestered by corals is 2.5 times larger than the amount released by this ecosystem to the atmosphere.

Key words: *Oaxaca; Mexican Pacific; reef communities.*

Introducción

El océano global se considera sumidero neto de CO₂, resultado del balance entre las regiones tropicales, las cuales son principalmente fuentes de CO₂ y las regiones templadas, que generalmente actúan como sumideros (Gruber *et al.*, 2009). En el Pacífico Tropical se libera aproximadamente el 50% del carbono antropogénico absorbido en las regiones templadas. La mayoría de los estudios sobre los flujos océano-atmósfera de CO₂ (FCO₂) se basan en datos de mar abierto (Takahashi *et al.*, 2002), lejos de la plataforma continental. La zona costera es altamente variable tanto espacial como temporalmente debido a la gran cantidad de transporte de materiales y controles ambientales a los que está sujeta, como intercambio océano-atmósfera, mayor intercambio sedimento-agua, intercambio continente-océano, procesos de cuenca, etc. (Duarte *et al.*, 2013); como resultado, los flujos de CO₂ en la zona costera son altamente variables. En el Pacífico Tropical mexicano se han reportado valores de hasta +43 mol C m⁻² año⁻¹ en el Golfo de Tehuantepec en condiciones Post-Tehuano (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015) debido al alto contenido de CID en el agua subsuperficial, mientras que en la zona marina del Pacífico Tropical mexicano entre Guerrero y Michoacán, los flujos océano-atmósfera se encuentran entre -4.4 y 3.3 mmol m⁻² d⁻² y, en la costa de Manzanillo se han presentado valores de -43.04 hasta 68.76 mmol m⁻² d⁻¹ (Sosa-Ávalos *et al.*, 2015).

Los arrecifes de coral son importantes ecosistemas en donde la dinámica del carbono es fuertemente modificada mediante la calcificación neta del ecosistema y por la vía orgánica a partir de la productividad primaria llevada a cabo por las zooxantelas. En el largo plazo son sumideros de carbono, ya que estos ecosistemas fijan aproximadamente el 5% del CO₂ total secuestrado en la zona costera. Según estudios recientes, los arrecifes coralinos en el Pacífico mexicano secuestran entre 12 y 8657 ton de CaCO₃ por año, (Calderón-Aguilera *et al.*, 2017). Al mismo tiempo, también propician incrementos del FCO₂ hacia la atmósfera durante el proceso de calcificación (Frankignoulle *et al.*, 1996). A la fecha no existen reportes previos de flujos océano atmósfera en otros arrecifes coralinos de México. Estudios en regiones coralinas de la isla Oahu, Hawaii presentan un FCO₂ neto entre -0.0056 mol C m⁻² año⁻¹ y 1.15 mol C m⁻² año (Drupp *et al.*, 2013). En contraste Chen *et al.* (2009) reporta un promedio global anual de -0.1 a -2.6 mmol m⁻² d⁻¹ para los arrecifes de coral. El presente trabajo tiene como objetivo evaluar el flujo océano-atmósfera a lo largo de un ciclo anual.

Materiales y Métodos

Recolecta

Se recolectaron muestras discretas de agua a bordo de una lancha con motor fuera de borda, a lo largo de un transecto entre playa La Entrega y bahía Maguey en bahías de Huatulco, Oaxaca (Figura 1). Se llevaron a cabo siete campañas de muestreo entre marzo de 2013 y abril de 2016 con el objetivo de tener información representativa de distintas condiciones estacionales (Figura 1). Se tomaron muestras de superficie, 10, 20 y 30 m de profundidad, cuando la batimetría así lo permitió. Las muestras fueron colectadas en botellas Niskin de 5 l y una vez en superficie fueron extraídas y colocadas en botellas de borosilicato de sodio, fijadas con una solución concentrada de HgCl₂ (100µl) y selladas con grasa Apiezon®. Mediante lances de CTD SBE19 se obtuvieron datos de temperatura y salinidad los cuales fueron utilizados para el cálculo de los flujos de CO₂.

Análisis de muestras y procesamiento de datos

Los flujos de CO₂ se obtuvieron a partir de datos de CID y alcalinidad total (AT), en algunos casos se obtuvieron a partir de pH y DIC debido a la disponibilidad del equipo de medición. La medición de DIC se llevó a cabo utilizando un sistema coulométrico UIC Inc. según Johnson *et al.* (1987). La AT se midió mediante el método potenciométrico de Hernandez-Ayon *et al.* (1999). La medición de pH se realizó mediante un método potenciométrico de celda abierta, en la escala de agua de mar. Los métodos se calibraron con material de referencia certificado generado por Andrew Dickson en Scripps Institution of Oceanography, de la Universidad de California, San Diego. A partir de dichas variables se calculó pCO₂, mediante el programa CO2SYS. Para ello se utilizaron las constantes de disociación de Lueker *et al.*, así como los datos de temperatura, y salinidad. El flujo océano-atmósfera de CO₂ (FCO₂) en mmol C m⁻² d⁻¹ se calculó con la Ecuación 1.

$$FCO_2 = K\alpha(pCO_{2ocean} - pCO_{2atm}) \quad (1)$$

donde, K es la velocidad de transferencia del gas en función de la velocidad del viento (Wanninkhof, 2014); α es la solubilidad del CO₂ en el agua de mar a la temperatura y salinidad *in situ* calculada mediante las ecuaciones de Weiss (1974), utilizando las constantes descritas por Wanninkhof (2014); pCO_{2ocean} es la presión parcial del CO₂ en el océano y pCO_{2atm} es la presión parcial del CO₂ en la atmósfera. Se utilizó el valor de pCO_{2atm} correspondiente a cada mes (<ftp://aftp.cmdl.noaa.gov/>). Los datos de viento empleados se obtuvieron a partir de datos satelitales SeaWinds (Zhang *et al.*, 2006) para la ubicación más cercana (15°45' N y 96°00' O).



Figura 1. Área de estudio. La línea roja indica el transecto de muestreo. Fuente: Google Earth.

Resultados y Discusión

Los flujos océano-atmósfera de CO₂ fluctuaron entre -18.7 y 46.7, mmol m⁻² d⁻¹, con un valor promedio de 4.8 mmol m⁻² d⁻¹. El 79% de los datos calculados de FCO₂ presentan valores positivos, esto sugiere que la región es fuente de CO₂ del océano hacia la atmósfera durante la mayor parte del tiempo monitoreado. Los máximos valores superan a los reportados para otras regiones del Pacífico mexicano (Franco *et al.*, 2014; Mariano-Matias *et al.*, 2016), pero son menores a los máximos reportados para Manzanillo, Colima (Sosa-Ávalos *et al.*, 2015). A la fecha no existen en la literatura disponible datos de FCO₂ para otras comunidades y arrecifes coralinos del Pacífico Mexicano; sin embargo, los flujos en el área de estudio son mayores a los reportados para la isla Oahu, en Hawaii (-0.015 a 3.1 mmol C m⁻² d⁻¹) (Drupp *et al.*, 2013). Una posible explicación a esto, es que las aguas superficiales de esta región están a

solo 50 o 70 m de profundidad sobre aguas ricas en carbono inorgánico que provienen de la zona del mínimo de oxígeno.

Distribución espacial

Las estaciones 1 y 2 cercanas a La Entrega se comportaron como fuente de CO₂ durante todos los muestreos, mientras que las estaciones cercanas a playa Maguey si tuvieron alternancia durante septiembre. Los mayores valores de flujos hacia la atmósfera (positivos) se observaron en las estaciones más cercanas a las playas La Entrega y Maguey (Estaciones 1 y 6, respectivamente) durante diciembre de 2014 (Figura 2), mientras que las estaciones centrales (3-4) presentan valores menores a ± 20 mmol C m⁻² d⁻¹. En diciembre, se observaron altos valores de pCO₂ en las estaciones 1 y 6 debido a la estacionalidad de la región (ver *Variación temporal*), con valores de FCO₂ al menos tres veces mayor que en las estaciones 3 y 4. Esto puede deberse a materia orgánica originada por la presencia de infraestructura turística cercana a las estaciones 1 y 6; sin embargo, se requieren estudios más detallados para evidenciar la influencia de dicha infraestructura.

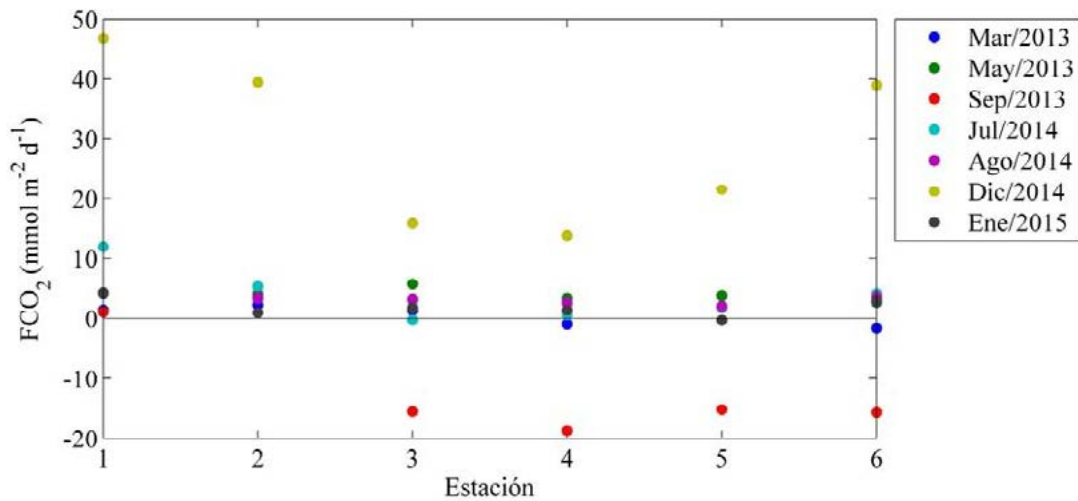


Figura 2. Variación espacial del flujo océano-atmósfera de CO₂.

Variación temporal

El Golfo de Tehuantepec (GoT) es una región altamente dinámica, por lo que la costa de Huatulco está expuesta a diversos procesos locales y regionales que modifican las condiciones del sistema de CO₂ a lo largo de un ciclo anual. Durante los meses de junio a septiembre se presentan lluvias y mar de fondo. En abril, en la costa occidental del GoT predominan vientos del oeste que generan surgencias costeras cercanas a la costa de Huatulco, mientras que el resto del año es influenciada por procesos que surgen a partir del forzamiento por los vientos Tehuanos en la región central del GoT (velocidad del viento >10 m s⁻¹), en la región oriental del GoT como son abordamiento, afloramiento de agua subsuperficial y remolinos de mesoescala y, durante abril se ha reportado la presencia de surgencias costeras en la región occidental del GoT (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015).

La temperatura presentó valores entre 23.7 y 30 °C (Figura 3). La variación es representativa de la temperatura típica en Huatulco (Figura 4). Los mínimos se registraron durante el muestreo de diciembre, en coincidencia con la temporada de vientos Tehuanos. La velocidad del viento se mantuvo por debajo de los 10 m s⁻¹ durante las fechas de muestreo. La máxima velocidad del viento coincide con la menor temperatura en diciembre de 2014, mientras que los mínimos ocurrieron durante los muestreos de marzo de 2013 y enero de 2015. Los valores de $\Delta p\text{CO}_2$ fluctuaron entre -102 ± 63 μatm y 210 ± 63 μatm (Figura

3). Durante septiembre se observan valores negativos, lo que indica que existe mayor CO_2 en la atmósfera, mientras que en diciembre el océano se encontró más enriquecido de CO_2 . Los flujos océano-atmósfera presentaron la misma tendencia que $\Delta p\text{CO}_2$. Los máximos coinciden con los máximos de viento, $\Delta p\text{CO}_2$ y los valores mínimos de temperatura. Esta tendencia sugiere la influencia de agua enriquecida de CO_2 , probablemente proveniente de la región bajo el chorro del viento durante eventos tehuanos, la cual posterior a dichos eventos tehuanos es advectada por la corriente costera que fluye hacia el oeste y que ha sido observada en otros estudios durante temporada de Tehuanos (Chapa-Balcorta et al., 2015). La región de estudio fue un sumidero de CO_2 durante septiembre de 2014, en temporada de lluvias, con valores promedio de $-12 \pm 8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para toda el área de estudio. Cabe destacar que durante septiembre se presentaron valores mínimos de salinidad que afectaron el flujo de CO_2 por efecto termodinámico.

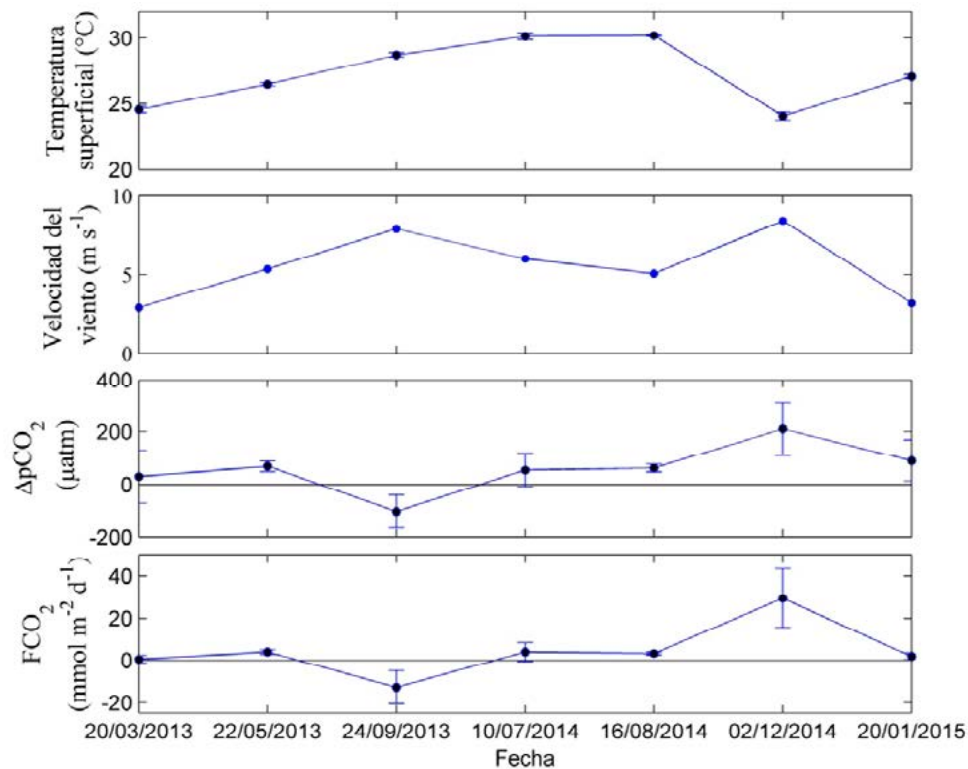


Figura 3. Serie de tiempo de temperatura, velocidad del viento, $\Delta p\text{CO}_2$ y flujo océano-atmósfera de CO_2 durante los muestreos en 2013-2015. Promedio \pm desviación estándar.

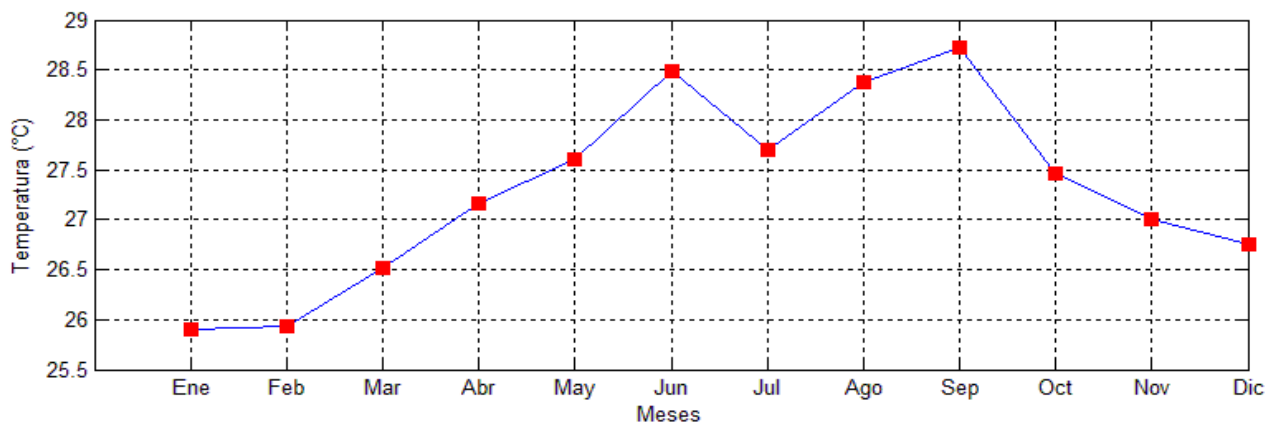


Figura 4. Climatología de la temperatura superficial del mar para la costa de Huatulco calculada a partir de 19 años de promedios mensuales (1988-2007) de temperatura superficial del mar AVHRR (cortesía de NOAA).

El flujo promedio total para el área de estudio considerando todos los muestreos fue de $+4.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($1.76 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Este resultado indica que es una fuente de CO_2 hacia la atmósfera. Esto no debería sorprender dado que se ha reportado que en esta zona los flujos hacia la atmósfera pueden ser modulados por mecanismos como vientos Tehuanos, surgencias costeras y mesoescala (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Con base en los resultados de Calderón-Aguilera *et al.* (2017) las comunidades de arrecifes en Huatulco secuestran $6.28 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Al hacer el balance entre la pérdida de C por degasificación y el secuestro de carbono por los corales, resulta que la zona de arrecifes realiza un secuestro neto de $4.51 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, sin considerar pérdidas y entradas de carbono por otros procesos. Esto indica que aunque el área de estudio es una fuente de CO_2 , la cantidad de carbono que es secuestrado es 2.5 veces mayor a la magnitud de carbono que es liberado a la atmósfera.

Conclusiones

Los flujos océano-atmósfera de CO_2 para la región de estudio indican que esta es una fuente de CO_2 hacia la atmósfera. Los flujos variaron entre -19 y $+47 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, con un valor promedio de $+4.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($\Delta p\text{CO}_2 = -102 - 210$).

La región fungió como fuente de CO_2 del océano hacia la atmósfera (valores positivos) durante la mayor parte de los muestreos con excepción de septiembre de 2014, cuando se comportó como sumidero de CO_2 ($-19 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Los máximos se observaron en las estaciones más cercanas a las playas. Esto es probablemente resultado de la influencia tanto de procesos locales, como de escala regional (ya que los máximos flujos hacia la atmósfera coinciden con la temporada de vientos Tehuanos) y a la afluencia turística en las playas. Los máximos valores superaron a los reportados para otros arrecifes del Océano Pacífico. A pesar de ello, el balance entre la pérdida de C por degasificación y el secuestro por los corales con base en la bibliografía indica que la zona de arrecifes de Huatulco realiza un secuestro neto de $4.51 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Esto indica que aunque la columna de agua es una fuente de CO_2 , la cantidad de carbono que es secuestrado por el ecosistema es 2.5 veces mayor a la magnitud de carbono que es liberado a la atmósfera por lo que en el largo plazo este ecosistema es un sumidero de CO_2 . A partir de estos resultados y con la finalidad tener una mejor explicación temporal, se podría plantear una estrategia de evaluación que combine aproximaciones al nivel ecológico y oceanográfico que permita analizar a diferentes niveles y la capacidad de respuesta de comunidades coralinas. Una acción clave y estratégica será potenciar la experiencia académica que en ecosistemas costeros tienen diversos grupos de investigación a lo largo de la costa del Pacífico Mexicano y que actualmente realizan investigaciones conjuntas.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el proyecto “Estudio de la acidificación del océano y su efecto en las comunidades arrecifales del Pacífico Sur Mexicano” (Fondo Sectorial SEP-CONACyT, Ciencia- Básica, Proyecto No. 236654). Gracias al C. Alejandro Mendoza Gutiérrez, C. Heladio Espínola, C. Andrés Pacheco por su apoyo logístico durante los muestreos.

Literatura citada

- 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(1):53-62.
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernandez-Ayon, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin and A. López-Pérez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO_2 system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120(12):7752-7770.
- Chen, S., X. Yu, X. He, D. Xie, Y. Fan and J. Peng. 2009. Simplified pesticide multiresidues analysis in fish by low-temperature cleanup and solid-phase extraction coupled with gas chromatography/mass spectrometry. *Food Chemistry* 113(4):1297-1300.

- Drupp, P. S., E. H. De Carlo, F. T. Mackenzie, C. L. Sabine, R. A. Feely and K. E. Shamberger. 2013. Comparison of CO₂ dynamics and air-sea gas exchange in differing tropical reef environments. *Aquatic Geochemistry* 19(5-6):371-397.
- Duarte, C., I. Hendriks, T. Moore, Y. Olsen, A. Steckbauer, L. Ramajo, J. Carstensen, J. Trotter and M. McCulloch. 2013. Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding Anthropogenic Impacts on Seawater pH. *Estuaries and Coasts* 36(2):221-236.
- Franco, 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* 119(5):2923-2937.
- Frankignoulle, M., J. P. Gattuso, R. Biondo, I. Bourge, G. Copin-Montégut and M. Pichon. 1996. Carbon fluxes in coral reefs. II. Eulerian study of inorganic carbon dynamics and measurements of air-sea CO₂ exchanges. *Marine Ecology Progress Series* 145:123-132.
- Gruber, N., M. Gloor, S. E. Mikaloff-Fletcher, S. C. Doney, S. Dutkiewicz, M. J. Follows, M. Gerber, A. R. Jacobson, F. Joos, K. Lindsay, D. Menemenlis, A. Mouchet, S. A. Müller, J. L. Sarmiento and T. Takahashi. 2009. Oceanic sources, sinks, and transport of atmospheric CO₂. *Global Biogeochem Cycles* 23(1):GB1005 DOI:10.1029/2008GB003349.
- Hernandez-Ayon, J. M., S. L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity and total CO₂ in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Analytica Chimica Acta* 394(1):101-108.
- Johnson, K., J. Sieburth, P. Williams and L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: Automation and calibration. *Marine Chemistry* 21(2):117-133.
- Mariano-Matias, M., G. Gaxiola-Castro, D. la Cruz-Orozco, M. Efraín and F. P. Chavez. 2016. Seasonal air-sea CO₂ fluxes in the southern California Current off the Baja California Peninsula (Mexico). *Ciencias Marinas* 42(3):157-177.
- 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: Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015*. F. Paz, J. Wong y R. Torres (Eds.). Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A. C y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México, México. pp. 439-445.
- Takahashi, T., S. C. Sutherland, C. Sweeney, A. Poisson, N. Metzl, B. Tilbrook, N. Bates, R. Wanninkhof, R. A. Feely, C. Sabine, J. Olafsson and Y. Nojiri. 2002. Global sea-air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49(9-10):1601-1622.
- Wanninkhof, R. 2014. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnology and Oceanography: Methods* 12(6):351-362.
- Weiss, R. F. 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry* 2(3):203-215.
- Zhang, H. -M., R. W. Reynolds and J. J. Bates. 2006. Blended and Gridded High Resolution Global Sea Surface Wind Speed and Climatology from Multiple Satellites: 1987-Present. American Meteorological Society 2006 Annual Meeting. Atlanta, GA, USA.



4.23 Almacenes de carbono en biomasa aérea de *Avicennia germinans* en zonas áridas

Soto-Cabrera Karla P.¹; Sánchez-Mejía Zulia M.¹; Sánchez-Carrillo Salvador² y Sánchez-Andrés Raquel³

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur CP 85000, Cd. Obregón, Sonora, México

²Instituto de Recursos Naturales-CSIC, Serrano 115dpdo, E- 28006, Madrid, España

³Consultor independiente

Autor para correspondencia: sanchez.carrillo@mncn.csic.es

Resumen

La importancia de los manglares en el ciclo del carbono ha sido destacada en diversas investigaciones, se consideran unos de los ecosistemas más ricos en carbono (C) en el mundo. Captan y almacenan dióxido de carbono (CO₂) lo que contribuye en gran medida a la mitigación del cambio climático. Se han realizado estimaciones sobre las pérdidas de manglares en el mundo, las perturbaciones en dichos ecosistemas resultan en pérdida de biomasa aérea seguida de la descomposición de la materia orgánica, causando emisiones de CO₂. Los manglares representan un punto de partida para el establecimiento de medidas de conservación. En el presente estudio, se estimaron los almacenes de C en biomasa aérea de la especie *Avicennia germinans* en el sur del estado de Sonora, para la estimación de biomasa aérea se utilizó la ecuación alométrica general para América, a partir de ahí se calcularon los almacenes de C en biomasa. Se seleccionaron 19 sitios distribuidos en tres bosques de mangle, el que presentó más alto contenido de C fue los sub sitios de la bahía del Fuerte con un promedio de 196.3 ± 328.3 Mg C ha⁻¹ seguida del sitio del Mayo 189.4 ± 210 Mg C ha⁻¹ y, por último, el menor contenido lo presentó el sitio del Yaqui 136.3 ± 120.04 Mg C ha⁻¹.

Palabras clave: *ecuación alométrica; dióxido de carbono; Avicennia germinans.*

Abstract

The importance of mangroves in the carbon cycle has been highlighted in a number of research studies, considered to be one of the world's most carbon-rich (C) ecosystems. They capture and store carbon dioxide (CO₂), which contributes greatly to the mitigation of climate change. Mangrove losses have been estimated worldwide, disturbances in these ecosystems result in loss of aerial biomass followed by decomposition of organic matter, causing CO₂ emissions. Mangroves represent a starting point for the establishment of conservation measures. In the present study, we estimated the storage of C in above ground biomass of the species *Avicennia germinans* in the south of the state of Sonora, for the estimation of above ground biomass was used the general allometric equation for America, from there we calculated the warehouses of C in biomass. We selected 19 sites distributed in three mangrove forests, the one with the highest C content was the sub sites of Fuerte bay with an average of 196.3 ± 328.3 Mg C ha⁻¹. Followed by the site of Mayo 189.4 ± 210 Mg C ha⁻¹ and finally, the lowest content was presented by the Yaqui site 136.3 ± 120.04 Mg C ha⁻¹.

Key words: *allometric equation; carbon dioxide; Avicennia germinans.*

Introducción

Los humedales costeros, como los manglares pueden almacenar grandes cantidades de carbono (C) en biomasa aérea y subterránea, así como sedimento (Alongi, 2012). Adicionalmente, los manglares al igual que otros ecosistemas costeros juegan un papel importante en otros ciclos biogeoquímicos como del nitrógeno y, dichas funciones pueden verse alteradas por efectos del cambio climático, como el incremento del nivel medio del mar (Chambers *et al.*, 2014).

La deforestación y el cambio de uso de suelo son dos de las principales actividades antrópicas que amenazan los ecosistemas de manglar (Giri *et al.*, 2007). Por ser grandes sumideros de C, al ser modificado no solo se pierde biomasa aérea, también se liberan emisiones de CO₂ a la atmósfera por pérdida de vegetación y suelo (Pendleton *et al.*, 2012).

La cuantificación del C almacenado en manglares, así como su capacidad de secuestro, son importantes para poder calcular factores de emisión de CO₂. Estos análisis son críticos para establecer estrategias de mitigación y adaptación basada en ecosistemas ante los escenarios de cambio climático futuros (Sutton-Grier y Moore, 2016). Adicionalmente, los manglares proveen servicios ecosistémicos que van más allá del carbono fungen como barrera contra huracanes, refugio para pesquerías y, proveen el sustento y bienestar de las comunidades costeras (MEA, 2005).

Los esfuerzos en México, para caracterizar y cuantificar el C almacenado en los ecosistemas de manglar han sido mayores en el sur del país, principalmente en la península de Yucatán (Herrera-Silveira *et al.*, 2016). De información publicada y sintetizada por (Herrera-Silveira *et al.*, 2016), en cuanto a C almacenado en biomasa aérea se estima que el mayor reservorio se encuentra en el Pacífico Sur (~140 Mg C ha⁻¹), seguido por Golfo de México (~140 Mg C ha⁻¹), mientras que el Pacífico Centro cuenta con (~101 Mg C ha⁻¹) y, los sitios de menor almacén son la Península de Yucatán (~ 47 Mg C ha⁻¹) y el Pacífico Norte (~ 42 Mg C ha⁻¹), las diferencias en los almacenes se deben a la estructura vegetal, condiciones climáticas, hidropериodo, geomorfología y metodología empleada. Entre los retos para obtener datos y estimaciones de C almacenado, destaca la disponibilidad de ecuaciones alométricas locales, sin las cuales existe incertidumbre que es propagada en el escalamiento (Cohen *et al.*, 2013).

El presente estudio tiene como objetivo caracterizar los almacenes de carbono en biomasa aérea en manglares dominados por *Avicennia germinans* en tres bahías del sur de Sonora. Se espera que los sitios que presenten valores más bajos de salinidad tendrán mayor capacidad de almacenamiento en biomasa aérea porque la vegetación está menos estresada y cuenta con mayor energía para metabolizar C y crecer.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en el Noroeste de México, en la costa del sur de Sonora (Golfo de California), en tres bahías con presencia de ecosistema de manglar dominado por *Avicennia germinans*. Dichas bahías son la desembocadura de los deltas de los ríos Yaqui (27° 25'N), Mayo (27° 06'N) y Fuerte (25° 44'N) (Figura 1). El clima es caliente y seco (BWh, Köppen), la temperatura promedio anual es de 24 °C con un rango de 16-48 °C, mientras que la precipitación anual es ~300 mm (Sánchez-Andrés *et al.*, 2010). Las tres bahías (Yaqui, Mayo y Fuerte) están influenciadas por desemboque de ríos, los manglares se encuentran dentro de un sistema lagunar. Los bosques de manglar son principalmente mono específicos de *Avicennia germinans*, acompañada algunas veces por *Rhizophora mangle* en las lagunas marginales de la costa (Sánchez-Andrés *et al.*, 2010). El levantamiento de datos se realizó durante mayo y octubre del 2004 y abril del 2005, para el monitoreo de la estructura del manglar se colocaron cuadrantes de 10m² en los sitios experimentales, tal como lo sugiere (Cintrón *et al.*, 1978). Se tomaron valores de salinidad en los sitios de estudio (conductividad eléctrica convertida a ppm) (Sánchez-Andrés *et al.*, 2010). La ecuación alométrica utilizada fue la ecuación general para América $B=0.168*\rho*(D)^{2.471}$ propuesta por Kauffman.

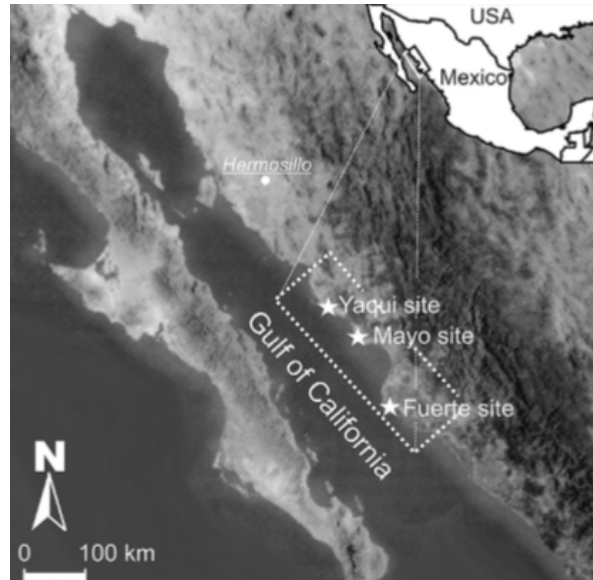


Figura 1. Ubicación de los sitios de bosques de manglar a lo largo de la costa del Golfo de California. Tomado de (Sánchez-Andrés *et al.*, 2010).

Resultados y Discusión

El área influenciada por el delta del Fuerte cuenta con mayor C almacenado en biomasa aérea $196.3 \pm 328.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$, seguida por el delta del Mayo con $189.47 \pm 210 \text{ Mg C ha}^{-1}$, por último, el delta del Yaqui presentó $136.3 \pm 120.04 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 2.). La presencia de altas concentraciones de sal inhibe el crecimiento de los mangles, de hecho, el bajo crecimiento de este tipo de vegetación en zonas con elevadas concentraciones de sal es una característica adaptativa de los manglares para sobrevivir a este tipo de estrés. La salinidad, inhibe procesos fisiológicos, provocando el cierre estomático y limitado intercambio de CO_2 (Alcaraz-Ariza, 2012). La salinidad afecta a tal grado, que se han observado correlaciones negativas con el diámetro a la altura del pecho (DAP) en *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* (López-Portillo y Ezcurra, 1989). Por otro lado, la composición del bosque también se ve limitada por la salinidad, sitios con menor salinidad se desarrollan bosques mixtos y con alta salinidad son ocupados por manglares mono específicos de *Avicennia germinans* (Portillo y Ezcurra, 2002), esta condición se presenta también en los bosques de mangle del Pacífico Norte.

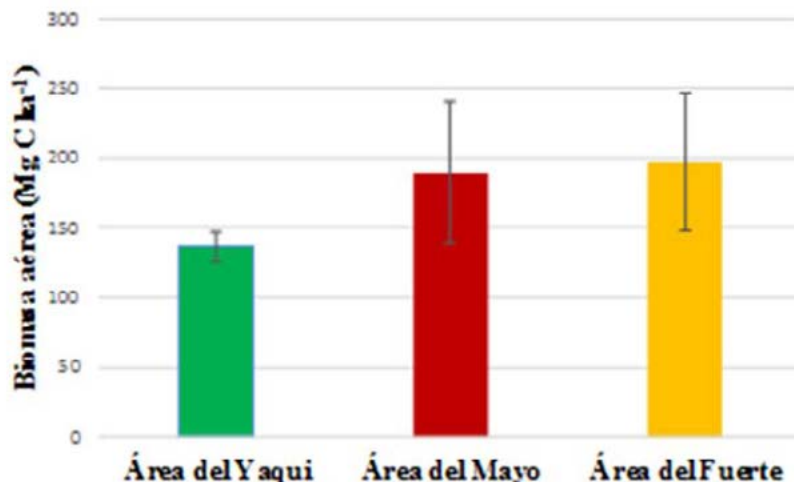


Figura 2. Almacenes de C en bosques de mangle del sur de Sonora.

En el sur de Sonora, la bahía del Fuerte presenta la menor salinidad (~ 36 ppm) y el mayor almacén de C (~ 196 Mg C ha⁻¹), mientras que en el Yaqui a mayor salinidad (~ 46 ppm) menor carbono almacenado (~ 136 Mg C ha⁻¹) (Cuadro 1). Cabe resaltar, que en el Fuerte existe mayor presencia de *Rhizophora mangle*, lo que es de esperarse según lo observado en otros bosques de México (López-Portillo y Ezcurra, 1989).

Cuadro 1. Contenido de C, salinidad y especie dominante, para cada área de estudio. Parámetros de salinidad tomados de (Sánchez-Andrés *et al.*, 2010)

| | Yaqui | Mayo | Fuerte |
|--|-------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|
| C almacenado (Mg C ha⁻¹) | 136.3±120.4 | 189.47±210.3 | 196.3±328.5 |
| Salinidad del suelo (ppm) | 46.10±7.3 | 39.30±4.2 | 36.3±2.5 |
| Especie dominante | <i>Avicennia germinans</i> (99%) | <i>Avicennia germinans</i> (96%) | <i>Avicennia germinans</i> (46.8%) |

En cuanto a la variabilidad espacial, se observa que, en el delta del Yaqui, las reservas de carbono son relativamente homogéneas con un rango de ~ 67 a 226 Mg C ha⁻¹. Mientras que en el Mayo el rango va de ~ 159 a 326 Mg C ha⁻¹ y en el Fuerte 40 a 909 Mg C ha⁻¹, en estos dos deltas la variabilidad espacial es significativamente más grande, incluso hasta 22 veces más para el caso del Fuerte. Estos resultados deberán tomarse conservativamente, ya que la ecuación alométrica que se empleó para estimar la biomasa almacenada no está calibrada localmente (Kauffman y Donato, 2012).

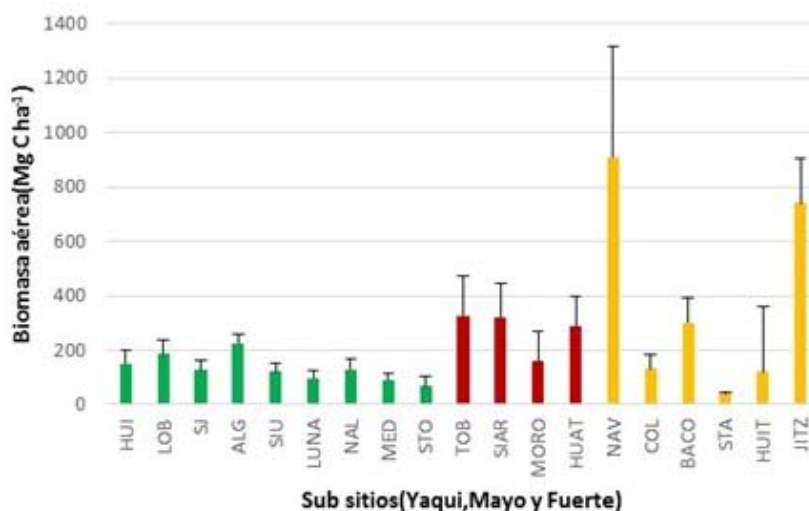


Figura 3. Estimación de C almacenado en cada uno de los sub sitios, en las tres bahías del sur de Sonora.

El presente estudio demuestra que de las tres bahías monitoreadas la bahía del Fuerte es la que presenta mayor contenido de C en el sur de Sonora (Figura 3). Se sugiere que la principal amenaza que sufren los manglares de las zonas mencionadas son las actividades antropogénicas realizadas en las cercanías, especialmente la presión por agricultura y acuacultura.

Otras investigaciones han documentado que las diferencias en los valores de biomasa aérea de los bosques de manglar están relacionadas con factores ecológicos que limitan el desarrollo de los manglares (Fromard *et al.*, 1998). En América, se han reportado valores de biomasa aérea de 315.0 Mg C ha⁻¹ para los bosques maduros de la Guyana Francesa (Fromard *et al.*, 1998) y de 5.3 Mg ha⁻¹ para los bosques enanos de la península de Yucatán, México. Según algunos estudios, la biomasa aérea puede oscilar entre 100 y 200 Mg ha⁻¹ a nivel pantropical (Larcher, 1997), rangos en los cuales se encuentran los tres sitios de la presente investigación. En general, se cree que la productividad forestal es más alta cerca del

Ecuador y, que disminuye con el aumento de la latitud (Yepes *et al.*, 2016); de acuerdo a lo observado en el presente trabajo, dicha suposición se cumple.

Conclusiones

La salinidad es uno de los factores que intervienen en la productividad de los manglares, la evaluación y el conocimiento de las estructuras y funciones de estos ecosistemas resaltan la importancia de su conservación, debido a los múltiples servicios ecosistémicos que ofrecen, es fundamental para la toma de decisiones y el planteamiento de estrategias para su manejo, gestión y toma de decisiones, para su restauración, conservación y aprovechamiento. Es de gran importancia el desarrollo de ecuaciones alométricas específicas para manglares de zonas áridas, esto ayudaría en gran medida a obtener datos de mayor precisión, ya que las existentes están adaptadas a sitios con condiciones climáticas, estructurales y florísticas de la vegetación diferentes a los sitios analizados en el presente estudio.

Agradecimientos

Esta investigación fue apoyada por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), así mismo por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Literatura citada

- Alongi, D. M. 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management* 3:313-22.
- Cintrón, G., A. E. Lugo, D. J. Pool and G. Morris. 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica* 110-21.
- Cohen, R., J. Kaino, J. A. Okello, J. O. Bosire, J. G. Kairo, M. Huxham and M. Mencuccini. 2013. Propagating uncertainty to estimates of above-ground biomass for Kenyan mangroves: A scaling procedure from tree to landscape level. *Forest Ecology and Management* 310:968-82.
- Chambers, L. G., S. E. Davis, T. Troxler, J. N. Boyer, A. Downey-Wall and L. J. Scinto. 2014. Biogeochemical effects of simulated sea level rise on carbon loss in an Everglades mangrove peat soil. *Hydrobiologia* 726:195-211.
- 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.
- Giri, C., B. Pengra, Z. L. Zhu, A. Singh and L. L. Tieszen. 2007. Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73:91-100.
- 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. *Revista Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- Kauffman, J. B. and D. C. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring, and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- López-Portillo, J. and E. Ezcurra. 1989. Response of three mangroves to salinity in two geofoms. *Functional Ecology* 355-61.
- MEA. 2005. *Ecosystem and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. Washington D. C.: World Resources Institute.
- Pendleton, L., D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. 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* 7.
- Portillo, J. y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. Instituto de Ecología A. C.
- Sánchez-Andrés, R., S. Sánchez-Carrillo, L. C. Alatorre, S. Cirujano and M. Álvarez-Cobelas. 2010. Litterfall dynamics and nutrient decomposition of arid mangroves in the Gulf of California: Their role sustaining ecosystem heterotrophy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89:191-99.
- Sutton-Grier, A. E. and A. Moore. 2016. Leveraging Carbon Services of Coastal Ecosystems for Habitat Protection and Restoration. *Coastal Management* 44:259-77.
- Yepes, A., M. Zapata, J. Bolivar, A. Monsalve y S. Milena. 2016. Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. *Revista de Biología Tropical* 64:913-26.

4.24 Desinformación: ¿La principal amenaza de los pastos marinos?

Medina-López Ana V.¹ y Sánchez-Mejía Zulia M.¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medioambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de febrero 818 sur Col. Centro, CP 8500, Ciudad Obregón, Sonora.

Autor para correspondencia: zulia.sanchez@itson.edu.mx

Resumen

Los pastos marinos, son ecosistemas claves en el ciclo del carbono. Sin embargo, se desconocen los procesos que tienen un impacto en la capacidad de almacenar y secuestrar carbono, así como los posibles efectos del cambio climático. En este estudio hacemos una síntesis de información para resaltar los vacíos de conocimiento en el sur del Golfo de California. Y generamos unos modelos conceptuales del papel de los pastos marinos en el ciclo del carbono en esta región, bajo las condiciones locales.

Palabras clave: *servicios ecosistémicos; Golfo de California; carbono azul.*

Abstract

Seagrasses, are key ecosystems in the carbon cycle. However, little is known of the processes that influence their capacity to store and sequester carbon, or the impacts of climate change in this ecosystem capacity. Here, we analyze scientific literature to establish the knowledge gap in the south of the Gulf of California. Furthermore, we generate conceptual models of the role of seagrasses in the carbon cycle under local conditions.

Key words: *ecosystem services; Gulf of California; blue carbon.*

Introducción

Los pastos marinos son ecosistemas costeros que se distribuyen en aguas someras saladas o salobres desde el trópico (0°) hasta el círculo Ártico (60°) (Dennison, 2009). Debido a su latitud, en México convergen poblaciones típicas de zonas neárticas y neotropicales (Arellano-Méndez, 2011; Ramírez-García, 1994), por lo que se pueden establecer praderas de *Zostera marina* (Felger y Moser, 1973) o de *Halodule wrightii* (McMillan y Phillips, 1979) o mixtas.

Por su capacidad de almacenamiento y secuestro de carbono (C), los pastos marinos son uno de los tres ecosistemas de carbono azul (CA) (Fourqurean *et al.*, 2012), junto con manglares y marismas. Sin embargo, a pesar de su importancia existen aún vacíos de conocimiento en cuanto a su capacidad en el secuestro y almacenamiento de carbono (McLeod *et al.*, 2011) y los efectos que el cambio climático pueda tener en esta capacidad (Duarte *et al.*, 2010). Se ha reportado que los pastos marinos capturan aproximadamente el 10% anual del carbono mundial en los sedimentos marinos; a pesar de que solo ocupan menos del 0.2% de la superficie del océano (Kennedy *et al.*, 2010; Fourqurean *et al.*, 2012). Adicionalmente, los pastos marinos ofrecen servicios ecosistémicos fundamentales que van más allá de su papel en los ciclos biogeoquímicos. Cumplen con múltiples funciones que son vitales para el equilibrio y beneficio de los ecosistemas acuáticos, mejorando la calidad del agua y disponibilidad de luz, controlando la estabilización de sedimentos así como la acumulación de nutrientes (Kennedy *et al.*, 2010) y, son eslabón fundamental para especies carismáticas como la tortuga (Freeman *et al.*, 2008) y, para las pesquerías (Thorhaug, 1990).



A nivel internacional se están canalizando esfuerzos para impulsar la conservación de sistemas costeros, a través de la generación de mercados y políticas basados en el estándar de carbono verificado (Verified Carbon Standard) para créditos de carbono por restauración de humedales y, el desarrollo de beneficios por estrategias de mitigación al cambio climático a escala paisaje considerando interacciones cuenca arriba (Sutton-Grier y Moore, 2016). Sin embargo, para poder establecer estas estrategias es necesario tener una línea base de conocimiento de los pastos marinos y contar con mapas de distribución a nivel nacional.

Ante esta situación, surge el interés de conocer lo que se ha investigado a nivel internacional en cuanto a pastos marinos, así como a escala regional en el Golfo de California y especialmente en la costa de Sonora. Esto con el propósito de identificar los vacíos de conocimiento que existen con respecto a las praderas de pastos marinos a escala local y su función, importancia y el papel que juegan en esta zona; así como los posibles cambios que pudieran presentar como consecuencia del cambio climático. Primero se presenta una síntesis de información basada en la búsqueda de un compilador científico y, segundo se generaron hipótesis del papel de los pastos marinos en el ciclo del carbono a escala local.

Materiales y Métodos

Síntesis de información

Para el presente trabajo se realizó una síntesis de información de los primeros estudios sobre pastos marinos encontrados en el Golfo de California (GC) hasta los estudios actuales, concentrándose en temáticas de la importancia de estos, sus características, su distribución en el Golfo, sus efectos ante el cambio climático y su función en relación al carbono. Para ello se trabajó principalmente con el compilador científico Web of Science de la base de datos del Instituto Tecnológico de Sonora (apps.webofknowledge.com/), con la base de datos Springerlink (<https://link.springer.com/>) y Nature (<http://www.nature.com/>), de igual manera se obtuvo información de la biblioteca virtual de la organización Blue Carbon Initiative (<http://thebluecarboninitiative.org/library/>) para buscar artículos de información de pastos que comprendieran el área del Golfo de California.

El análisis de texto se realizó con la herramienta de Voyant tool (<https://voyant-tools.org/>) para analizar las tendencias de los artículos publicados.

Resultados y Discusión

Síntesis de información

Los estudios recabados e incluidos en la síntesis de información parten desde el año 1970 donde se iniciaron con las primeras investigaciones en relación a los pastos marinos en la zona del GC, hasta los estudios realizados en los años más recientes, en donde hay mayor cantidad de investigaciones generadas en los años de 2013 al 2015, cuando surgió un gran interés debido a su actividad como almacenes de carbono (Figura 1).

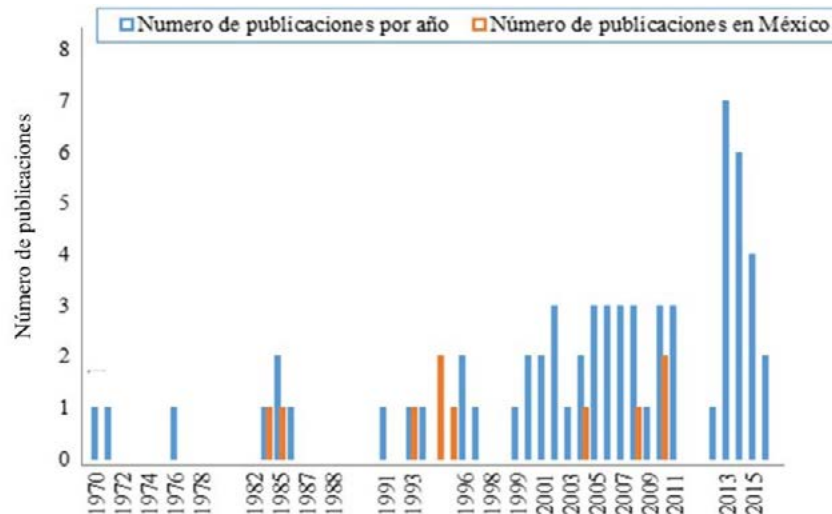


Figura 1. Frecuencia de los estudios publicados sobre pastos marinos en el Golfo de California a partir de 1970.

Las publicaciones de estudios dentro de México son muy escasas y no se ha tenido mucha información desde el año 2011 en adelante.

Se realizó un análisis de las tendencias y términos más utilizados dentro de las investigaciones generadas acerca de estas temáticas incluídas en la síntesis bibliográfica en la plataforma de Voyant Tools, generando un Wordle con los términos más frecuentes, que son: *Zostera marina*, pastos marinos (seagrass), anual y, macrofitas (Figura 2). Lo que indica que la mayoría de los trabajos se han enfocado particularmente en *Z. marina*, cabe resaltar que algunos de ellos enfocados a esfuerzos de conservación.



Figura 2. Análisis de tendencias en Voyant Tools (<https://voyant-tools.org/>).

Papel de los pastos marinos en el sur del Golfo de California

Se generó un modelo conceptual de la función de los pastos marinos con base en las condiciones locales. Estas condiciones locales comprenden tres estaciones. La estación del pre-monzón (MAMJ), monzón (JAS), post-monzón (ONDEF). A continuación se describe la función de los pastos marinos en cada estación (Figura 3).

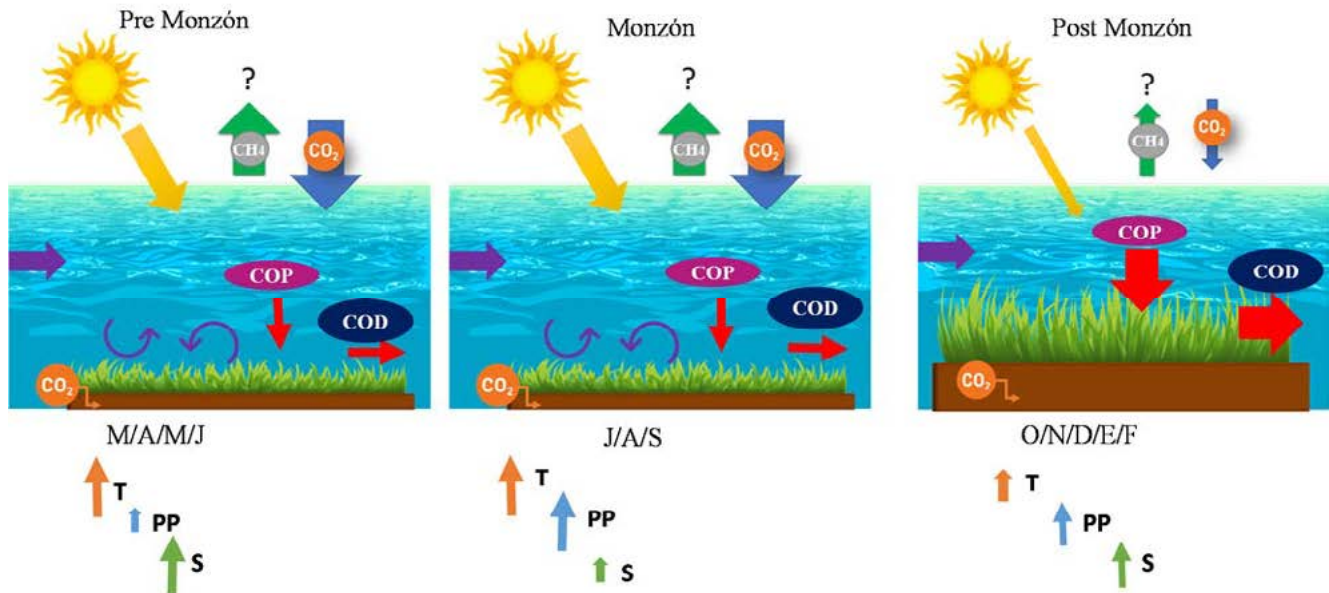


Figura 3. Modelo conceptual de del papel de los pastos marinos en el ciclo del carbono con respecto a la estacionalidad que los controla (pre-monzón, monzón y post-monzón). COP=carbono orgánico particulado, COD=carbono orgánico disuelto, T=temperatura, PP=precipitación, S=salinidad, letras mayúsculas indican los meses del año.

Temporada Pre-Monzón

Esta temporada del año comprende los meses de marzo a junio, se presentan temperaturas altas, nivel bajo de precipitación y una salinidad elevada; debido al gradiente de temperatura alto, las turbulencias de agua son frecuentes provocando así que las partículas se encuentren suspendidas en el agua generando turbidez y dificultando la entrada de la luz del sol hacia las praderas de pastos marinos, por lo tanto, generalmente los pastos no aumentan mucho su tamaño durante esta época del año. Se predice una salida “grande” de CH_4 durante esta temporada puesto que las altas temperaturas promueven la actividad microbiana dentro del ecosistema (Figura 3, primer cuadro).

Se toma en cuenta que el carbono orgánico particulado (COP) entra al ecosistema directo a los sedimentos y el disuelto en la corriente dentro de los pastos marinos (Ziegler y Benner, 1999).

Temporada Monzón

Durante los meses de julio, agosto y septiembre se presentan las temperaturas más altas del año, el mayor índice de precipitación y menor salinidad en el agua; debido a estas condiciones y a las lluvias constantes existen disturbios provocados por el movimiento del agua (turbulencia y/o surgencia) lo cual provoca turbidez constante en el agua evitando al igual que en la temporada pre-monzón que haya una entrada directa de la luz del sol hacia los pastos marinos para que estos puedan desarrollarse, por ello no aumentan mucho su tamaño en comparación con la temporada anterior (Figura 3, cuadro 2). Se considera que en esta temporada habrá más presencia de COP por el arrastre ocasionado por las lluvias de la temporada.

Temporada Post-Monzón

El resto del año que comprende de octubre hasta febrero las surgencias y/o turbulencia no son frecuentes por lo que no hay tanta presencia de partículas suspendidas y las que hay se depositan más rápido como sedimentos debido a que el gradiente de temperatura es bajo y casi no hay lluvias en esta

temporada que provoquen disturbios; el agua presenta más claridad lo que permite una entrada directa de la luz solar a las praderas promoviendo su crecimiento, aumentando mucho su tamaño en comparación con las dos épocas con temperaturas más altas, se considera que hay una salida de CH_4 hacia la atmósfera en menor escala por que las dos temporadas anteriores pues la temperatura no promueve la actividad microbiana del ecosistema como en las temporadas anteriores (Figura 3, Cuadro 3).

Se considera que habrá más carbono disuelto en esta temporada por la actividad de los pastos y debido a que son más abundantes y de mayor tamaño que en las otras temporadas de año.

Potenciales efectos del cambio climático en el papel de los pastos marinos

Anticipando que el cambio climático desencadenará efectos a diferentes escalas, se proyecta que la temperatura superficial del océano (SST, sea surface temperature) aumente generando un gradiente de temperatura más fuerte al habitual. Dados estos cambios, es posible que las especies que habitan actualmente en el sur del Golfo de California decrezcan y/o posiblemente la composición pueda cambiar. Especies nuevas que se puedan adaptar al ecosistema con las nuevas condiciones ambientales pueden dar origen a una comunidad diferente (Figura 4).

El incremento en la temperatura, también puede impactar la productividad del sistema, con el cambio de biodiversidad. Tanto la hipótesis de biodiversidad como de productividad es factible, pero, ¿qué umbral? y ¿de qué variable ambiental puede generar estos cambios en el ecosistema?, es algo que se debe explorar más a profundidad.

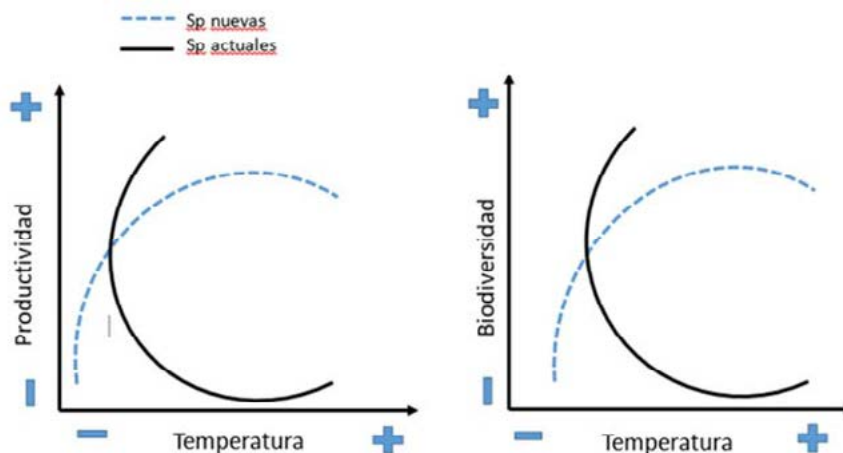


Figura 4. Relación de la biodiversidad y la productividad en dos especies distintas (sp. nuevas, sp. actuales), ante un aumento de temperatura en el ecosistema.

Por otro lado, el incremento del CO_2 en la atmósfera, genera un decremento en el pH causando acidificación de los océanos (Koch *et al.*, 2013). Se ha observado, que algunas especies de pastos marinos producen más clorofila a menores pH (Figura 5), sin embargo se desconoce el umbral mínimo que los pastos en el sur del Golfo de California pueden soportar, para llevar a cabo sus funciones fisiológicas de forma adecuada.

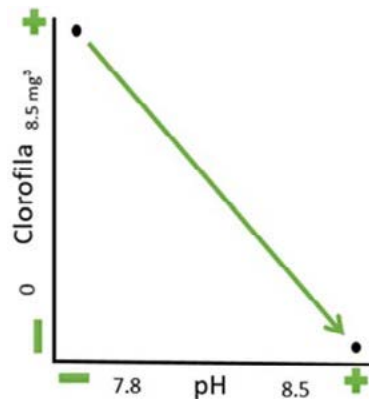


Figura 5. Producción de clorofila de los pastos marinos en relación con el pH.

Conclusiones

La información acerca del papel de los pastos marinos como almacén de carbono es escasa, especialmente en México, concentrándose principalmente en zonas del sur del país. Los pastos marinos son claves para el equilibrio de ecosistemas marinos y costeros, existen pocos estudios de percepción social en relación al tema. Existe una gran necesidad de estudios de restauración de pastos marinos dentro del Golfo de California, no se ha generado suficiente información para implementar técnicas de restauración.

Las futuras líneas de investigación que se pueden inferir en base a este análisis son: estudios de la asociación de la actividad de microorganismos que se encuentran en el suelo de los pastos marinos y que facilitan la descomposición de materia orgánica, el intercambio neto del ecosistema de pastos marinos y la atmósfera y, el papel del metano dentro de los ecosistemas acuáticos.

Referencias

- Arellano-Méndez, L. U. 2011. Estructura de los pastos marinos y su relación con la variabilidad ambiental a diferentes escalas espaciales. Tesis de Doctorado, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN). Unidad Mérida, Yucatán, México.
- Dennison, W. C. 2009. Seagrasses: biology, ecology and conservation. *Botanica Marina* 52:365-66.
- 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 Biogeochemical Cycles* 24.
- Felger, R. S. and M. B. Moser. 1973. Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Gulf of California: discovery of its nutritional value by the Seri Indians. *Science* 181:355-56.
- 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. J. McGlathery and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505-09.
- Freeman, A. S., F. T. Short, I. Isnain, F. A. Razak and R. G. Coles. 2008. Seagrass on the edge: Land-use practices threaten coastal seagrass communities in Sabah, Malaysia. *Biological Conservation* 141:2993-3005.
- Kennedy, H., J. Beggins, 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 Biogeochemical Cycles* 24.
- Koch, M., G. Bowes, C. Ross and X. H. Zhang. 2013. Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. *Global Change Biology* 19:103-32.
- McLeod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Bjork, 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. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:552-60.
- McMillan, C. and R. C. Phillips. 1979. *Halodule wrightii* aschers in the sea of Cortez, Mexico. *Aquatic Botany* 6:393-96.
- Ramírez-García, P. 1994. La distribución del manglar y de los pastos marinos en el Golfo de California, México. *En: Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*. pp. 63-72.
- Sutton-Grier, A. E. and A. Moore. 2016. Leveraging Carbon Services of Coastal Ecosystems for Habitat Protection and Restoration. *Coastal Management* 44:259-77.
- Thorhaug, A. 1990. Restoration of mangroves and seagrasses—economic benefits for fisheries and mariculture. Island Press, Washington, D. C.
- Ziegler, S. and R. Benner. 1999. Dissolved organic carbon cycling in a subtropical seagrass-dominated lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 180:149-60.

4.25 Carbon storage on mangrove and seagrass meadows sediments in the South of Sonora

Villalobos-Lechuga Patricia¹; Méndez-Barroso Luis A.¹; Sánchez-Mejía Zulia M.¹ y Lozano-Angulo Lydia²

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 sur CP 85000, Cd. Obregón, Sonora, México.

²Naturaleza y Cultura Internacional, Callejón DIF #6, Calle Palma Real Col. Las Palmas C.P. 85760 Álamos, Sonora, México.
Autor para correspondencia: pvillalobos107477@alumno.itson.edu.mx

Abstract

Mangroves and seagrasses are recognized as blue carbon ecosystems because of the role they play in the carbon cycle by storing and sequestering CO₂ from the atmosphere, which highlights their significance in the process of climate change mitigation. Both ecosystems store carbon in their sediments because of their underground structure and their ability to stabilize soil. Yet, there are still unresolved questions on how lateral fluxes between mangroves and seagrasses work, or what environmental conditions could influence these fluxes (*e.g.*, hydroperiod). Analyze the soil carbon pool in a mangrove to seagrass transect influenced by geomorphology, at Bahía de Agiabampo in southern Sonora. Observed that seagrasses have less content of Organic Carbon in the first 15 cm of soil than mangroves. Mangroves' soil pool was estimated ~40 Mg C ha⁻¹, as for seagrasses' ~5 Mg C ha⁻¹. Attribute the results to the sediment movement in the surface and low seagrass biomass density.

Key words: *soil organic carbon; Halodule wrightii; coastal wetlands; conservation.*

Resumen

Los manglares y pastos marinos son conocidos como ecosistemas de carbono azul debido al papel que desempeñan en el ciclo del carbono, almacenando y secuestrando CO₂ de la atmósfera, lo cual destaca su importancia ante las acciones de mitigación del cambio climático. Ambos ecosistemas almacenan carbono en sus sedimentos debido a su estructura subterránea y a su capacidad para estabilizar el suelo. Sin embargo, aún quedan dudas sobre cómo funcionan los flujos laterales entre manglares y pastos marinos, o qué condiciones ambientales podrían influir en estos flujos (*e.g.*, hidropereodo). En esta investigación se analiza el almacén de carbono del suelo en un transecto de mangle a pastos marinos influenciado por la geomorfología en Bahía de Agiabampo, en el sur de Sonora. Se observó que los pastos marinos tienen menor contenido de Carbono orgánico, en los primeros 15 cm de suelo que los manglares. El reservorio en mangle se estimó en ~40 Mg C ha⁻¹, en cuanto a pastos marinos ~5 Mg C ha⁻¹. Se atribuyen los resultados al movimiento de los sedimentos en la superficie y la baja densidad de biomasa de pastos marinos.

Palabras clave: *carbono orgánico del suelo; Halodule wrightii; humedales costeros; conservación.*

Introduction

Carbon (C) storage in coastal ecosystems, has brought the interest of both scientists and decision makers, because of the estimated amounts of carbon in coastal sediments (Siikamäki *et al.*, 2013). Mangroves and seagrasses, uptake C up to 1376 and 829 Mg C ha⁻¹ respectively, a greater capacity than evergreen tropical forests (Alongi, 2012; Siikamäki *et al.*, 2013).

The carbon storage capacity of mangroves 'and seagrasses' are under threat due to climate change and anthropogenic impacts. Main pressures from human activities include land use change in the coastal zone, mismanaged fishing practices, aquaculture, nutrient and sediment runoff that affect water quality. Potential threats from climate change include sea level rising, increase in sea temperatures and intensity of natural disasters such as storm events and hurricanes (Orth *et al.*, 2006; Short and Wyllie-Echeverria, 1996). In order to lessen the pressures on these ecosystems and their capacity to continue providing carbon cycling and other ecosystem services stricter conservation efforts and regulations are imperative.

The C storage capacity of coastal ecosystems, especially in sediments depends on the geographic region, type and vegetation growth and soil type (Fourqurean *et al.*, 2012; Adame *et al.*, 2013; Adame *et al.*, 2015). However there is still a lack of knowledge on coastal processes and dynamics, for instance, the vertical and horizontal deposition or movement of carbon in all its forms (POC, DOC, DIC) is poorly understood (Mateo *et al.*, 2006). In general, blue carbon studies in Mexico have focused in the Yucatán Peninsula, for both seagrasses and mangroves (Herrera, 2016; Maass *et al.*, 2010) and, less have focused in the Northwest of Mexico (Ezcurra *et al.*, 2016; Cruz-Garcia *et al.*, 2015). Carbon studies in the coastal region of southern Sonora, had mainly focused on nutrient cycling within mangroves (Sanchez-Carrillo *et al.*, 2009), but the destination of the lateral flux was not accounted for.

In this research we focused on the storage capacity of C for both mangroves and seagrasses, by quantifying the amount of C stored in a transect that encompasses the interaction between terrestrial and marine ecosystems. The terrestrial strip includes stands of *Avicennia germinans* (Black mangrove) and *Rhizophora mangle* (Red mangrove). The marine strip includes a considerable seafloor cover of *Halodule wrightii* (Shoalgrass) (Figure 1).

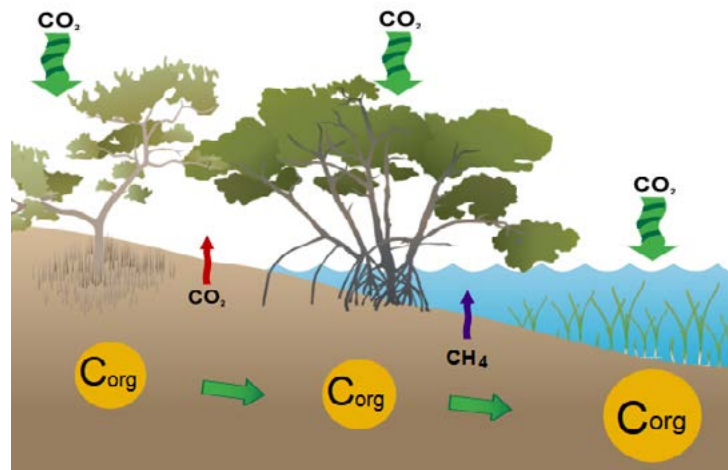


Figure 1. Conceptual model of Carbon dynamics in the mangrove-seagrass interaction. There is a lateral flow of carbon deposited from mangrove to seagrass, therefore we expect a gradient increasing towards the seagrass meadows (from Integration and Application Network symbol library <http://ian.umces.edu/symbols/>).

Materials and Methods

Study site

Bahía de Agiabampo (BA) (26°40'22.8" N, 109° 39'54" O) is part of a Natural Protected Area: Islas y áreas protegidas del Golfo de California (Área Natural Protegida, ANP-CONANP), administrated by the Mexican Federal Agency and, its recognized as a Ramsar site (Ramsar site No. 1797). The Bahía de Agiabampo comprises an area of 20 891 ha and is linked with the Gulf of California through a 1 km wide inlet (Figure 2). BA holds great ecological importance because of the presence of mangrove (*Rhizophora*

mangle, Avicennia germinans) and seagrass (*Halodule wrightii*) communities that support local fisheries and are crucial to support bird communities within the North American bird corridor.

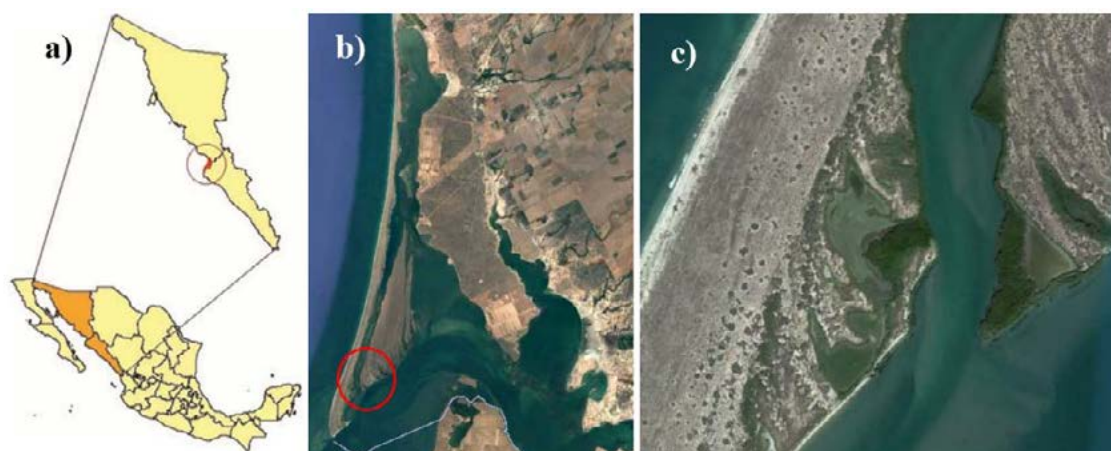


Figure 2. Map of study area: a) Location of Bahia de Agiabampo, b) Close up to Masocarit Island, c) Areal view of mangrove and seagrass meadows (from GOOGLE EARTH).

Methods

A sampling survey was carried out to record physical-chemical parameters on both soil and water, as well as, to collect sediment cores along four transects, however results for only one are presented here. The survey transects comprised an 80 m length and were chosen on sites of the bay where both mangrove and seagrass were found. Each transect was divided onto two sub-transects. The first one comprises 40 m before the coastline, covering the land and mangrove strip. The second sub-transect extends 40 m after the coastline into the seagrass meadows. Two samples of shallow sediment cores at 15 cm depth were collected every 10 m along the transect using a PVC core (10 cm diameter). Physical-chemical parameters included surface temperature, salinity, dissolved oxygen concentration, pH, total dissolved solids and turbidity. In the laboratory the sub-samples were analyzed for organic carbon (C_{org}) and organic matter by the Loss on Ignition method (LOI) (Fourqurean *et al.*, 2014). To estimate the % C_{org} we used the relationships suggested by (Fourqurean *et al.*, 2014; Kauffman and Donato, 2012) (Table 1). Total soil carbon stock was estimated according to equation 1 (Howard *et al.*, 2014).

$$Soil C_{org} = \rho * \left(\% \frac{C_{org}}{100} \right) * depth \quad (1)$$

where, $Soil C_{org}$ is total soil organic carbon $g\ cm^{-2}$, ρ represent dry bulk density $g\ cm^{-3}$, $\left(\% \frac{C_{org}}{100} \right)$ is organic carbon and depth is 15 cm.

Table 1. Allometric equations to estimate % C_{org} in coastal ecosystems.

| Ecosystem | Relationship between % LOI and % Corg |
|---------------------------|---------------------------------------|
| Mangroves | % Corg = 0.415 * % LOI + 2.89 |
| Seagrasses (% LOI > 0.20) | % Corg = 0.40 * % LOI - 0.33 |

Results and Discussions

According to literature (Fourqurean *et al.*, 2012), within the top meter of soil, seagrasses in comparison to mangroves have a major C storage capacity. The same behavior or pattern was expected to be observed in our site, nonetheless our results showed the opposite of what has been estimated in

global studies (figure 3). Integrated on the top 15 cm of sediment, the stocks for each ecosystem were as follows. Mangroves' soil pool was estimated $\sim 40 \text{ Mg C ha}^{-1}$, as for seagrasses' $\sim 5 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

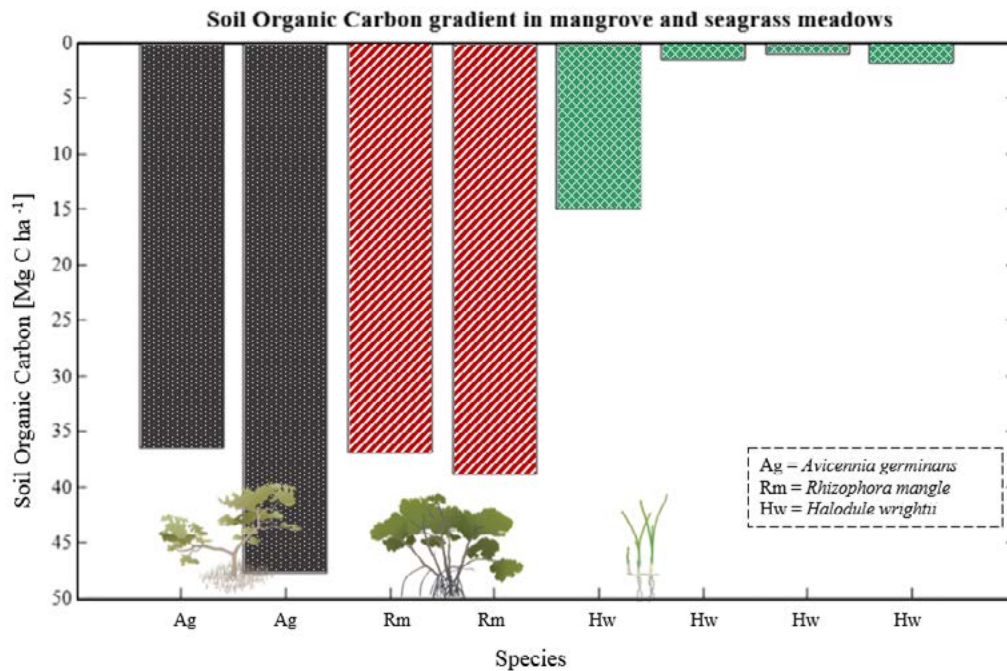


Figure 3. Carbon stored in coastal sediments in blue carbon ecosystems of the south of Sonora. In black *Avicennia germinans* (Ag), red *Rhizophora mangle* (Rm) and green *Halodule wrightii* (Hw).

The amount of soil C_{org} stored in *Avicennia germinans* were 36.50 and $47.73 \text{ Mg C ha}^{-1}$ with an average and median of $42.12 \text{ Mg C ha}^{-1}$. *Rhizophora mangle* had 36.86 and $38.82 \text{ Mg C ha}^{-1}$ with an $37.84 \text{ Mg C ha}^{-1}$ average and median. For *Halodule wrightii* the maximum stock was $14.99 \text{ Mg C ha}^{-1}$, minimum of $1.05 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mean value $4.84 \text{ Mg C ha}^{-1}$ and median $1.77 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Organic carbon content is higher at *Avicennia germinans* and decreases as we move towards *Halodule wrightii*.

The highest density (ρ) was observed in *Rhizophora mangle* (0.83 g/cm^3), followed by *Halodule wrightii* (0.77 g/cm^3) and, the lowest by *Avicennia germinans*, (0.72 g/cm^3). Should note that soil type is different and further texture analyzes should be performed. On the other hand, the samples of seagrass sediment cores varied on soil type with distance along the 40 m sub-transect and did show a notable difference in clay-silt-sand content (observed by its stickiness). Three seagrass sediment cores were collected on sandy texture, with organic carbon estimated values of 1.05 to $1.79 \text{ Mg C ha}^{-1}$, whereas the fourth one was collected on a muddy texture, immediately next to the mangrove area, accounting $14.99 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

This is interesting because we assumed that the seawater lateral flow drainage, in low tides, carried organic rich sediments from mangrove onto seagrass. This is mainly why we expected to find a higher organic carbon storage on the seagrass side. It's important to note that seagrass biomass density was low at the time of sampling and it is known that with higher biomass density there is more efficient trapping of fine particles and organic matter in the sediments (Armitage and Fourqurean, 2016).

Further work

Results demonstrate that the tendency of higher to lower organic carbon storage capacity gradient in soil from seagrass to mangrove can't always be found, however these data most likely underestimates

Halodule wrightii's capacity to sequester and store carbon given that soil depth analyzed was 15 cm and, these habitats sequester carbon at soil depths of over 1m (Alongi *et al.*, 2016; Fourqurean *et al.*, 2012).

Overall this raised a few questions and future studies in Bahía of Agiabampo will continue to be carried to better understand the soil carbon dynamic. Further work includes analysis of soil C_{org} in an standardized soil core depth of 1m to gather data to compare variability against sites around the globe; sediment texture, physical-chemical conditions, biophysical behavior of the species seasonally (*e.g.*, hidroperiod) and its relation to the content of organic carbon in the soil, the human nutrient flux import to the estuary and variability in carbon storage on a different seagrass species.

Conclusions

Anticipate work to be a starting point for further research on seagrass ecosystem dynamics in the coast of Sonora and the North Pacific region, where seagrass carbon storage estimates are nonexistent or studies are still preliminary and, where also mangrove studies remain low in comparison with the rest of Mexico. Moreover our work contributes to the assessment of mangrove and seagrass blue carbon in Mexican coasts and provides additional data to conduct more accurate global soil carbon pool estimates, with the purpose of highlighting the importance of these ecosystems to human coastal populations and as a buffer for climate change.

Acknowledgements

Thankful to Eduardo 'Lalo' Mendivil and Joaquín Olvera, local fishermen in Bahía of Agiabampo, for providing their services to transport us along the estuary and thus have the means to carry on our fieldwork; to students from Environmental Science engineering for the enthusiasm and help in the sampling campaigns; our colleagues at the eco-development and soil laboratory for their cooperation in the analysis of soil samples and for lending us the sampling tools we needed. We also thank Nature and Culture International for their financing of the project.

Bibliography

- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza and J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8.
- Adame, M. F., N. S. Santini, C. Tovilla, A. Vázquez-Lule and L. Castro. 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of riverine mangroves and freshwater wetlands. *Biogeosciences Discussions* 12:1015-45.
- Alongi, D. M. 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management* 3:313-22.
- Alongi, D. M., D. Murdiyarsa, J. W. Fourqurean, J. B. Kauffman, A. Hutahaean, S Crooks, C. E. Lovelock, J. Howard, D. Herr and M. Fortes. 2016. Indonesia's blue carbon: a globally significant and vulnerable sink for seagrass and mangrove carbon. *Wetlands ecology and management* 24:3-13.
- Armitage, A. R. and J. W. Fourqurean. 2016. Carbon storage in seagrass soils: long-term nutrient history exceeds the effects of near-term nutrient enrichment. *Biogeosciences* 13:313.
- Cruz-García, L. M., J. A. Arreola-Lizarraga, G. E. Cesena-Beltran, R. A. Mendoza-Salgado, P. Galina-Tessaro, L. F. Beltran-Morales and A. Ortega-Rubio. 2015. An examination of coastal conservation by remote sensing in Baja California Sur, México. *Journal of Coastal Conservation* 19:609-19.
- 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:4404-09.
- Fourqurean, J., B. Johnson, J. Kauffman, H. Kennedy, C. Lovelock, J. Megonigal, A. Rahman, N. Saintilan and M Simard. 2014. Coastal Blue Carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal marshes, and seagrass meadow. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature: Arlington, Virginia, USA.
- Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause-Jensen and K. J. McGlathery. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505-09.
- Herrera, J. 2016. Carbono Azul, el papel de los manglares y pastos marinos. *En: Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014*. F. Paz-Pellat y J. Wong-González (Eds.). Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México.



- 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 seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Kauffman, J. B. and D. C. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring, and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Maass, M., E. Jardel, A. Martinez-Yrizar, L. Calderon, Herrera, A. Castillo, J. Euan-Avila y A. Equihua. 2010. Las areas naturales protegidas y la investigacion ecologica de largo plazo en Mexico. *Ecosistemas* 19:69-83.
- Mateo, M. A., J. Cebrián, K. Dunton and T. Mutchler. 2006. Carbon flux in seagrass ecosystems. *Seagrasses: biology, ecology and conservation*. Springer, Dordrecht 159-92.
- Orth, R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy and S. Olyarnik. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56:987-96.
- Sanchez-Carrillo, S., R. Sanchez-Andres, L. C. Alatorre, D. G. Angeler, M. Alvarez-Cobelas and J. A. Arreola-Lizarraga. 2009. Nutrient fluxes in a semi-arid microtidal mangrove wetland in the Gulf of California. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 82:654-62.
- Short, F. T. and S. Wyllie-Echeverria. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* 23:17-27.
- Siikamäki, J., J. N. Sanchirico, S. Jardine, D. McLaughlin and D. Morris. 2013. Blue carbon: coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for reducing emissions. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 55:14-29.

4.26 El papel del pepino de mar en el flujo de carbono orgánico de los sedimentos

Pañola-Madrigal Abigail¹; Galaviz-López Juan M.¹; Castañeda-Rivero Francisco R.¹ y Calderón-Aguilera Luis E.¹

¹Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: leca@cicese.mx

Resumen

Con el fin de evaluar el papel del pepino de mar café *Isostichopus fuscus* en el ciclo de carbono, se llevaron a cabo muestreos mensuales a lo largo de la costa oriental de Baja California entre octubre de 2014 y diciembre de 2016. Se midieron y pesaron 2677 organismos (talla media=de 21.15 cm, peso medio=337.15 g), encontrados en 2247 transectos (área revisada=112 350 m²; densidad=0.0238 pepinos m²). Tomando como variables de interés: biomasa, porcentaje de disolución de CaCO₃, heces y contenido de carbono orgánico y con datos experimentales publicados se calculó que la biomasa comercial de pepino es de 0.80 g·m², que la disolución de carbonatos por defecación es apenas del 0.05% y el peso seco de las heces de 77.64 g m² de los cuales el 0.8% es carbono orgánico. Aun cuando estas cifras parecen bajas, no debe menospreciarse el papel de estos organismos en el balance de carbono en el fondo marino.

Palabras clave: *bentos marino; carbonatos; Isostichopus fuscus; Golfo de California; sobrepesca.*

Abstract

In order to assess the role of the brown sea cucumber *Isostichopus fuscus* in the carbon budget of the marine benthos, monthly surveys were conducted along the east coast of Baja California from October 2014 to December 2016. A total of 2677 specimens (mean length=de 21.15 cm, mean weight) were found in 2247 band transects (surveyed area=112 350 m²; density=0.0238 org m²). Based on published experimental data (feeding rate, excretion rate, carbonate dissolution by heces, organic carbon on heces), it is estimate that the commercial biomass of sea cucumber is 0.80 g·m², the carbonates dissolution by defecation is just 0.05%, feces dry weight=77.64 g m² with a carbon content=0.8%. Even though those figures might seem low, the role of detritivores such as sea cucumber in the carbon budget should not be negligible.

Key words: *marine benthos; carbonates; Isostichopus fuscus; Gulf of California; overfishing.*

Introducción

En el medio marino los productores primarios (fitoplancton, macroalgas, fanerógamas y otros vegetales) son ampliamente reconocidos por su papel en el ciclo del carbono, ya que son los responsables de fijar el carbono a través de la fotosíntesis y por lo tanto son la base de las tramas tróficas. Sin embargo, hay grupos de animales que se encuentran al final de la trama trófica, ya que se alimentan del detritus, sedimento y materia orgánica en descomposición y que reciben poca atención. Varias especies de equinodermos se incluyen dentro de ese grupo de animales. Dentro del grupo de los equinodermos, los holoturoideos o pepinos de mar son invertebrados marinos con aproximadamente 1400 especies descritas (Kerr y Kim, 2001). Se distribuyen en casi todas las latitudes, desde la zona intermareal hasta las

trincheras oceánicas, donde constituyen hasta el 90% de la biomasa abisal (Kerr y Kim, 2001) e incluso en ventilas hidrotermales (Smirnov *et al.*, 2000).

Los pepinos de mar son detritívoros, por lo cual son considerados como recicladores y agentes de bioturbación propiciando cambios fisicoquímicos en el sustrato (Uthicke, 2001). Se ha observado que los holoturias manifiestan selectividad hacia sedimentos ricos en nutrientes, materia orgánica y microbiota (Moriarty, 1982; Hammond, 1983; Tagliafico *et al.*, 2011), al actuar como recicladores, evitan también la estratificación y acumulación de patógenos en la superficie del sedimento, permitiendo la oxigenación de los suelos provocando concentración de nutrientes (Conde *et al.*, 1995; Purcell *et al.*, 2010) sus deposiciones se encuentran enriquecidas hasta con el doble de nitrógeno que el sedimento contiguo (Conde *et al.*, 1995). Por su participación en estos procesos son individuos de importancia ecológica e indispensables para el correcto mantenimiento de la productividad de los sistemas marinos (González-Navarro, 2012).

La explotación comercial de equinodermos en especial de erizos y holoturias ha aumentado en las últimas décadas (Conand y Bryne, 1993), representando casi el 40% del valor pesquero mundial (Caddy, 1989). La tendencia de las pesquerías de pepino de mar es hacia el incremento en las capturas debido a la demanda del producto, por lo tanto, el riesgo de sobreexplotación de las poblaciones es inminente (Conand y Bryne, 1993). En México los holoturoideos son altamente explotados y de alto valor comercial en el mercado asiático. Por esta razón, sus poblaciones han descendido dramáticamente los últimos años (Glockner-Fagetti *et al.*, 2016). Actualmente el pepino café *Isostichopus fuscus* se encuentra dentro de la NOM 059 SEMARNAT 2010 en estado de *bajo protección especial* (Reyes-Bonilla *et al.*, 2016). Esto significa que es susceptible de aprovechamiento si, resultado de las evaluaciones realizadas, se determina que hay abundancia suficiente.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el papel que el pepino de mar tiene en el flujo de carbono en el medio marino, teniendo como estudio de caso la costa oriental de Baja California. Se eligió esta región porque históricamente ha sido la que más presión de pesca ha sufrido. Las variables de interés fueron la biomasa de pepino de mar, el porcentaje de disolución de carbonato de calcio, la cantidad de heces producida y el contenido de carbono orgánico en las heces de pepino de mar. Esta información se obtuvo de la literatura (Hammond, 1981 y 1982; Hammond, 1983) y de muestreos en campo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La costa oriental de Baja California se extiende desde el delta del río Colorado hasta el paralelo 28. Sin embargo, los manchones de sustrato rocoso, que es el hábitat viable del pepino de mar, se encuentran hasta Puertecitos. No recibe descarga de ningún río y la tasa de evaporación es mayor que la de precipitación. El clima es seco, con una precipitación anual menor a los 100 mm (Brusca *et al.*, 2005). La temperatura superficial varía estacionalmente, alcanzando temperaturas de 8 a 12 °C en invierno y 30 °C en verano (Brusca *et al.*, 2005). En contraste la salinidad no varía significativamente manteniéndose entre 35.0 y 35.8 (Roden, 1964; Walker, 1960). De igual forma, los vientos presentan una estacionalidad muy marcada, siendo en invierno cuando los vientos del noroeste desplazan el agua superficial hacia el sur, causando surgencias en la costa este del Golfo, mientras que en verano los vientos provenientes del sureste desplazan las aguas hacia el noroeste, causando surgencias a lo largo de la costa de Baja California.

Por su parte, la circulación superficial en el Golfo de California (GC) es principalmente estacional, por lo que, en promedio, el agua entra durante primavera y verano y sale durante otoño e invierno (Roden, 1964). El giro que se produce por parte de la circulación en verano es ciclónico, mientras en invierno se caracteriza por ser anticiclónico (Beier, 1997). Las corrientes de marea y la mezcla intensas crean una

situación parecida a una constante surgencia. Por ello, la productividad primaria es alta y soporta gran cantidad de aves y mamíferos marinos (Tershy *et al.*, 1991). Todas las corrientes de marea en la región del golfo son fuertes. La velocidad de estas corrientes es variable y depende de la fase lunar y los vientos dominantes

Para fines de la logística del muestreo, el área de estudio fue dividida en tres zonas (Figura 1). En total, en la zona uno, se hicieron 540 transectos (27 000 m² revisados), 1173 transectos en la zona 2 (58 650 m²) y 534 en la zona 3 (26 700 m²) (Figura 1). La zona uno comprende sitios desde Puertecitos a Calamajué, incluyendo las islas e islotes cercanos. Abarca los sitios principales de pesca de *I. fuscus*, frente a la comunidad de San Luis Gonzaga. La zona dos, comprende sitios desde Bahía de Los Ángeles a Isla Ángel de la Guarda. Incluye los sitios principales de pesca de *I. fuscus*, frente a la comunidad de Bahía de Los Ángeles, incluyendo el conjunto de islas e islotes dentro de la bahía, contemplando las islas de Coronado y Ángel de la Guarda. Es importante mencionar que dicha zona se encuentra dentro del Área Natural Protegida (ANP) Reserva de la Biosfera de Bahía de los Ángeles, canales de Ballenas y Salsipuedes (RBBLA). La zona tres, comprende sitios desde San Francisquito al paralelo 28. Contiene los sitios principales de pescas de *I. fuscus* frente a la comunidad del Barril, contemplando parte del ANP Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago de San Lorenzo (PNZMASL).

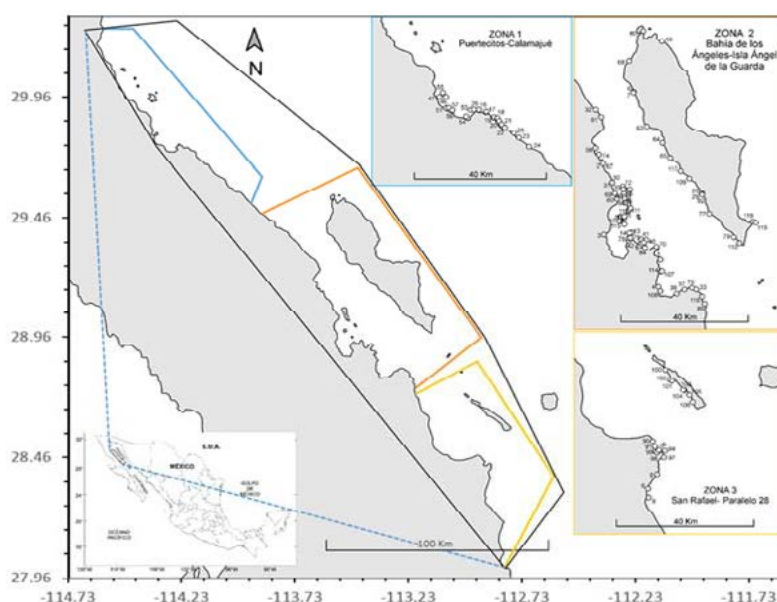


Figura 1. Costa oriental de Baja California. Se indican las tres zonas en las que fue dividida la costa para fines de muestreo en campo.

Trabajo de campo

Para la recolección de organismos de *I. fuscus* se llevaron a cabo expediciones mensuales entre octubre de 2014 y diciembre de 2016. En total, se visitaron 118 sitios, en los cuales se registraba la temperatura superficial del mar, la temperatura de fondo, el oxígeno disuelto y la salinidad con una sonda multiparámetros (YSI 85). Se registraban las coordenadas con ayuda de un GPS (Garmin). Los muestreos fueron nocturnos para evitar una subestimación de la abundancia ya que durante el día el pepino se esconde entre las rocas (Reyes-Bonilla *et al.*, 2016). Se empleó un compresor de baja presión (comúnmente conocido como “hooka”) y se hicieron transectos de banda de 2 x 25 m a tres profundidades (somero 0-9 m, medio 9-18 m, profundo 18-27 m), recolectándose todos los organismos dentro de los transectos. Los organismos fueron pesados con dinamómetros (0.1 g) y medidos (1 mm) con una cinta métrica flexible.

Análisis de datos

El porcentaje de disolución de CaCO_3 en los sedimentos por efecto de la defecación de pepino de mar fue obtenido de Hammond (1981) y se estimó en $1.54 \times 10^{-4}\%$ por gramo de peso vivo de pepino de mar. La cantidad de heces fue calculada a partir de la talla de los pepinos con base en lo reportado por Hammond (1982) ajustando los datos a un modelo potencial de acuerdo a la Ecuación 1.

$$y = a \cdot x^b \quad (1)$$

donde, y =peso de las heces (en g de peso seco) y, x =longitud del pepino en cm, resultando en $a=4.41$ (error estándar=5.51, $p=0.46$, $gl=5$) y, $b=0.93$ (error estándar=0.6, $p=0.04$, $gl=5$).

El porcentaje de carbono orgánico en heces estimado en 0.96% se obtuvo de (Hammon, 1979). Dicho autor realizó sus experimentos con *Isostichopus badionatus* pero se consideró que los resultados son aplicables a *I. fuscus* dado que ambas especies pertenecen al mismo género y fenotípicamente son muy parecidas.

El mapeo de la distribución espacial de dichas variables se hizo mediante kriging (Matlab, GLOBEC kriging Software Package–EasyKrig V3.0). Para ello, previamente los datos fueron tratados en Matlab 7.7, el programa GEODAS-NG Smart Start Center y la topografía y línea de costa se obtuvo de Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography Database (GSHHG, National Center for Environmental Information, NOAA).

Resultados y Discusión

Derivado del trabajo de campo, se recolectaron 2677 especímenes de pepino de mar a los que se les determinó su talla (longitud total), peso fresco y abundancia relativa (pepinos $\cdot \text{m}^{-2}$). Con esta información mediante análisis de regresión lineal simple se obtuvieron las relaciones entre la abundancia de pepino de mar y el flujo de carbono en el bentos. La estadística descriptiva de estas variables se presenta en el Cuadro 1. Como ahí puede verse, hubo diferencias espaciales entre todas las variables, destacando la zona uno como la de mayor abundancia de pepino de mar y en consecuencia donde es mayor su papel en el ciclo del carbono. La biomasa de pepino está expresada en peso seco porque esa es la forma en la que se comercializa el pepino. Se estima que después de la cocción el peso fresco se reduce a un 10%. Esto es importante para dimensionar el posible efecto que la extracción de organismos detritívoros puede tener a una escala global (Purcell *et al.*, 2014).

La disolución de carbonatos del sedimento por efecto de la defecación apenas alcanza el 0.1%, por lo que puede considerarse despreciable. Los pepinos de mar se alimentan de noche y según Hammond (1982) pueden llenar y vaciar su tracto digestivo hasta tres veces en una noche. Así, el promedio del peso de las heces fue de hasta 95.8 g por pepino en la zona 1, 173.1 g en la zona 2 y 81.6 g en la zona tres. El contenido de carbono orgánico promedio en heces de pepino también fue bajo, pues varió de 0.7% en la zona dos, hasta 0.9% en la zona uno. En la Figura 2 se visualiza la variación espacial de dichas variables. En ella se aprecia, que para el caso de biomasa de pepino en peso seco el área norte de la zona uno, al igual que el área sur de la zona dos, incluyendo el sur de la isla Ángel de la Guarda presentaron las mayores concentraciones con valores que en general superaron los 60 g. Asimismo, el porcentaje de la disolución de carbonatos del sedimento presentó las mayores concentraciones en las mismas áreas mencionadas anteriormente. El peso de las heces como su porcentaje de carbono orgánico presentaron valores más altos en la parte norte de la zona uno, la parte sur de la zona dos y la isla de Ángel de la Guarda y la parte sur de la zona tres.

De manera global, considerando toda el área de estudio, se estima que la densidad de pepino de mar es de 0.0238 pepinos por metro cuadrado. Considerando una talla media de 21.15 cm y un peso medio de 337.15 g, se tiene que hay $0.80 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ de biomasa comercial, que la disolución de carbonatos por defecación es apenas del 0.05%, $77.64 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ de heces, de los cuales el 0.8% es carbono orgánico.

Cuadro 1. Estadística descriptiva de las variables utilizadas para estimar el papel del pepino de mar *Isoetichopus fuscus* en el flujo de carbono en la costa oriental de Baja California. El tamaño de muestra fue de 319 pepinos medidos en la zona uno, de 1716 en la zona dos y, de 642 en la zona 3.

| | Zona uno | | Zona dos | | Zona tres | |
|--|------------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|
| | Media±Desv. Est. | Min.-Max. | Media±Desv. Est. | Min.-Max. | Media±Desv. Est. | Min.-Max. |
| Biomasa de pepino en peso seco (g) | 56.8±19.89 | 4.0-108.0 | 30.4±21.12 | 0.4-120.0 | 42.0±27.11 | 1.01-20.0 |
| % Disolución CaCO ₃ por g pepino | 0.1±0.03 | 0.0-0.2 | 0.0±0.03 | 0.0-0.2 | 0.1±0.04 | 0.0-0.2 |
| Heces (g) | 95.8±16.37 | 52.7-141.3 | 73.1±19.19 | 20.0-134.7 | 81.6±21.40 | 20.0-144.6 |
| Contenido de carbono orgánico (%) en heces de pepino | 0.9±0.16 | 0.5-1.4 | 0.7±0.18 | 0.2-1.3 | 0.8±0.21 | 0.2-1.4 |

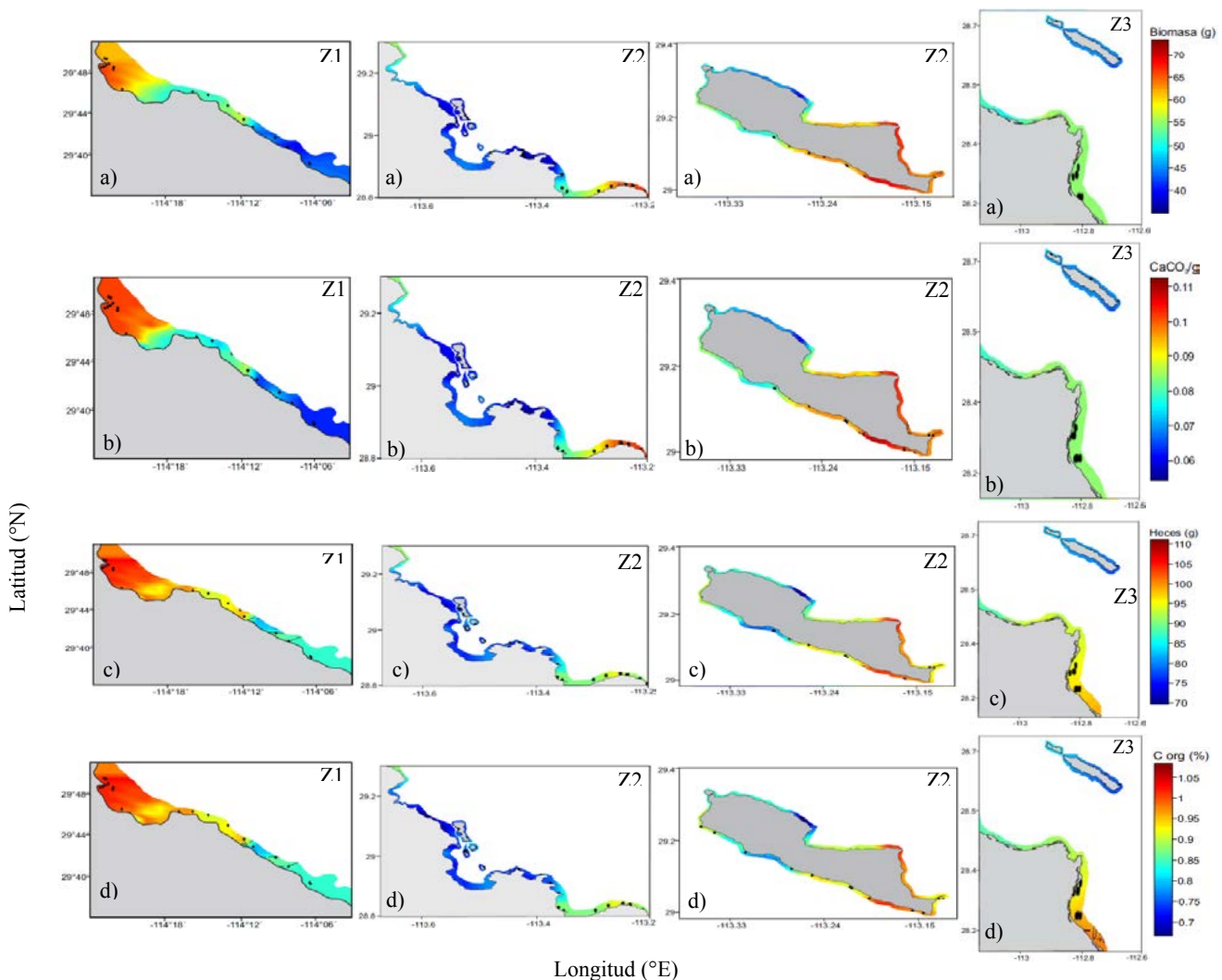


Figura 2. Mapas de interpolación de a) Biomasa de pepino en peso seco (g), b) Porcentaje de Disolución CaCO₃ por g pepino, c) Heces (g) y d) Contenido de carbono orgánico (%) en heces de pepino, en la Zona 1, Zona 2, Isla Ángel de la guarda y Zona 3.

Conclusiones



Los organismos que habitan en el fondo marino (bentos) intervienen en el ciclo de carbono por sus hábitos alimentarios, excretas, disolución de CaCO_3 , oxigenación del sedimento y bioturbación. Si bien el pepino de mar no juega un papel relevante por sus bajas densidades, su remoción total sí podría afectar el ecosistema.

Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por el Fondo Sectorial de Investigación en Materias Agrícola, Pecuaria, Acuicultura, Agrobiotecnología y Recursos Fitogenéticos (SAGARPA–CONACYT, Ref. 225235 a LECA). Se agradece a la Sociedad Cooperativa de Producción Rural Buzos de Bahía, por su apoyo en el trabajo de campo.

Literatura citada

- Caddy, J. F. 1989. Marine invertebrate: Their assessment and management. John Willey *et* Sons.
- Conand, C. and M. Bryne. 1993. A review of recent developments in the world sea cucumber fisheries. *Marine Fisheries Review* 55:1-13.
- Conde, J. E., A. Sambrano and H. Díaz. 1995. Sedimentivorous activity, density and spatial distribution of the deposit-feeding holothurians *Holothuria mexicana* Ludwing and *Isostichopus badionotus* Selenka. Manuscrito, Caracas, Distrito Federal, Venezuela. .
- Glockner-Fagetti, A., L. E. Calderon-Aguilera and M. D. Herrero-Pérezrul. 2016. Density decrease in an exploited population of brown sea cucumber *Isostichopus fuscus* in a biosphere reserve from the Baja California peninsula, Mexico. *Ocean & Coastal Management* 121:49-59.
- González-Navarro, P. 2012. Biología y ecología de las holoturias [Echinodermata: Holothuroidea] de la isla de Gran Canaria (Atlántico Centro-Oriental). Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España.
- Hammon, L. S. 1979. The feeding ecology and substrate relations of sediment-ingesting holothurians and echinoids (Echinodermata) from a shallow reef lagoon. West Indies.
- Hammond, L. 1981. An analysis of grain size modification in biogenic carbonate sediments by deposit-feeding holothurians and echinoids (Echinodermata). *Limnol. Oceanogr* 26:898-906.
- Hammond, L. 1982. Analysis of grain-size selection by deposit-feeding holothurians and echinoids (Echinodermata) from a shallow reef lagoon, Discovery Bay, Jamaica. *Marine ecology progress series*. Oldendorf 8:25-36.
- Hammond, L. 1983. Nutrition of deposit-feeding holothuroids and echinoids (Echinodermata) from a shallow reef lagoon, Discovery Bay, Jamaica. *Marine Ecology Progress Series* 10:297-305.
- Kerr, A. M. and J. Kim. 2001. Phylogeny of Holothuroidea (Echinodermata) inferred from morphology. *Zoological Journal of the Linnean Society* 133:63-81.
- Moriarty, D. 1982. Feeding of *Holothuria atra* and *Stichopus chloronotus* on bacteria, organic carbon and organic nitrogen in sediments of the Great Barrier Reef. *Marine and Freshwater Research* 33:255-263.
- Purcell, S. W., A. Lovatelli, M. Vasconcellos and Y. Ye. 2010. Managing sea cucumber fisheries with an ecosystem approach. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Purcell, S. W., B. A. Polidoro, J.-F. Hamel, R. U. Gamboa and A. Mercier. 2014. The cost of being valuable: predictors of extinction risk in marine invertebrates exploited as luxury seafood. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 281:20133296.
- Reyes-Bonilla, H., G. Ramírez-Ortiz, M. D. Herrero-Pérezrul and L. E. Calderon-Aguilera. 2016. Subestimación de la abundancia del pepino café *Isostichopus fuscus* (Holothuroidea: Echinodermata) en muestreos diurnos con respecto a nocturnos en el Golfo de California. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87(2):519-522.
- Smirnov, A., A. Gebruk, S. Galkin and T. Shank. 2000. New species of holothurian (Echinodermata: Holothuroidea) from hydrothermal vent habitats. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 80:321-328.
- Tagliafico, A., M. S. Rangel and N. Rago. 2011. Distribución y densidad de dos especies de holoturoideos en la isla de Cubagua, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 59:843-852.
- Uthicke, S. 2001. Interactions between sediment-feeders and microalgae on coral reefs: grazing losses versus production enhancement. *Marine Ecology Progress Series* 210:125-138.

4.27 Actividad respiratoria de la comunidad microbiana en la corriente de California y Golfo de México

Villegas-Mendoza Josué¹; Maske-Rubach Helmut²; Cajal-Medrano Ramón¹ y Lara-Lara Rubén²

¹Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Tijuana-Ensenada km 106, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Tijuana-Ensenada No. 3918, CP 22860, Ensenada, Baja California, México,

Autor para correspondencia: jvillegas18@uabc.edu.mx

Resumen

Estudiar el proceso de la respiración en el ambiente marino es fundamental para la comprensión de la transferencia de carbono en la red trófica. Sin embargo, las dificultades metodológicas para cuantificar las tasas de respiración a menudo provocan la escasez de estos datos. En este trabajo se cuantificaron las tasas de consumo de oxígeno (R ; $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de la comunidad planctónica (R_{com}) y bacteriana ($< 0.8 \mu\text{m}$, R_{pro}) y, la abundancia bacteriana en una región representativa de la corriente de California y en las regiones de Perdido y la cuenca de Coatzacoalcos en el Golfo de México. La respiración se midió a través de cambios de la concentración de oxígeno en incubación en oscuridad de muestras naturales colectadas a diferentes profundidades (máximo de fluorescencia, mínimo de oxígeno, 500, 800 m y a las profundidades ópticas de 30% y 0.1% de luz incidente en la superficie). La concentración de oxígeno se cuantificó con sensores tipo optode (sistema Fibox 4, PreSens). Los resultados sugieren que en los distintos ambientes la mayor parte de la actividad respiratoria de los organismos planctónicos (R_{com}) se encuentra asociada a la actividad y abundancia de los procariotas heterótrofos. Se espera que al integrar esta información con otra generada en este proyecto (producción primaria, tasas de pastoreo, etc.) sea posible evaluar el balance global del presupuesto del carbono en la corriente de California y en el caso del Golfo de México estimar con mayor acierto las consecuencias e impactos de posibles derrames de hidrocarburos.

Palabras clave: *procariotas; consumo de oxígeno; abundancia bacteriana.*

Abstract

The knowledge of respiration rates in the marine environment is critical to understand the carbon transfer in the food web. However, due to methodological difficulties few respiration rates have been published. In this work, the oxygen consumption rates (R ; $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ day}^{-1}$) of the planktonic (R_{com}) and bacterial community ($< 0.8 \mu\text{m}$, R_{pro}), and abundance were quantified in a region considered representative of the California Current and in two regions of the Gulf of Mexico, the Perdido region and the basin of Coatzacoalcos. Respiration was measured in natural samples collected from different depths (maximum fluorescence, minimum oxygen, 500, 800 m and at optical depths of 30% and 0.1% of light incident at the surface). R was measured in dark-incubated samples by monitoring the oxygen concentration with optode sensors (Fibox 4 system, PreSens). Preliminary results suggest that in most environments most of the respiratory activity of planktonic organisms (R_{com}) is associated with the activity and abundance of heterotrophic prokaryotes. We are comparing R with concurrently obtained data: primary production, grazing rates, etc. The aim is to evaluate the overall balance of the carbon budget in the California Current, and in the case of the Gulf of Mexico to estimate the consequences and impacts of possible hydrocarbon spills.

Key words: *prokaryotes; oxygen consumption; abundance and bacterial production.*

Introducción

La generación de energía de los organismos vivos mediante el proceso respiratorio representa una enorme pérdida de materia orgánica de la biosfera del planeta. En el océano se consume la gran mayoría de toda la materia orgánica producida por la producción primaria (del Giorgio y Williams, 2005). Por esta razón, evaluar la magnitud de los procesos respiratorios en el medio marino es fundamental para la comprensión de los ciclos del carbono marino, del nitrógeno, del azufre y la transferencia de biomasa en la red trófica.

Las mediciones de respiración en el medio marino se basan en la estimación de procesos celulares como el consumo de oxígeno, la producción de dióxido de carbono y la evaluación *in vitro* de la actividad del sistema de transporte de electrones (ETS) mediante la adición de aceptores de electrones artificiales como las sales de tetrazolio.

A diferencia de las mediciones de producción primaria o secundaria en las que existe una base de datos relativamente grande, los datos sobre las tasas de respiración de las comunidades de plancton son escasos (del Giorgio y Williams, 2005; Robinson, 2008) principalmente debido a las dificultades técnicas asociadas a las bajas tasas de catabolismo microbiano. El objetivo de este trabajo es evaluar y comparar las tasas respiratorias medidas en tres ecosistemas pelágicos distintos, para profundizar el entendimiento de la transferencia del carbono en las redes tróficas de diferentes comunidades microbianas marinas en el Sistema de la Corriente de California y Golfo de México, mediante la cuantificación de las tasas de consumo de oxígeno (R ; $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de la comunidad planctónica (R_{com}) y bacteriana (R_{pro}), así como la abundancia de bacterias marinas.

Materiales y Métodos

Sitios de muestreo

Los sitios de estudio en la Corriente de California fueron dos estaciones, una costera de condiciones tipo mesotróficas, FLUCAR (31.67 LN, -116.69 LE) en octubre de 2015 y otra estación oceánica con condiciones oligotróficas MICMAR (31.60 LN, -116.87 LE) en febrero de 2016 (Figura 1A).

Los muestreos en el Golfo de México se llevaron a cabo en marzo de 2016, en seis estaciones, tres en la región de Perdido y tres en la cuenca de Coatzacoalcos (Figura 1B). Las muestras fueron colectadas de las profundidades correspondientes al máximo de fluorescencia, mínimo de oxígeno, superficie, 350, 500 y 800 m y a las profundidades ópticas de 30% y 0.1% de luz incidente en la superficie.

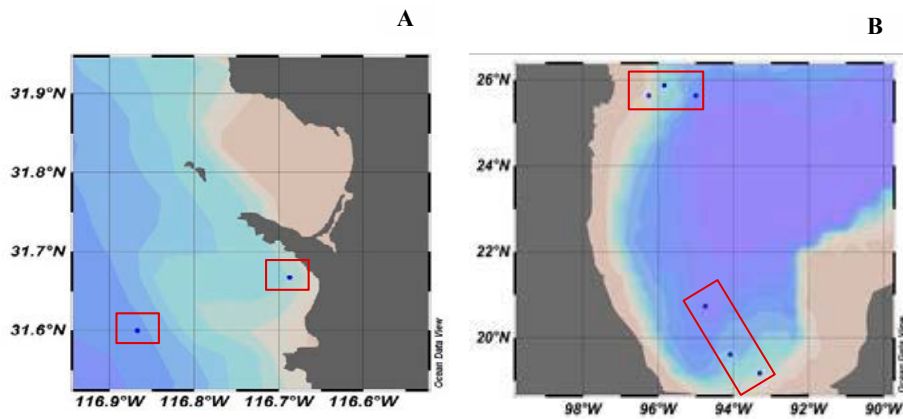


Figura 1. Estaciones de muestreo: A) Pacífico, estaciones FLUCAR y MICMAR; B) Golfo de México, estaciones en Perdido (norte) y Coatzacoalcos.

Abundancia bacteriana

Se fijaron muestras de 20 ml con formaldehído (2% solución final). Un volumen de muestra de 0.5 a 1 ml se incubó con DAPI (4', 6-diamino-2-fenilindol) por 10 min, se filtró inmediatamente con filtros negros de policarbonato de 0.2 μm (Poretics). El montaje de las preparaciones se realizó con una solución 50% glicerol y 50% PBS con p-fenilenediamina al 0.01%. Para observar al microscopio se agregó sobre el portaobjetos aceite de inmersión de baja fluorescencia. Para realizar los conteos celulares de las muestras del Golfo de México se utilizó un microscopio invertido Eclipse Ti-E (Nikon Instruments Inc.), usando el paquete informático de análisis de imágenes NIS-Elements de Nikon. Para determinar la abundancia de procariontas de las muestras del Pacífico se utilizó un microscopio de epifluorescencia Carl Zeiss con una lámpara de 175 W de xenón (Lambda LS, Sutter), se capturaron imágenes usando una cámara CCD (Clara E, Andor) con un motor para control de enfoque (Ludl Electronic Products Ltd., NY, USA), las imágenes obtenidas se procesaron con el paquete Micro-Manager (v 1.3.40, Vale Lab, UCSF).

Determinación de la respiración mediante el consumo de oxígeno de las comunidades planctónicas (procariontas y eucariotas marinos)

La concentración de oxígeno de las muestras de ambas regiones se midió utilizando sensores tipo optode (Marchand *et al.*, 2009; Berggren *et al.*, 2012; Villegas-Mendoza *et al.*, 2015), con el sistema Fibox 4 (PreSens, Regensburg, Alemania). La tasa de consumo de oxígeno se midió usando parches sensibles al oxígeno (SP-PSt3-NAU-YOP) en un incubador en oscuridad a una temperatura constante de 18 °C controlada por un termocirculador.

Resultados y Discusión

En la cuenca de Perdido la R_{com} varió de 0.7 a 7.2 $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Figura 2A), asociándose significativamente con la R_{pro} . Los valores de R_{pro} encontrados en los experimentos del presente estudio variaron entre 0.6 y 5.8 $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$, representando del 27 al 90.9% de la R_{com} (Figura 3A).

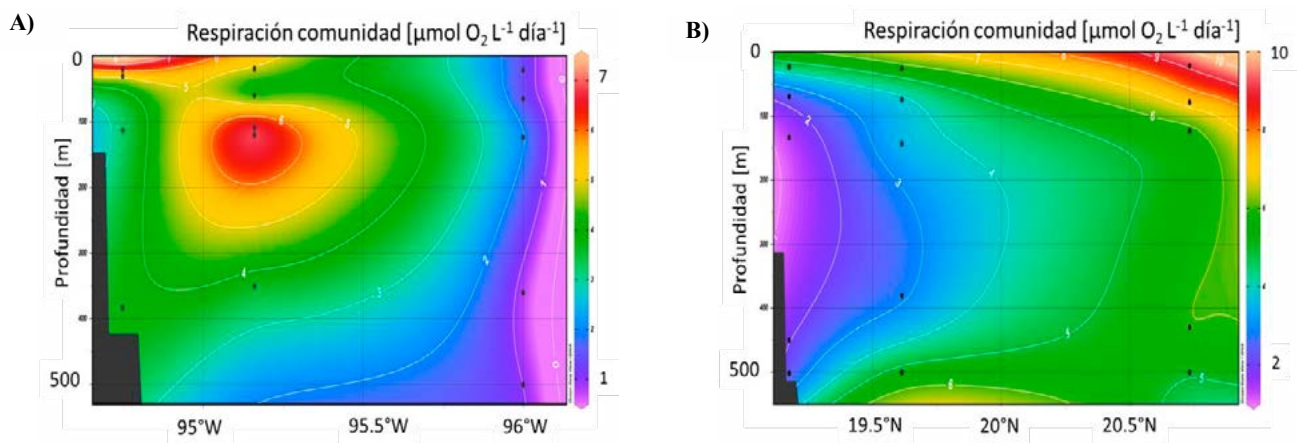


Figura 2. R_{com} en el Golfo de México: A) Cuenca de Perdido, B) Cuenca de Coatzacoalcos.

En la cuenca de Coatzacoalcos los valores de R_{com} encontrados variaron entre 1.4 y 9.2 $\mu\text{mol L}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Figura 2B), R_{pro} varió de 1.89 a 7.21 $\mu\text{mol L}^{-1} \text{ día}^{-1}$ y, al igual que en la cuenca de Perdido se asoció significativamente con R_{com} . R_{pro} fue de 30% a 100% de la R_{com} , siendo alta en la mayoría de las mediciones (Figura 3B). La actividad metabólica microbiana relativamente alta en la cuenca de Coatzacoalcos posiblemente se asoció a un surgimiento de agua producido por un proceso físico de meso-escala. Procesos de este tipo pueden poner a disposición de los productores primarios agua rica en

nutrientes la cual puede estimular su actividad y biomasa. El incremento observado en la actividad metabólica de la comunidad microbiana parece coincidir con un incremento de la entrada de material orgánico lábil al sistema. Es necesario establecer la capacidad de respuesta de las comunidades microbianas para estimar el efecto ambiental que tendría un eventual derrame de hidrocarburos en esta región (Figuras 2B y 3B).

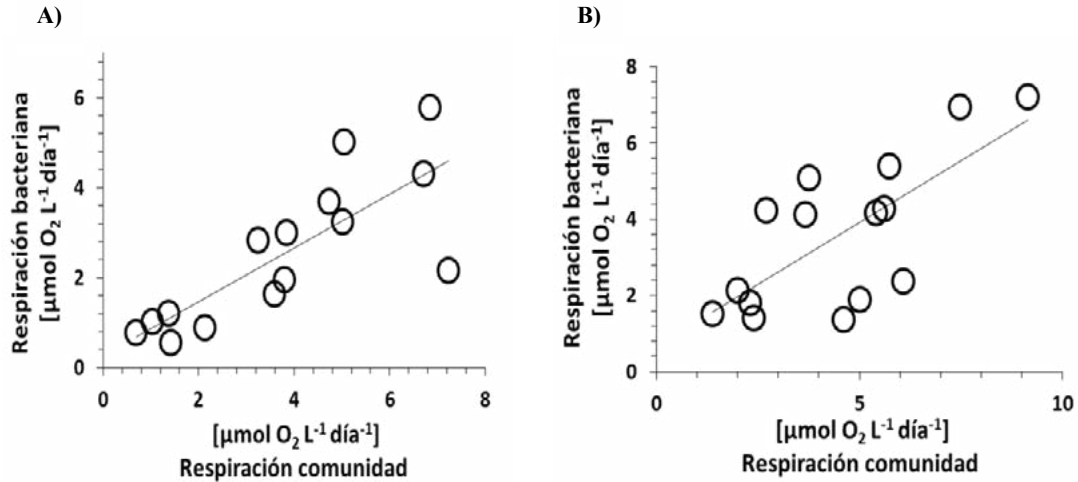


Figura 3. R_{pro} versus R_{com} en el Golfo de México: A) Cuenca de Perdido; $y=0.6x+0.27$, $r^2=0.79$, $p\leq 0.05$. B) Cuenca de Coatzacoalcos; $y=0.64x+0.6$, $r^2=0.51$, $p\leq 0.05$.

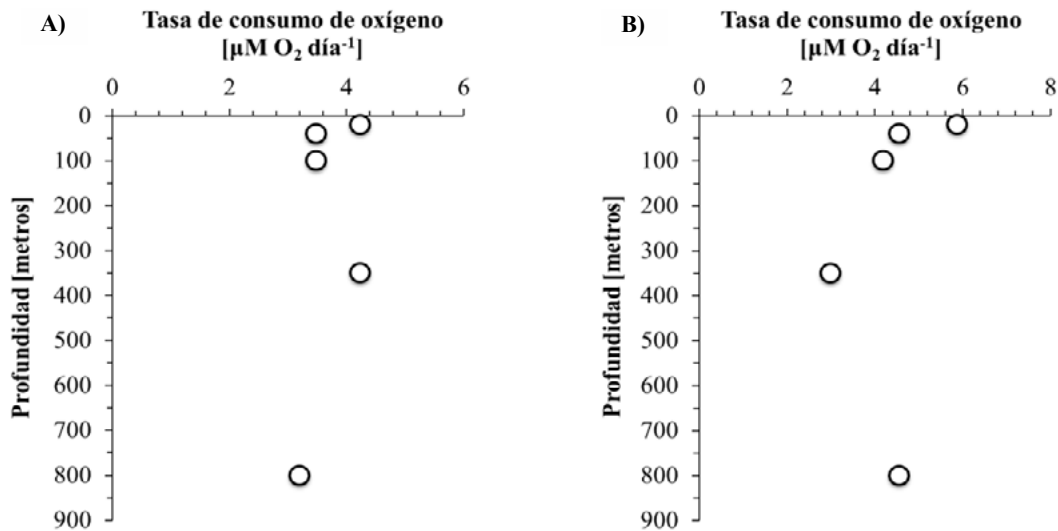


Figura 4. Tasas respiratorias en estación MICMAR: A) R_{pro} . B) R_{com} .

En la estación MICMAR, R_{com} varió de 3.0 a 5.88 $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$. Los valores de R_{pro} variaron entre 3.2 y 4.24 $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$, representando del 70 al 10 % de la R_{com} (Figura 4A y 4B). En la estación FLUCAR R_{com} varió de 2.27 a 21.48 $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$. Los valores de R_{pro} variaron entre 3.25 y 10.95 $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$, representando del 26 al 70% de la R_{com} (Figuras 5A y 5B).

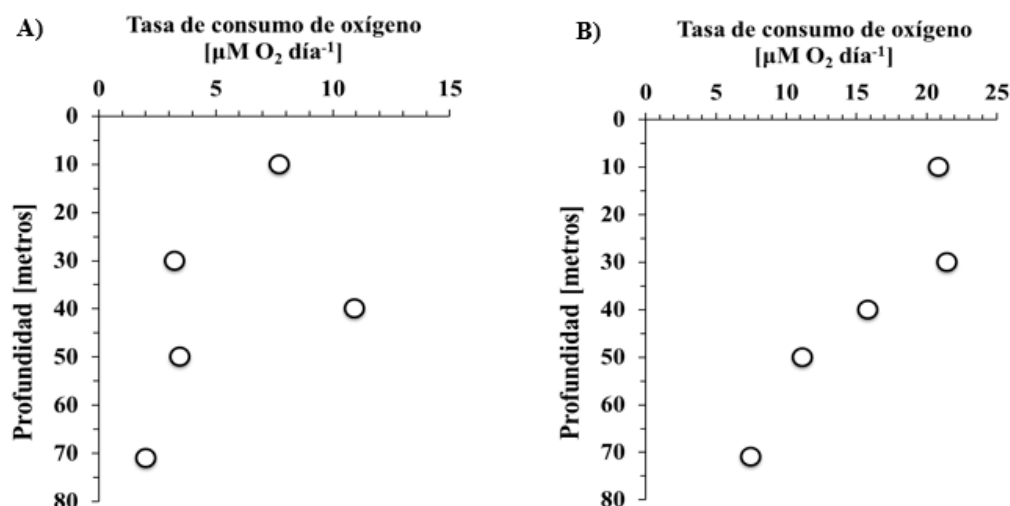


Figura 5. Tasas respiratorias en estación FLUCAR: A) R_{pro} . B) R_{com} .

Conclusiones

Los resultados preliminares sugieren que en las dos regiones oligotróficas del Golfo de México la mayor parte (entre 27 y 100%) de la actividad respiratoria de los organismos planctónicos (R_{com}) se encuentra asociada a la actividad y abundancia de los procariotas heterótrofos. En la estación mesotrófica de la corriente de California la respiración bacteriana es menor (hasta en un 60%). El consumo de oxígeno en las distintas regiones muestra una aparente relación con la productividad propia de cada sitio. El incremento en la concentración de sustrato estaría influenciando positivamente el crecimiento y la respiración de las distintas comunidades microbianas. Sin embargo, falta considerar el papel de fagos y depredadores en la regulación de la biomasa y actividad de las comunidades de procariotas heterótrofos. Esta información será integrada con datos de producción primaria, tasas de pastoreo y, otras variables, para evaluar el balance global del presupuesto del carbono en la corriente de California. Es de particular interés el caso del Golfo de México donde la actividad heterotrófica bacteriana es mayor al 60% del total planctónico por lo que la incorporación de la información sobre la actividad procariota puede ser central para evaluar posibles impactos por derrames de hidrocarburos en este ecosistema.

Agradecimientos

Investigación apoyada por el CONACYT y la Secretaría de Energía, a través del Fondo Sectorial CONACYT-Secretaría de Energía-Hidrocarburos, proyecto 201441. Contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM).

Literatura citada

- Berggren, M., J. Lapierre and P. del Giorgio. 2012. Magnitude and regulation of bacterioplankton respiratory quotient across freshwater environmental gradients. *ISME Journal: Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology* 6:984–993.
- del Giorgio, P. and P. Williams. 2005. The global significance of respiration in aquatic ecosystems: from single cells to the biosphere. *In*: P. del Giorgio and P. Williams (Eds.). *Respiration in aquatic ecosystems*. Oxford University Press, NY. pp. 267–303.
- Marchand, D., Y. Prairie and P. del Giorgio. 2009. Linking forest fires to lake metabolism and carbon dioxide emissions in the boreal region of Northern Quebec. *Global Change Biology* 15:2861–2873 DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01979.x.
- Robinson, C. 2008. Heterotrophic bacterial respiration. *In*: D. L. Kirchman (Ed.). *Microbial ecology of the oceans*. 2nd Edition. Wiley-Liss, Hoboken, N. J. pp. 299–334.
- Villegas-Mendoza, J., R. Cajal-Medrano and H. Maske. 2015. INT (2-(4-Iodophenyl)-3-(4-Nitrophenyl)-5-(Phenyl) Tetrazolium Chloride) Is Toxic to Prokaryote Cells Precluding Its Use with Whole Cells as a Proxy for In Vivo Respiration. *Microbial Ecology* 70:1004-1011 DOI:10.1007/s00248-015-0626-3.

4.28 Flujos de CO₂ aire-mar estimados en el Pacífico oriental tropical mexicano

Sosa-Avalos Ramón¹; Sámano-Rodríguez Clara A.²; Sánchez-Nava Rosalinda²; Silva-Iñiguez Lidia² y Chavez Francisco P.³

¹Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima. Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Km 20. Manzanillo, México. CP 28860.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Km 20. Manzanillo, México. CP 28860.

³Monterey Bay Aquarium Research Institute. 7700 Sandholdt Road, Moss Landing, CA. CP. 95039-9644.

Autor para correspondencia: rsosa@uacol.mx

Resumen

Se presentan los resultados de los flujos de carbono (FCO₂) entre la atmósfera y el mar en una zona tropical del Pacífico mexicano, los cuales fueron estimados a partir de datos generados por un sistema de monitoreo costero (boya) que estuvo funcionando en 2011. Adicionalmente, se hicieron mediciones en cinco estaciones localizadas en las Bahías de Manzanillo en 2011 y 2013. En general, la zona tropical presentó FCO₂ negativos de marzo a julio, indicando que el mar se comportó como sumidero de CO₂ atmosférico durante este periodo, excepto en abril en donde el mar actuó como fuente de carbono hacia la atmósfera. Los FCO₂ calculados a partir de la información generada por la boya representan mejor los diferentes procesos que ocurren en el mar en esta zona tropical.

Palabras clave: *sumidero y fuente de CO₂; boya oceanográfica; Bahías de Manzanillo.*

Abstract

The results of the carbon fluxes (FCO₂) between the atmosphere and the sea in a tropical zone of the Mexican Pacific are presented, which were estimated from data generated by a coastal mooring system (buoy) that was in operation in 2011. In addition, measurements were made at five stations located in the Bays of Manzanillo in 2011 and 2013. In general, the tropical zone presented negative FCO₂ from March to July, indicating that the sea behaved like atmospheric CO₂ sink during this period, except in April where the sea acts as a carbon source into the atmosphere. The FCO₂ calculated from the information generated by the buoy better represent the different processes that occur at sea in this tropical zone.

Key words: *sink and source of CO₂; oceanographic buoy; Manzanillo Bays.*

Introducción

El ciclo del carbono en mares costeros ha sido perturbado por actividades antropogénicas a partir de la revolución industrial (Bauer *et al.*, 2013). Estos ecosistemas junto con las márgenes continentales, representan una importante asimilación de CO₂ de aproximadamente 15% a 30% de la producción primaria oceánica (Gattuso *et al.*, 1999). Sin embargo, las estimaciones globales de los flujos de CO₂ (FCO₂) entre el aire y el mar son muy inciertas en los mares costeros (Borges *et al.*, 2005), los cuales muestran claramente una fuerte variabilidad estacional. Estas áreas presentan muy intensos intercambios de CO₂ en la interfase aire-agua, actuando como sumidero (Degrandpré *et al.*, 2002; Borges *et al.*, 2006; Laruelle *et al.*, 2014) o fuente (Cai *et al.*, 2003; Shadwick *et al.*, 2011; Laruelle *et al.*, 2014) con respecto a la atmósfera.

Diversos autores han realizado estimaciones globales de los FCO₂ entre el aire y el mar, sugiriendo un hundimiento de CO₂ atmosférico del orden de 1.0 Pg C año⁻¹ (Tsunogai *et al.*, 1999). Sin embargo,

Borges *et al.* (2005) reportaron que los mares costeros actúan como fuertes sumideros de carbono fijando alrededor de $0.45 \text{ Pg C año}^{-1}$. Mientras que otros autores (Chen y Borges, 2009; Laruelle *et al.*, 2010; Cai, 2011; Chen *et al.*, 2013; Dai *et al.*, 2013) calcularon que los mares costeros fijan entre $0.21\text{-}0.4 \text{ Pg C año}^{-1}$. Recientemente, Laruelle *et al.* (2014) estimaron de manera global que los mares costeros asimilan $0.19 \text{ Pg C año}^{-1}$, que es una cantidad significativamente menor a lo que se había obtenido antes.

En México las mediciones de los flujos de carbono en los mares y costas son en general muy escasas, la mayoría de los estudios se han realizado en el Océano Pacífico. De la Cruz-Orozco *et al.* (2010) y Hernández-Ayón *et al.* (2010) reportaron que la región frente a la Península de Baja California se comporta en promedio como una fuente ligera de CO_2 durante el verano y otoño, mientras que en invierno y primavera la región se comportó como sumidero de CO_2 . Franco *et al.* (2014) reportaron FCO_2 entre el aire y el mar de -0.4 a $2.5 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en noviembre de 2009 y, durante agosto fue de -4.4 a $3.3 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. En general la zona norte del área de estudio se comportó como una débil fuente de CO_2 a la atmósfera y, la zona sur actuó como un sumidero débil. Sosa-Avalos *et al.* (2016) estimaron en promedio FCO_2 en una estación de las Bahías de Manzanillo de $-0.22 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. El objetivo del presente estudio es mostrar los resultados de los FCO_2 que se han realizado en la zona tropical de Manzanillo, a través de mediciones generadas por una boya oceanográfica y monitoreos discretos.

Materiales y Métodos

Se realizaron muestreos mensuales en cinco estaciones en las bahías de Manzanillo y Santiago en 2011 y en 2013 (Figura 1). El agua fue colectada de cuatro profundidades discretas para medir pH, temperatura, salinidad y alcalinidad total, a partir de esta información se estimaron el carbono inorgánico disuelto y pCO_2 del agua utilizando el programa CO2SYS (Lewis y Wallace, 1998), con las constantes de equilibrio propuestas por Mehrbach *et al.* (1973) y redefinidas por Dickson y Millero (1987). La pCO_2 de la atmósfera de cada muestreo fue obtenida de la base de datos de Scripps de la estación La Jolla en San Diego, CA. Las mediciones de pH y alcalinidad total fueron realizadas de acuerdo a los métodos descritos por Dickson *et al.* (2007). Adicionalmente, se colocó una boya oceanográfica en la estación 1 que midió la pCO_2 de aire y mar, temperatura y salinidad cada 3 h de marzo a junio de 2011.

Flujos de CO_2

El flujo de CO_2 (FCO_2 ; $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) a través de la interface atmósfera-oceano de todos los datos generados en 2011 por la boya, mediciones discretas y de 2013 fueron calculados por la Ecuación 1.

$$\text{FCO}_2 = K\alpha(\Delta\text{pCO}_2) \quad (1)$$

donde, k es el coeficiente de la velocidad de transferencia del CO_2 , α es el coeficiente de solubilidad del CO_2 en agua de mar y ΔpCO_2 fue estimada como la diferencia entre las presiones parciales del CO_2 en la superficie del mar y de la atmósfera (Expresión 2)

$$\Delta\text{pCO}_2 = \text{pCO}_{2(\text{mar})} - \text{pCO}_{2(\text{atm})} \quad (2)$$

Wanninkhof (1992) calculó la relación entre el viento y la velocidad de transferencia del gas para mediciones instantáneas de viento, a partir de datos de anemómetros de barcos o dispersómetros (imágenes de satélite) (Fórmula 3).

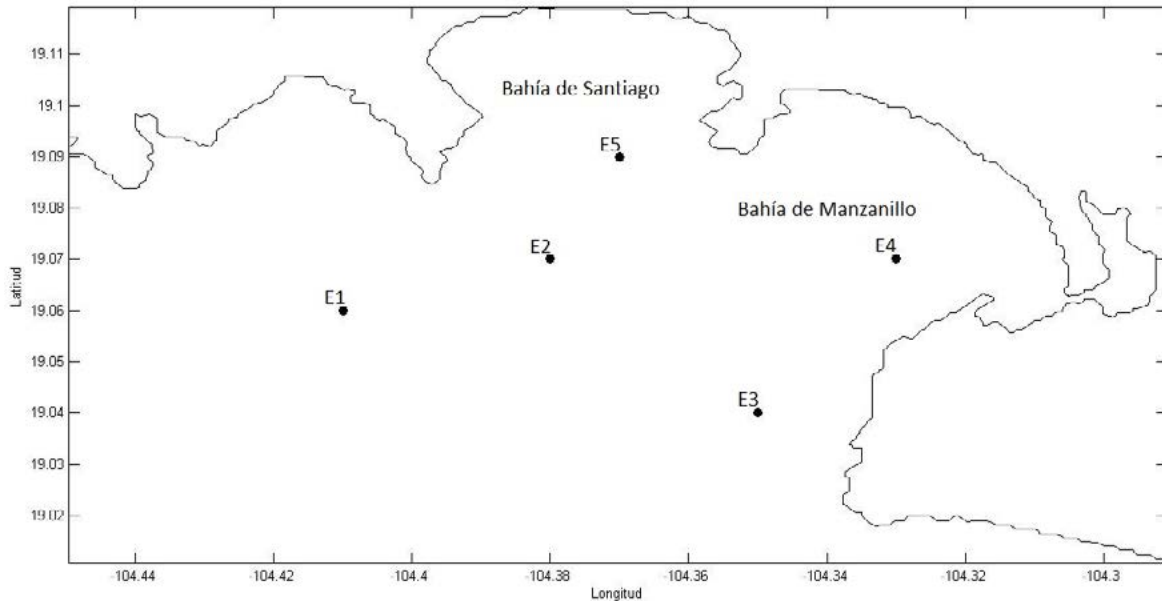


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en el área de estudio.

$$k = 0.31u^2 \left(\frac{Sc}{660}\right)^{-0.5} \quad (3)$$

donde, k está en cm h^{-1} , 0.31 es el factor de escalamiento de la transferencia del gas (Γ), u es la velocidad del viento a 10 m (m s^{-1}) y Sc es el número de Schmidt (adimensional), el cual es la relación de la viscosidad molecular para el agua de mar sobre la difusividad molecular de un gas específico en el agua de mar y es fuertemente dependiente de la temperatura superficial del mar, para el CO_2 (Fórmula 4).

$$Sc = 2073.1 - 125.62t + 3.6276t^2 - 0.043219t^3 \quad (4)$$

La velocidad del viento promedio diario fue obtenida de la estación meteorológica del aeropuerto internacional Playa de Oro de Manzanillo, mientras que el coeficiente de solubilidad del CO_2 ($\text{mol l}^{-1} \text{atm}^{-1}$) en agua de mar (α) fue calculado a partir de la Expresión 5, de Weiss (1974):

$$\alpha = \exp\left(\frac{9345.17}{T} - 60.2409 + 23.3585 \ln \frac{T}{100} + S \left[0.023517 - 0.00023656T + 0.0047036 \left(\frac{T}{100}\right)^2\right]\right) \quad (5)$$

donde, T es la temperatura superficial del mar ($^{\circ}\text{K}$) y S es la salinidad.

Resultados y Discusión

El FCO_2 fue estimado a partir del promedio de la velocidad del viento por día utilizando las mediciones de cada 3 h obtenidas de la boya anclada en la estación 1. La Figura 2 muestra que el FCO_2 entre la atmósfera y el mar varió 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 (datos representados con triángulos negros), comportándose la Bahía de Manzanillo como fuente de carbono de abril a junio y como sumidero de CO_2 atmosférico en marzo. Adicionalmente, se realizaron estimaciones de FCO_2 en las Bahías de Manzanillo de marzo a junio de 2011, cuyos valores cambiaron de -13.26 a $26.52 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en mayo y abril, respectivamente (Figura 2: Clara_2011).

El agua de mar de esta zona tropical se comportó principalmente como sumidero de CO_2 atmosférico en marzo, mayo y junio y, fue fuente de carbono hacia la atmósfera en abril. Sin embargo, cuando se utilizó la $\Delta p\text{CO}_2$ derivada de las mediciones de la boya para estimar el FCO_2 , éste varió de $-3.49 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en marzo a $17.06 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en abril, actuando las Bahías de Manzanillo como fuente de carbono hacia la atmósfera en abril y junio y, como sumidero de CO_2 atmosférico en marzo y mayo

(Figura 2: Clara_2011_B). En 2013, se hicieron estimaciones de FCO_2 que cambiaron desde -28.01 a $6.25 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en mayo y abril, respectivamente, funcionando las Bahías de Manzanillo como sumidero de CO_2 en mayo y julio y, fuente de CO_2 en abril (Figura 2: R_2013). En general, se observó que esta zona tropical se comporta en promedio como fuente de CO_2 en abril como resultado del efecto de eventos de surgencia costera (Figura 3) de corto periodo, mientras que en marzo y mayo las aguas costeras actúan como sumidero de CO_2 , asociadas con el proceso fotosintético del fitoplancton y al periodo de relajación de las surgencias (Figura 3).

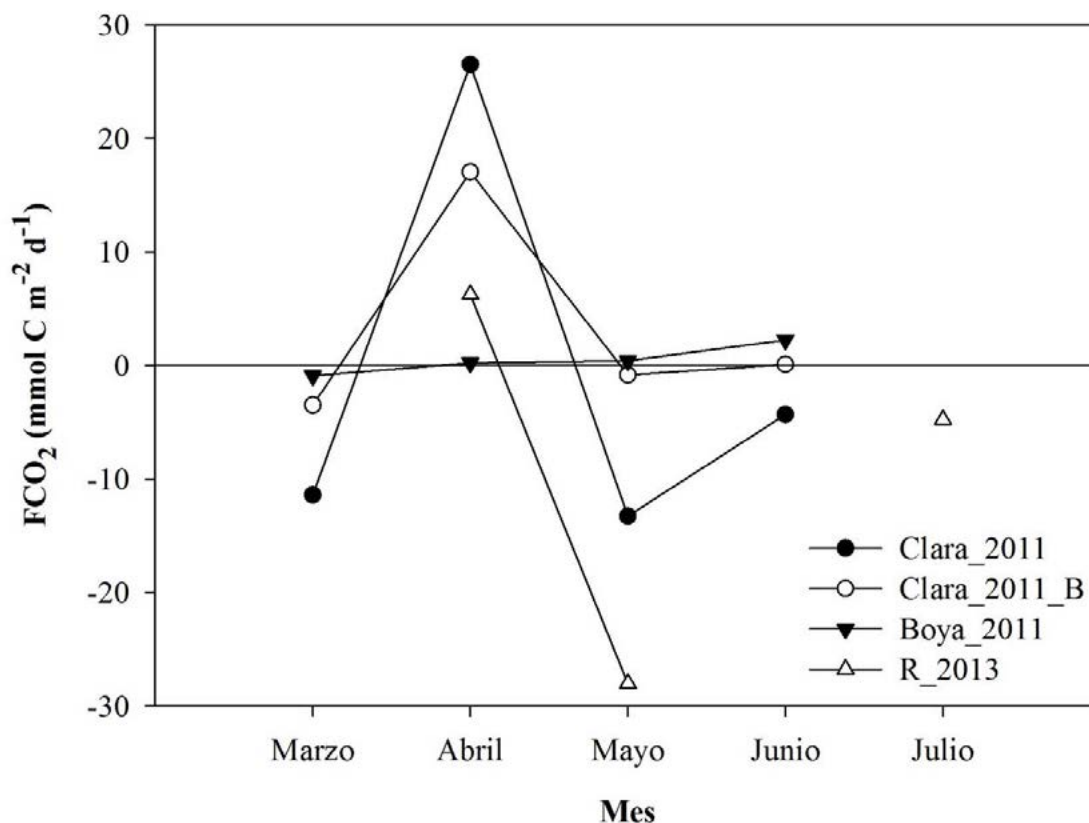


Figura 2. Variación temporal de los flujos de CO_2 entre la atmósfera y el agua en las Bahías de Manzanillo.

Sámamo-Rodríguez (2013) y Sánchez-Nava (2015) han reportado que las bahías de Manzanillo se comportaron en general como sumidero de CO_2 atmosférico de marzo a julio, excepto en abril que actuó como fuente de carbono hacia la atmósfera. Esto fue debido al consumo biológico y a los efectos físicos que pudieron favorecer el intercambio de CO_2 entre el aire y el mar, como resultado de la mezcla vertical. En abril los flujos positivos estuvieron asociados a surgencias costeras y advección vertical de agua subsuperficial con alto CO_2 y bajo pH. Sánchez-Nava (2015) determinó que en promedio las bahías se comportaron como sumidero de carbono atmosférico ($-3.21 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Franco *et al.* (2014) reportaron FCO_2 entre el aire y el mar en el Pacífico oriental tropical mexicano en noviembre de 2009, indicando que la región actuó como una fuente débil de carbono, mientras que en agosto de 2010 el océano se comportó como fuente débil de CO_2 hacia la atmósfera frente a Jalisco-Colima y, como sumidero débil frente a Guerrero debido al consumo biológico.

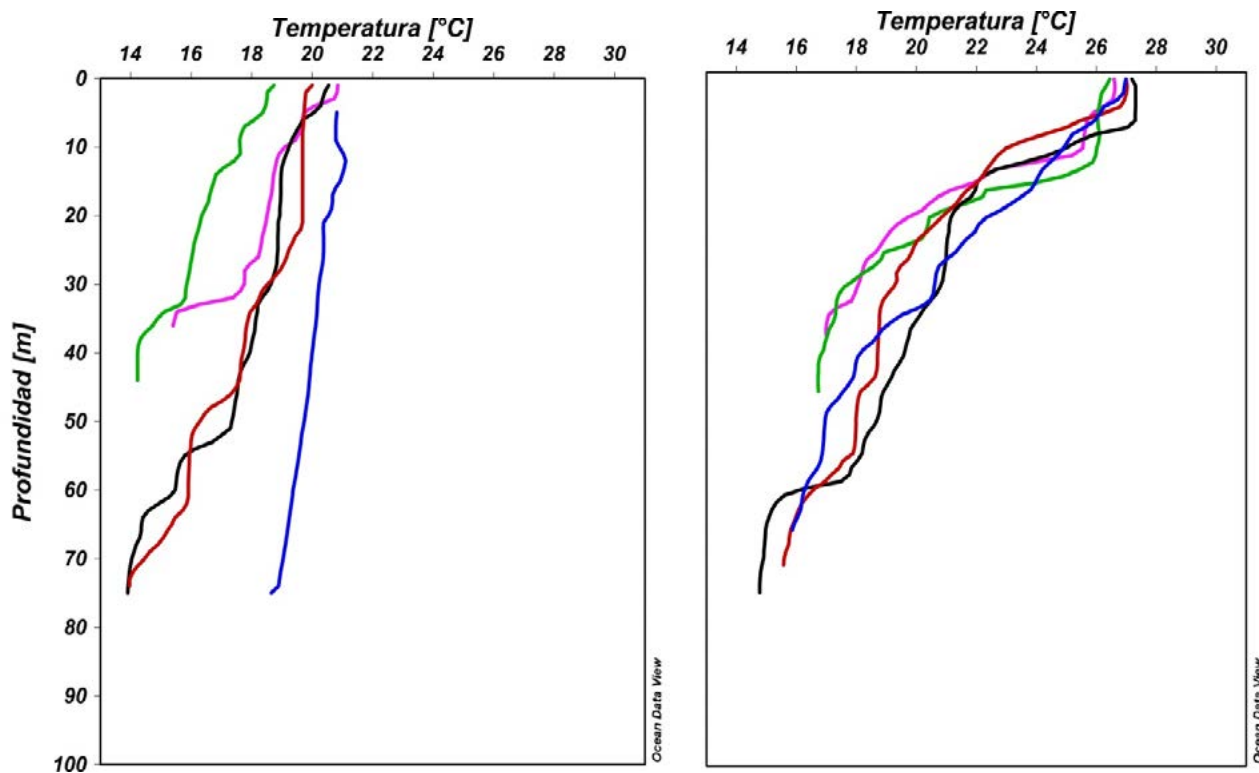


Figura 3. Perfiles verticales de la temperatura medida a través de la columna de agua en las Bahías de Manzanillo. Abril (panel izquierdo) y mayo (panel derecho).

Conclusiones

Los flujos de CO₂ entre el aire y el mar estimados con los datos generados por la boya, fueron diferentes y más de dos veces menores con los calculados en muestreos mensuales realizados en 2011 y 2013. En general, los FCO₂ fueron positivos en abril, actuando la zona tropical como fuente de carbono hacia la atmósfera, como resultado de eventos de surgencias y advección de agua con alto CO₂, mientras que en el resto de los meses el mar se comportó como sumidero de CO₂ atmosférico, asociado a procesos biológicos como fotosíntesis del fitoplancton. Los FCO₂ estimados en cada crucero durante 2011 y 2013, representan el valor de un día de un determinado mes, mientras que los FCO₂ calculados a partir de los datos de la boya representan el promedio de la serie de tiempo de todo el mes.

Las mediciones proporcionadas por la boya, sin duda, representan mejor los procesos que ocurren en una determinada zona, por esta razón, se pondrá en operación un sistema más completo en Manzanillo que generará información cada hora. Adicionalmente, se está analizando la posibilidad de colocar otra boya en la zona oceánica frente a Manzanillo, con la intención de tener las dos señales; costa y océano.

Literatura citada

- Bauer, J. E., W.-J. Cai, P. A. Raymond, T. S. Bianchi, C. S. Hopkins and P. A. G. Regnier. 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature* 504:61–70 DOI:10.1038/nature12857.
- Borges, A. V., B. Delille and M. Frankignoulle. 2005. Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: Diversity of ecosystems counts. *Geophysical Research Letters* 32:L14601 DOI:10.1029/2005GL023053.
- Borges, A. V., L. S. Schiettecatte, G. Abril, B. Delille and F. Gazeau. 2006. Carbon dioxide in European coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70:375–387.
- Cai, W. J., Z. A. Wang and Y. Wang. 2003. The role of marsh-dominated heterotrophic continental in transport of CO₂ between the atmosphere, the land-sea interface and the ocean. *Geophysical Research Letters* 30:4.
- 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. 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 Research Part II* 56:578–590, DOI:10.1016/j.dsr2.2009.01.001.
- Chen, C. T. A., T. H. Huang, Y. C. Chen, Y. Bai, X. He and Y. Kang. 2013. Air-sea exchanges of CO₂ in the world's coastal seas, *Biogeosciences* 10:6509–6544 DOI:10.5194/bg-10-6509-2013.
- Dai, M., Z. Cao, 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? *Geophysical Research Letters* 40:2154–2158 DOI:10.1002/grl.50390.
- Degrandpré, M. D., G. J. Olbu, M. Beatty and T. R. Hammar. 2002. Air-sea CO₂ fluxes on the US Middle Atlantic Bight. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49:4355–4367.
- De La Cruz, O. M. E., J. E. Valdez H., G. Gaxiola C., M. Mariano M. y T. L. Espinosa C. 2010. Flujos de CO₂ océano-atmósfera. In: G. Gaxiola C. y R. Durazo (Eds.). *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007*. pp. 165-179.
- Dickson, A. G. and F. J. Millero. 1987. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 34(10):1733-1743.
- Dickson, A. G., C. L. Sabine and J. R. Christian. 2007. Guide to best practices for ocean CO₂ measurements. PICES Special Publication 3. 191 p.
- Franco, N. A. C., J. M. Hernández A., E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber L., R. Castro and R. Sosa Á. 2014. Air-sea CO₂ fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region of Mexico. *Journal of Geophysical Research* 119:2923-2937.
- Gattuso, J.-P., D. Allemand and M. Frankignoulle. 1999. Photosynthesis and calcification at cellular, organismal and community levels in coral reefs: A review on interactions and control by carbonate chemistry. *American Zoologist* 39:160–183.
- Hernández, A. J. M., G. Gaxiola C., F. Chavez, T. Takahashi, D. Feely, C. L. Sabine, B. Hales y R. Lara L. 2010. Variabilidad espacial y temporal del flujo de CO₂ océano-atmósfera. In: G. Gaxiola C. y R. Durazo (Eds.). *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007*. SEMARNAT, INE, CICESE, UABC. pp. 197-208.
- Laruelle, G. G., H. H. Dürr, C. P. Slomp and A. V. Borges. 2010. Evaluation of sinks and sources of CO₂ in the global coastal ocean using a spatially-explicit typology of estuaries and continental shelves. *Geophysical Research Letters* 37:L15607 DOI:10.1029/2010GL043691.
- Laruelle, G. G., R. Lauerwald, B. Pfeil and P. Regnier. 2014. Regionalized global budget of the CO₂ exchange at the air-water interface in continental shelf seas. *Global Biogeochemical Cycles* 28:1199–1214.
- Lewis, K. and D. W. R., Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations.
- Mehrbach, C., C. H., Culberson and R. M. Pytkowicz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbon acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnology and Oceanography* 18:481-907.
- Sámamo-Rodríguez, C. A. y R. Sosa A. 2013. Variación temporal de pH y CID en las bahías de Manzanillo, Colima. En: F. Paz, 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, Colegio de Postgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo, Instituto Tecnológico y Estudios Superiores de Monterrey, Texcoco, México. pp. 461-466.
- Sánchez-Nava, R. 2015. Flujos de CO₂ entre la atmósfera y las aguas costeras de las Bahías de Manzanillo y Santiago. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima.
- Shadwick, E. H., H. Thomas, K. Azetsu-Scott, B. J. W. Greenan, E. Head and E. Horne. 2011. Seasonal variability of dissolved inorganic carbon and surface water pCO₂ in the Scotian Shelf region of the Northwestern Atlantic. *Marine Chemistry* 124:23-37.
- Sosa, A. R., F. Chávez, G. Gaxiola C. y L. Silva I. 2016. Flujos de CO₂ entre la atmósfera y el océano en el Pacífico tropical mexicano. 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 en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A. C. y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México, México. pp. 439-445.
- Tsunogai, S., S. Watanabe and T. Sato. 1999. Is there a “continental shelf pump” for the absorption of atmospheric CO₂? *Tellus* 51:701 DOI:10.1034/j.1600-0889.1999.t01-2-00010.x.

4.29 Assessment of Carbon and Water Use Efficiency of the Ecosystems in the Yucatan Peninsula

Uuh-Sonda Jorge M.^{1,2}; Gutiérrez-Jurado Hugo A.^{1,2,3}; Figueroa Espinoza Bernardo^{1,2} y Méndez-Barroso Luis A.^{2,4}

¹Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Colón No. 503F x Av. Reforma y 62, Col. Centro, Mérida, Yucatán, C.P. 97000, México.

²Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera, Puerto de Abrigo, Sisal, Yucatan, Mexico.

³Department of Geological Sciences, University of Texas at El Paso, 500 W. University Avenue, El Paso, TX. 79962 E.U.A

⁴Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Calle 5 de Febrero 818 sur, Colonia Centro. C.P. 85000. Ciudad Obregón, Sonora. México.

Autor para correspondencia: juuhs@iingen.unam.mx

Resumen

La Península de Yucatán alberga más de un sexto de las selvas tropicales de México y contiene una diversa gama de ecosistemas altamente productivos, con altas tasas de asimilación de carbono. Sin embargo, el funcionamiento y dinámicas de transformación de energía y uso de agua de estas selvas permanecen inexplorados. Más aun, el hecho de que la Península es susceptible a frecuentes eventos climáticos extremos como sequías, ciclones y tormentas tropicales, lleva a la pregunta sobre la resiliencia de estos ecosistemas ante tales perturbaciones climáticas. Este estudio evaluó las dinámicas espacio-temporales de la producción primaria bruta (GPP por sus siglas en inglés) y de las tasas de eficiencia de uso de agua de los ecosistemas (WUE por sus siglas en inglés) como una medida indicativa de la resiliencia de las selvas ante condiciones de sequía o humedad anormales. Se usaron datos de evapotranspiración y productividad del satélite MODIS-Terra y datos de lluvia del satélite TRMM, para construir series de tiempo y, se analizaron las estadísticas y estacionalidad de GPP y WUE para los ecosistemas de la Península. Los resultados confirman la correspondencia de GPP y WUE con el gradiente climático observado en la Península; muestran que el GPP y el WUE están en fase con la temporada de lluvias para los ecosistemas perennifolios y fuera de fase con los caducifolios y, que la productividad de estos ecosistemas muestra un efecto de memoria, respondiendo más a la trayectoria de las condiciones climáticas pasadas que a eventos extremos puntuales.

Palabras clave: *evapotranspiración; Producción Bruta-Primaria.*

Abstract

The Peninsula of Yucatan is host to more than one sixth of the tropical forests in México and contains a diverse number of ecosystems. These forests are considered to be highly productive ecosystems with high carbon assimilation capacities. Nevertheless, their dynamics and functioning remain largely unexplored. Furthermore, because the Peninsula is prone to frequent climatic perturbations from extreme events such as droughts and tropical storms, the response and resilience of these ecosystems to these events remains an open question. In this study assess the spatio-temporal dynamics of GPP and the ecosystem level Water Use Efficiency (WUE) as a mean to quantify their resilience, under above average dry and wet conditions through analyses of remotely sensed data from the MODIS-Terra and TRMM satellites. Results confirm that GPP and WUE follow a moisture gradient from a drier west-northwest to a wetter east-southeast; that GPP and WUE are in phase with the rainy season in the evergreen forests but out of phase in the deciduous forests; and that the productivity of these ecosystems shows a legacy effect, responding more to a defined time trajectory rather than to punctual climatic extremes, with implications on the resilience of these ecosystems to natural perturbations of climate.

Key words: *evapotranspiration; Gross-Primary-Production.*

Introducción

El aumento de la variabilidad climática ha propiciado cambios rápidos y dramáticos en la cobertura vegetativa en vastas regiones del planeta (Breshears *et al.*, 2005; Allen *et al.*, 2010). Estos cambios por la pérdida de cobertura vegetativa transforman la capacidad de estas regiones de fijar carbono (CO₂), captar y almacenar humedad en el suelo y subsuelo y afectan la capacidad de retención de esa humedad para el aprovechamiento humano y de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Este fenómeno puede ser particularmente dramático en ecosistemas tropicales y ha sido documentado ya en diversas regiones del mundo (Allen *et al.*, 2010). En México se han reportado cambios sustanciales en la variabilidad climática. Según el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC, 2015), México se ha vuelto más cálido desde la década de 1960, aumentando su temperatura promedio a escala nacional en 0.85 grados y sus temperaturas invernales en 1.3 grados. También se proyecta a nivel nacional la disminución de lluvias y el aumento de sequías prolongadas (INECC, 2015). En la península de Yucatán (PY), donde se concentra más del 15% de las selvas tropicales de México (INEGI, 2011), los posibles efectos en la productividad y resiliencia de los ecosistemas ante las tendencias del clima a volverse más cálido y aumentar la frecuencia e intensidad de las sequías no han sido evaluados. Por otro lado, la ubicación de la PY en una zona con una alta ocurrencia de eventos ciclónicos (*e.g.*, huracanes y tormentas tropicales; NOAA, 2014), la hacen susceptible a eventos climáticos extremos con el potencial de impactar la productividad y resiliencia de sus ecosistemas y en consecuencia la capacidad natural del país de contribuir a la fijación de CO₂ atmosférico. Este estudio tiene como objetivos: 1) Caracterizar y cuantificar a nivel intra e interanual la dinámica espacio-temporal de la asimilación carbono (GPP, producción primaria bruta) de los principales ecosistemas de la Península de Yucatán (PY), para determinar los rangos normales de esta variable y poder evaluar el efecto de los extremos climáticos en ellos y, 2) Evaluar la respuesta del GPP ante extremos climáticos (sequía y años húmedos), por medio de la cuantificación de la eficiencia de uso de agua (water use efficiency, WUE por sus siglas en inglés) de sus principales ecosistemas.

Materiales y Métodos

Para evaluar la dinámica intra e interanual del uso de agua y asimilación de carbono (CO₂) de los ecosistemas en la PY (Figura 1), se emplearon series de tiempo de los productos de ET (MOD16A2) y de GPP (MOD17A2) de la plataforma MODIS (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer; <http://modis.gsfc.nasa.gov/>) a bordo del satélite Terra y de lluvia (PPT) del satélite TRMM (TRMM-3B42). El Cuadro 1 muestra las características de los datos empleados.

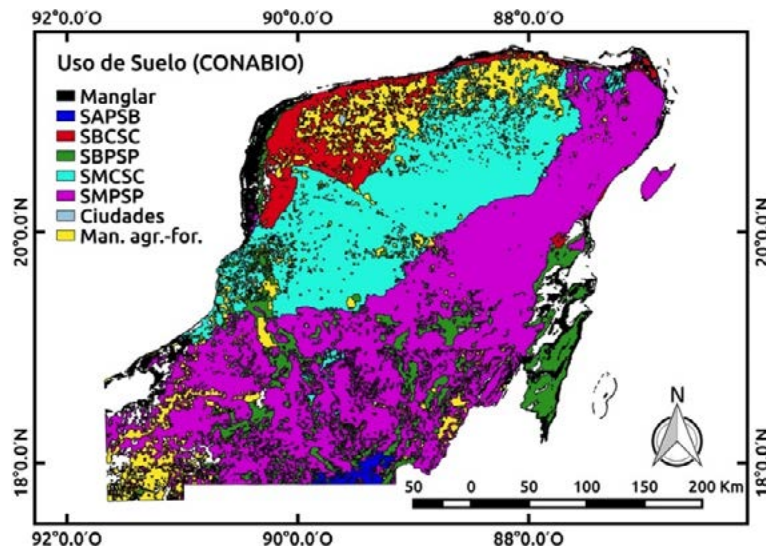


Figura 1. Ecosistemas representativos de la Península de Yucatán. Mapa: CONABIO.

Cuadro 1. Especificaciones de imágenes MODIS empleadas.

| Variable | Producto | Periodo de los datos | Resolución Temporal | Resolución espacial | Total de datos | Referencia |
|----------|-----------|----------------------|---------------------|---------------------|----------------|---------------------------|
| ET | MOD16A2 | 1/2000–12/2014 | 8 d | 1 km | 690 | Mu <i>et al.</i> (2011) |
| GPP | MOD17A2 | 1/2000–12/2014 | 8 d | 1 km | 690 | Zhao <i>et al.</i> (2005) |
| PPT | TRMM-3B42 | 1/2000–12/2014 | 8 d* | 0.25° | 690 | Huffman (2013) |

*Agregados de datos diarios

La clasificación de los ecosistemas de la PY fue realizada a partir de la capa temática de Usos de Suelo y Vegetación de CONABIO de 1999. La Figura 1 muestra los seis ecosistemas más representativos de la Península: Manglar, Selva Alta Perennifolia y Subperennifolia (SAPSP), Selva Baja Caducifolia y Subcaducifolia (SBCSC), Selva Baja Perennifolia y Subperennifolia (SBPSP), Selva Mediana Caducifolia y Subcaducifolia (SMCSC) y, Selva Mediana Perennifolia y Subperennifolia (SMPSP). Para la ET y GPP se calculó el promedio histórico en cada pixel de las imágenes obtenidas de la PY así como su coeficiente de variación temporal. También se determinaron los valores más recurrentes de estos promedios para cada uno de los ecosistemas anteriormente listados, estimando sus funciones de densidad de probabilidad. Además, se construyeron series temporales de los valores promedio espaciales de GPP y WUE y de los totales para la PPT, para cada ecosistema. Para determinar las dinámicas de asimilación de CO₂ en cada ecosistema y evaluar su resiliencia, entendida como la capacidad de asimilación de CO₂ por unidad de agua evapotranspirada, se calculó su eficiencia de uso de agua como la razón entre la GPP y la ET (Tambussi, 2007). Finalmente, se identificaron los extremos climáticos (*e.g.*, periodo más húmedo y mas seco), para el periodo de análisis, graficando la anomalía estandarizada de las series de tiempo de lluvia y, se evaluó el comportamiento de GPP y WUE en los ecosistemas de la PY (Figura 4d).

Resultados y Discusión

La PY muestra una fuerte correlación espacial entre GPP y WUE (Cuadro 2; Figura 2A y 2D). Esta correlación también se presenta en la variabilidad temporal de ambos parámetros (Figura 2B y 2E). Las áreas con valores más altos de GPP y WUE presentan la menor variabilidad temporal. En contraparte, las zonas con mayor variabilidad en GPP y WUE son áreas que han sido sujetas a cambios de uso de suelo a causa de su condición de zonas agrícolas y forestales. Los ecosistemas perennifolios presentan valores promedios de GPP y WUE elevados, donde la SMPSP que ocupa más del 48% del territorio

estudiado muestra los valores máximos mientras que la SBCSC (6.56% del área estudiada) presenta la mayor variabilidad temporal. La Figura 2 muestra un claro gradiente de oeste a este en la distribución de los valores de GPP y WUE que se corresponde bien con los cambios de vegetación. Por otro lado, tres de los cuatro ecosistemas más pequeños (Manglar, SBCSC y SBPSP) presentan una bi-modalidad en GPP. La bi-modalidad en GPP refleja una capacidad de asimilación de carbono diferente en distintas regiones del mismo ecosistema. Por ejemplo, el manglar de la parte noroeste de la PY presenta valores promedios mayores conforme se aleja de la costa, posiblemente debido a que los parches de vegetación en los manglares aumentan en tamaño a medida que se alejan de la costa. Por otra parte las selvas bajas junto con la selva alta perennifolia presentan las modas (*e.g.* valores más recurrentes) más altas de WUE, mientras que el manglar junto con las selvas medianas caducifolia y perennifolia, muestran las modas más bajas de WUE.

Las series temporales de la Figura 3 muestran una estacionalidad intra-anual en ambos tipos de ecosistemas, Perennifolios y Caducifolios. Ambos tipos de ecosistemas, Perennifolios y Caducifolios alcanzan máximos de productividad (GPP) en la parte más húmeda del año, durante el verano entre los meses de julio a octubre, mientras que los mínimos de GPP ocurren a finales y principio de año, en el periodo más seco entre los meses de noviembre a marzo.

Cuadro 2. Valores históricos de GPP y WUE (2000-2012).

| Ecosistema | Área (Km ²) | Área (%) | WUE | | GPP | |
|------------|-------------------------|----------|--|--|---|---|
| | | | Promedio (x10 ⁻³ Kg _C m ⁻² /mm) | Moda (x10 ⁻³ Kg _C m ⁻² /mm) | Promedio (x10 ⁻³ Kg _C /m ²) | Moda (x10 ⁻³ Kg _C /m ²) |
| Manglar | 4935 | 4.28 | 1.89 ± 0.44 | 1.73 – 2.26* | 5.70 ± 2.40 | 3.50–7.10* |
| SAPSP | 898 | 0.78 | 2.07 ± 0.10 | 1.93 – 2.11* | 7.70 ± 0.40 | 7.82 |
| SBCSC | 7555 | 6.56 | 2.02 ± 0.28 | 1.94 – 2.24* | 6.20 ± 1.70 | 4.09 – 6.77 – 9.60** |
| SBPSP | 13883 | 12.05 | 1.97 ± 0.25 | 1.74 – 1.98 – 2.25** | 7.40 ± 1.30 | 6.93 – 7.54–8.56* * |
| SMCSC | 31873 | 27.66 | 1.85 ± 0.26 | 1.66 – 2.10 – 2.25** | 6.60 ± 1.20 | 6.27 – 7.34 – 9.42** |
| SMPSP | 56068 | 48.67 | 1.95 ± 0.23 | 1.77 – 2.23* | 7.40 ± 1.10 | 6.90 – 8.92* |

(*): Presenta comportamiento bi-modal, (**): Presenta comportamiento tri-modal.

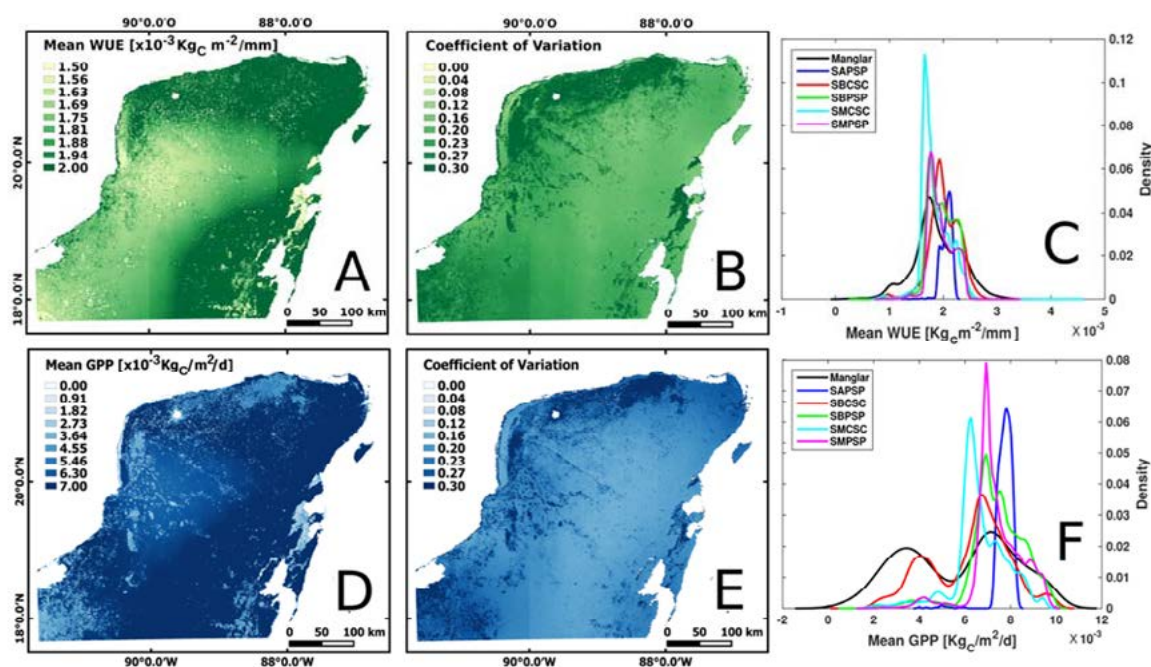


Figura 2. A, D: Promedios históricos; B, E: coeficiente de variación temporal; C, F y valores recurrentes para el WUE (arriba) y la GPP (abajo).

Por otra parte, los ecosistemas Perennifolios presentan un desfase en el WUE respecto a los Caducifolios, cuyo comportamiento está claramente modulado por la PPT.

Los ecosistemas Perennifolios tienen tasas bajas de WUE durante la época de lluvias en el verano y valores altos de WUE durante la época seca del año, mientras que los Caducifolios tienen valores altos de WUE en la parte seca del año y valores bajos de WUE en la parte húmeda. Especialmente, la variabilidad de GPP y WUE en todos los ecosistemas de la PY es más alta entre el segundo y tercer trimestre del año y más baja durante el último y primer trimestre del año. Así mismo los ecosistemas Caducifolios presentan un rango de valores de GPP y WUE más grande (GPP: 0.002-0.012 kgC/m^2 ; WUE: 1.45-2.3 $\times 10^{-3}$ $\text{Kgcm}^{-2}/\text{mm}$) comparados con los Perennifolios (GPP: 0.00-0.012 kgC/m^2 ; WUE: 1.72-2.22 $\times 10^{-3}$ $\text{Kgcm}^{-2}/\text{mm}$).

Los periodos de clima extremo de humedad (2005-2006) y sequía (2009) se muestran sombreados en azul y rosado respectivamente (Figura 4a, 4b y 4c). Durante el periodo de sequía los ecosistemas Caducifolios registran el valor mínimo de GPP, mientras que este valor mínimo en los Perennifolios ocurre un año después, sugiriendo un efecto de “memoria” en los perennifolios. Este efecto de memoria también se observa en el periodo húmedo en ambos tipos de ecosistemas, pues la máxima GPP total anual ocurre un año después del periodo de mayor humedad. Estos datos sugieren que los periodos de productividad máxima para todos los ecosistemas y los de productividad mínima en el caso de las perennifolias, obedecen a una trayectoria y no responden de forma inmediata a las condiciones de humedad. Esto tiene implicaciones importantes para efectos de la resiliencia de estos ecosistemas ante eventos climáticos extremos (periodos prolongados de sequía) y/o puntuales como el paso de huracanes o tormentas tropicales. Los efectos de los extremos climáticos también se observan en la distribución de los valores de GPP en los distintos ecosistemas (Figura 4d). En los ecosistemas perennifolios los años secos tienen una distribución más dispersa que los años húmedos, aunque con medias estadísticamente similares, mientras que en los caducifolios no hay uniformidad en la respuesta de la distribución de GPP a los extremos climáticos, excepto por el hecho de que en estos las medias de GPP de los años húmedos son significativamente (con un 95% de confianza) más grandes que las del periodo de sequía.

Conclusiones

Existen diferencias en las dinámicas espaciales y temporales de GPP y WUE entre los dos grupos de ecosistemas, Caducifolios y Perennifolios. En el caso del WUE se muestra un desfase de aproximadamente seis meses en los valores máximos de las variables mencionadas. Especialmente GPP sigue un gradiente NO-SE que se corresponde bien con los cambios de vegetación y, WUE muestra un gradiente Oeste-Este sobre todo en la parte central de la Península.

En términos de la eficiencia de uso de agua para la asimilación de CO_2 , todos los ecosistemas muestran una clara estacionalidad. En los Perennifolios esta estacionalidad está en fase con la lluvia, mientras que en los Caducifolios está desfasada.

Los máximos de productividad de los ecosistemas tienen un efecto de memoria y por lo tanto responden a una trayectoria en vez de presentar una respuesta inmediata a las condiciones climáticas con excepción del periodo de sequía en la Selva Baja Caducifolia, donde el efecto es inmediato. Esta observación sugiere que en los demás ecosistemas de la PY ante eventos climáticos extremos la resiliencia se comporta en función de las condiciones de años previos.

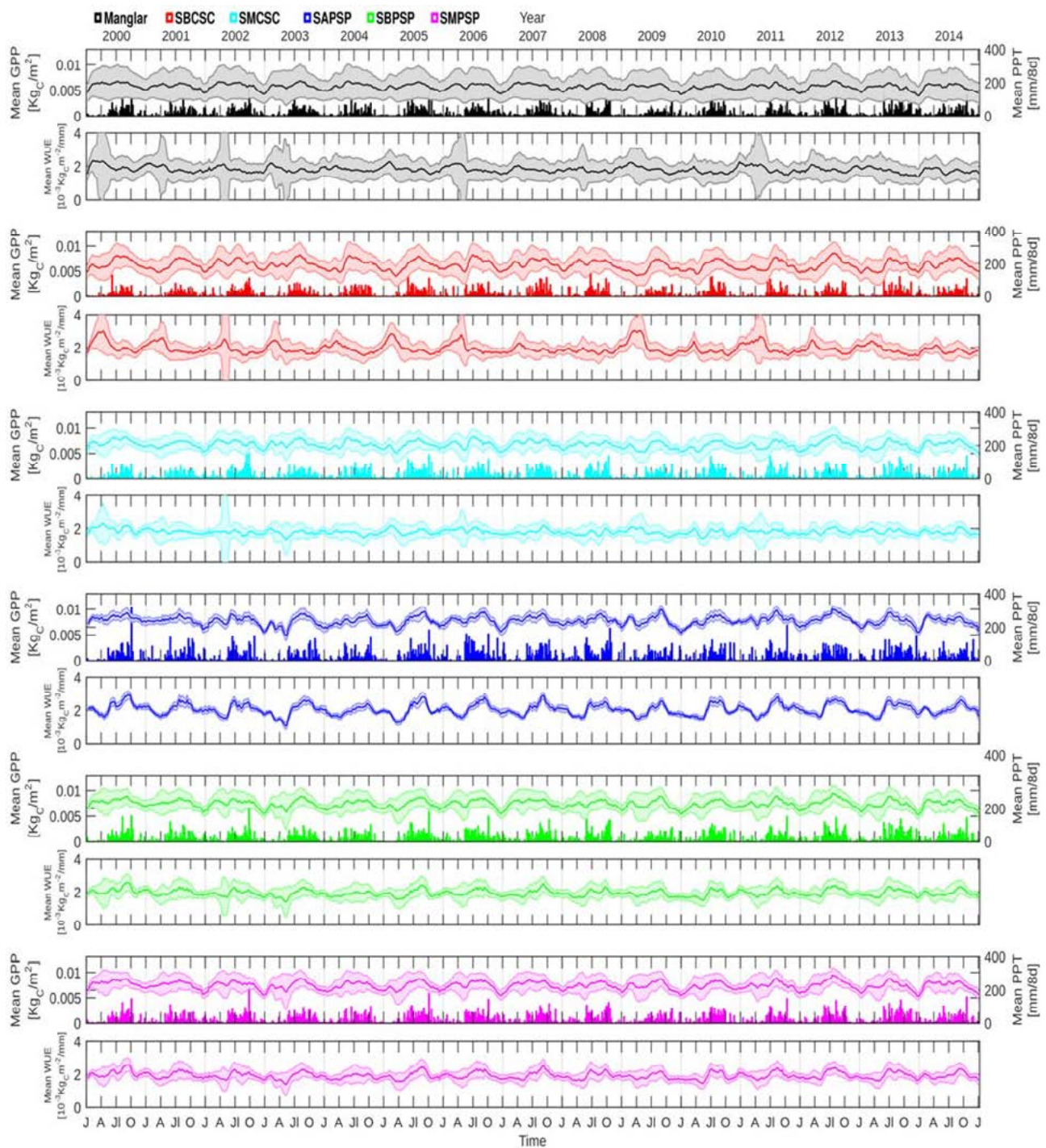


Figura 3. Series temporales de GPP, WUE y PPT por ecosistema, la zona sombreada representa la desviación estándar espacial de los valores en la zona del ecosistema.

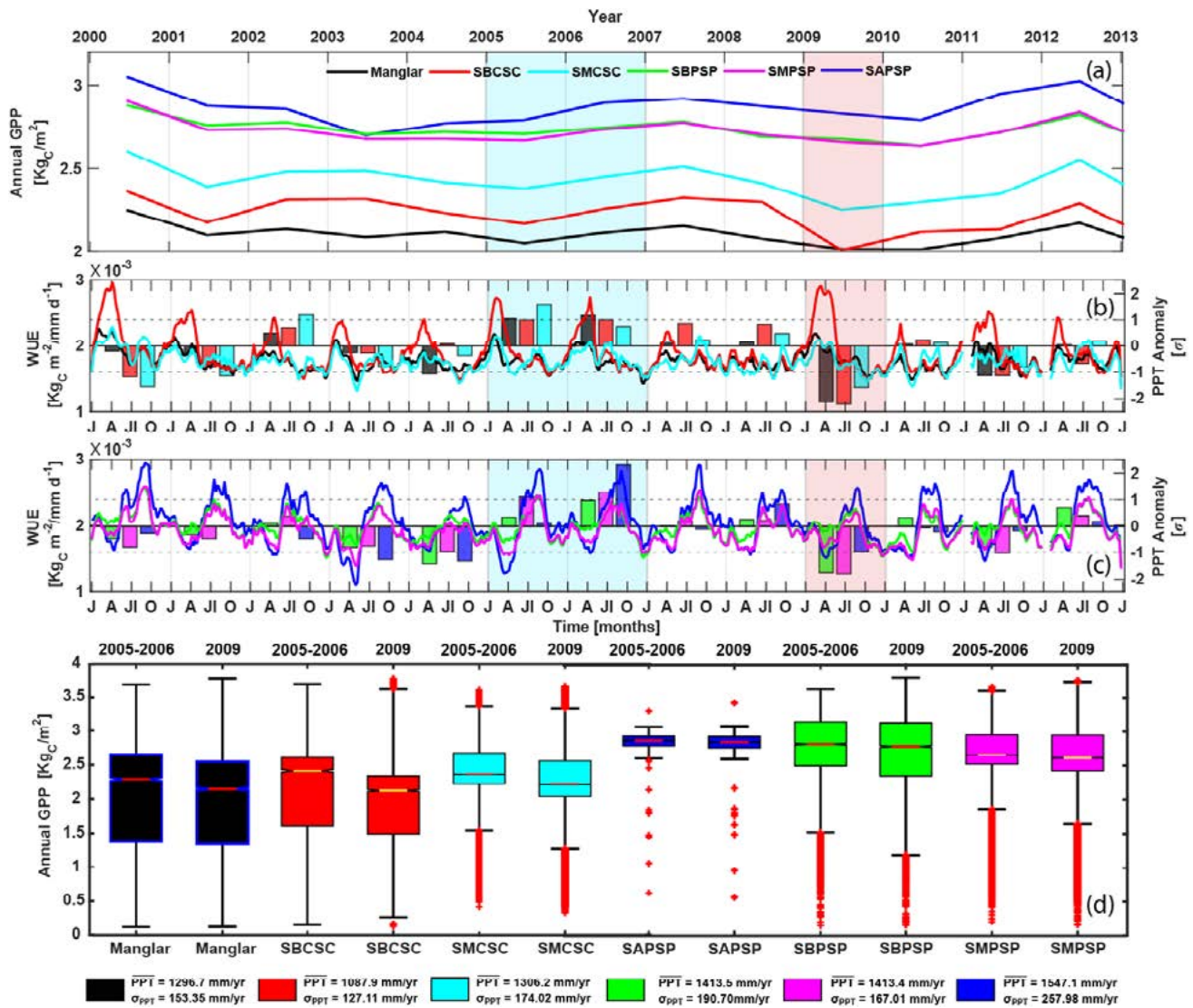


Figura 4. a) GPP anual para cada ecosistema; b y c) índice de eficiencia de uso de agua (WUE) para cada ecosistema de la PY; d) *boxplots* comparando la distribución de datos para el periodo más húmedo (sombreado azul en a, b y c) y más seco (sombreado rosado en a, b, c).

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias al apoyo recibido del CONACyT en el programa para la Creación y Consolidación de Laboratorios Nacionales y por una beca Doctoral del primer Autor.

Literatura citada

- Allen, C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, M. Vennetier, T. Kitzberger, A. Rigling, D. D. Breshears, E.H. Hogg, P. Gonzalez, R. Fensham, Z. Zhang, J. Castro, N. Demidova, J.-H. Lim, G. Allard, S. W. Running, A. Semerci and N. Cobb. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684.
- Breshears, D. D., N. S. Cobb, P. M. Rich, K. P. Price, C. D. Allen, R. G. Balice, W. H. Romme, J. H. Kastens, M. L. Floyd, J. Belnap, J. J. Anderson, O. B. Myers and C. W. Meyer. 2005. Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:15144–15148.
- CONABIO. 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>.
- Huffman, G. J. 2013. Algorithm 3B42: TRMM Merged HQ/Infrared Precipitation. <http://trmm.gsfc.nasa.gov/3b42.html>.

- INECC. 2015. Información Sobre Ecología y Cambio Climático: Efectos del Cambio Climático en México. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. <http://iecc.inecc.gob.mx/efecto-cambio-climaticoen-mexico.php>.
- INEGI. 2011. Continuo Nacional de Uso del Suelo y Vegetación 1:250,000 Serie V, 2011: Entidad Federativa. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/sisept/default.aspx?t=mamb340&s=est&c=35603>
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D. C. pp. 137.
- Mu, Q., M. Zhao and S.W. Running. 2011. Improvements to a MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration Algorithm. *Remote Sensing of Environment* 115:1781-1800.
- NOAA. 2014. Historical Hurricane Tracks (1842-2014). National Oceanic and Atmospheric Administration, EEUU. <http://coast.noaa.gov/hurricanes/>.
- Tambussi, E. A., J. Bort and J. L. Araus. 2007. Water use efficiency in C3 cereals under Mediterranean conditions: a review of physiological aspects. *Annals of Applied Biology* 150(3):307-321.
- Zhao, M., F. A. Heinsch, R. R. Nemani and S. W. Running. 2005. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. *Remote Sensing of Environment* 95:164-176.

4.30 Pulsos de carbono asociados a enfriamientos en una bahía al suroeste del Golfo de California

Reyes-Gálvez César A.¹; Lara-Lara José R.²; Aguirre-Bahena Fernando¹ y González-Rodríguez Eduardo²

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N, Col. Playa Palo de Sta. Rita, CP 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

²Centro de investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 39918, Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: regace.17@gmail.com

Resumen

La Bahía de La Paz (BLP) es un área productiva donde se han realizado estudios que regulan la productividad primaria (PP). Trabajos muestran pulsos asociados a vientos intensos del noroeste y eventos tipo surgencia, diciembre-enero y mayo-junio. El presente trabajo se enfoca en documentar sus consecuencias en la región sur. Se realizaron 12 muestreos semanales abril-agosto a 6 mn al norte de El Mogote (24.307° N, 110.509° W) del 2017. Se determinaron parámetros fisicoquímicos de la columna de agua utilizando un CTD multisensores. Se instalaron termistores a diferentes profundidades. Se tomaron muestras de agua (0 a 50 m); se analizaron para determinar la concentración de O₂, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄⁻, Cla y material orgánico particulado (COP). Datos de viento fueron procesados para determinar efectos sobre el ambiente. Los resultados no muestran evidencia de surgencias. Se detectaron pulsos de fluorescencia a 30 m y altos valores de NO₃⁻ de 8.27 μg l⁻¹ el 29 de abril. La Cla mostró otro pulso más somero (10 m) de 1.05 mg m⁻² el 10 de junio coincidente con el valor alto de clorofila satelital 2.23 mg Cla m⁻³, asociado posiblemente al decremento de la temperatura (de 25.4 a 22.7 °C) en la superficie (satélite ghrsst de la ESA) y de 22 a 19° C a 10 m (termistores) y un aumento en la concentración de nutrientes (NO₃⁻) de 8.73 μg l⁻¹ a 33.54 μg l⁻¹). Se documentan por primera ocasión breves procesos de surgencia y sus efectos en la biomasa y productividad fitoplanctónica de la Bahía de la Paz en Baja California Sur.

Palabras clave: *surgencia; biomasa; productividad; concentración.*

Abstrac

The Bay of La Paz (BLP) is a productive area where studies have been carried out that regulate primary productivity (PP). Previous works show pulses associated with intense northwestern winds and upwelling events, December-January and May-June. The present work focuses on documenting its consequences in the southern region. Twelve weekly samples were made April-August to 6 mn north of El Mogote (24.307° N, 110.509° W) this year. Physicochemical parameters of the water column were determined using a multi-sensor CTD. Thermistors were installed at different depths. Water samples (0 to 50 m) were taken and analyzed for O₂, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄⁻, Cla and particulate organic matter (POP) concentrations. Wind data was processed to determine effects on the environment. The results do not show evidence of upheavals. Fluorescence pulses were detected at 30 m and high NO₃⁻ values of 8.27 g l⁻¹ were detected on 29 April. The Cla showed a more shallow pulse (10 m) of 1.05 mg m⁻² on June 10 coinciding with the high chlorophyll 2.23 mg Cla m⁻³, possibly associated with the decrease in temperature (from 25.4 to 22.7 °C) (ESA ghrsst satellite) and 22 to 19 °C at 10 m (thermistors) and an increase in nutrient concentration (NO₃⁻) from 8.73 g l⁻¹ to 33.54 g l⁻¹). First, brief upwelling processes

and their effects on the biomass and phytoplankton productivity of Bahía de la Paz in Baja California Sur.

Key words: *upwelling; biomass; productivity; concentration.*

Introducción

La surgencia es uno de los procesos de interacción océano-atmósfera la cual tiene una importancia clave en la productividad de los ecosistemas marinos costeros Marin *et al.* (1991). Dinámicamente, una surgencia costera es el resultado de la transferencia del viento hacia el océano y del efecto de la rotación terrestre. Este movimiento vertical o surgencia, genera cambios físicos y químicos en la zona eufótica, tales como disminución de la temperatura y del oxígeno y, aumento de los nutrientes (Marin *et al.*, 1991). Uno de los efectos principales de la surgencia respecto de los procesos productivos es el aumento en los nutrientes, mejor conocido como proceso de interacción físico-biológica.

El propósito del presente estudio es identificar los mecanismos oceanográficos por los que la Bahía de La Paz es tan productiva, así como las variaciones estacionales en los niveles de dicha productividad y compararlos con otras zonas.

La Bahía de La Paz es considerada un área productiva, pero sólo recientemente se han llevado a cabo estudios dirigidos hacia el entendimiento de los procesos oceanográficos que regulan la productividad primaria dentro de la bahía (Reyes-Salinas, 1999; Martínez-López *et al.*, 2001, Cervantes-Duarte *et al.*, 2005; Hinojosa-Larios, 2007). También, el estudio de los fenómenos físicos es igualmente reciente (Zaitsev *et al.*, 1998; Salinas-González, 2000; Troyo-Diequez, 2003; Obeso-Nieblas *et al.*, 2004; Zaitsev *et al.*, 2010), pero aun así no es suficiente para entender todos los factores que controlan la producción primaria ni la circulación en la bahía. Por otra parte, se han llevado a cabo estudios de series de tiempo sobre la dinámica y composición de la materia particulada en hundimiento (Silverberg *et al.*, 2006; Aguirre-Bahena, 2007; Aguiñiga *et al.*, 2010; Silverberg *et al.*, 2014) que aportaron valiosa información sobre cómo funciona este ecosistema. Además, observaciones directas y de sensores remotos muestran que la bahía presenta dos periodos de mayor productividad primaria (PP), uno en diciembre-enero muy probablemente asociado a la mezcla turbulenta causada por los vientos más intensos que se presentan en estos meses. Otro pulso ocurre en mayo-junio, aunque las causas no son del todo conocidas se considera que puede deberse a la inyección de nutrientes que son transportados por la presencia de un giro ciclónico en la parte norte y profunda de la bahía y que estimulan la PP. Sin embargo, recientemente Turrent y Gómez-Valdivia (2014), sugieren la presencia de procesos de surgencias causados por el estrés del viento al sur de Bahía de La Paz al inicio del verano. Estos autores mencionan que los altos valores del rotacional del esfuerzo del viento sobre el sureste de la bahía ($5 \times 10^{-5} \text{N m}^{-3}$), sugieren que el bombeo de Ekman es el mecanismo responsable del enfriamiento en dicha región.

Materiales y Metodos

Área de estudio

La Bahía de La Paz se encuentra ubicada en el margen suroriental de la Península de Baja California, aproximadamente a 180 km de la boca del Golfo de California y, es el cuerpo de agua más grande del litoral este de la península. Presenta un área de 2635 km² y se localiza entre los 24° 10' N y 24° 47' N de latitud y, los 110° 20' W y 110° 44' W de longitud. Presenta una comunicación libre con las aguas del Golfo de California a través de dos bocas. La boca principal está ubicada entre Punta Cabeza Mechuda y el extremo norte de la Isla La Partida, y la boca secundaria (canal San Lorenzo) se encuentra al sureste, entre el extremo sur de la Isla Espíritu Santo y Punta Las Pilitas.

Los datos batimétricos de La Bahía de La Paz muestran profundidades muy variables (Figura 1). En su porción sur es un cuerpo de agua relativamente somero y de pendiente suave. Su profundidad aumenta hacia el norte, presentando un cauce a partir de los 200 m de profundidad que desemboca en Cuenca Alfonso con una profundidad máxima registrada de 410 m (Cruz-Orozco *et al.*, 1996). La velocidad de los vientos en el Golfo de California presenta una tendencia marcadamente estacional de tipo monzón, que consiste en la inversión en la dirección de éstos y un cambio en la intensidad. Esta condición ha sido ampliamente documentada por Roden (1958), Badan-Dangon *et al.* (1985), Douglas *et al.* (1993) y Parés-Sierra *et al.* (2003).

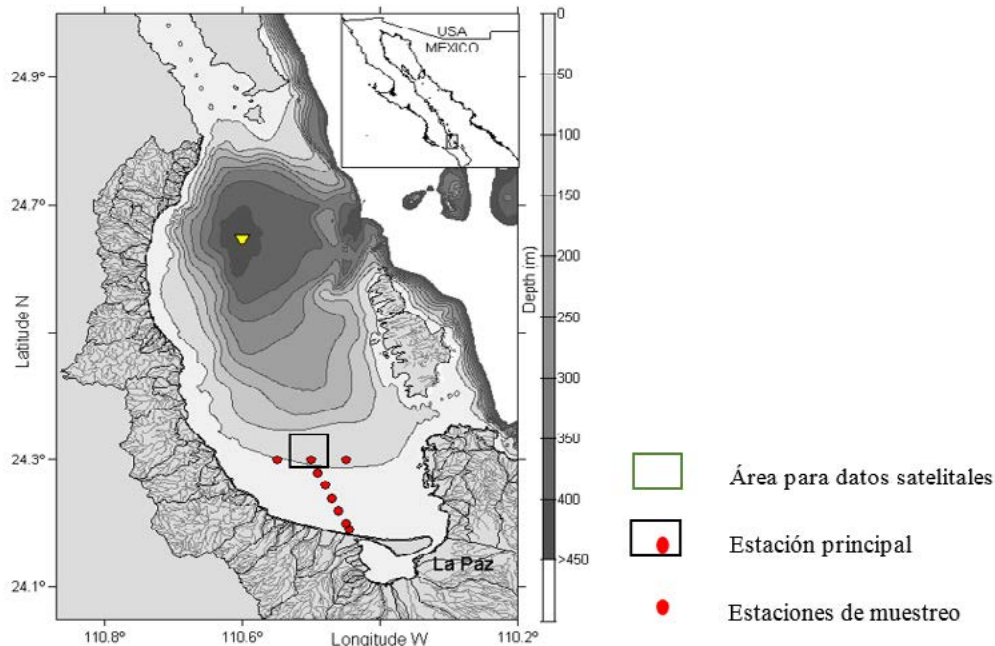


Figura 1. Mapa de zona de estudio de la Bahía de La Paz. Se incluye la batimetría y localización de las estaciones de muestreo (círculos rojos).

Metodología

De acuerdo a una exploración previa por medio de imágenes de satélite de temperatura superficial del mar, (ghrsst de la ESA.) se encontró que la parte sur presenta un enfriamiento en el mes de junio. Para ver el efecto de este enfriamiento, se diseñó un plan de muestreo en la parte sur de la bahía entre los meses de abril y agosto con el propósito de poder determinar las consecuencias biológicas y químicas que estaban ocasionando enfriamientos en la región sur de Bahía de La Paz.

La metodología se llevó a cabo en tres fases; trabajo de campo, trabajo de laboratorio y trabajo de gabinete. Como el enfriamiento se observó de sur a norte, se consideró incluir otros seis muestreos al sur de la estación central y dos más, una al este y otra al oeste. Se realizaron doce campañas oceanográficas entre abril y agosto con la intención de cubrir un periodo de cinco meses que incluyera el enfriamiento de junio. Para determinar la estructura de la columna, en cada estación se realizaron lances de CTD (Marca SeaBird modelo 19 *plus* V2) que, además, está equipado con sensores de oxígeno disuelto, pH y fluorescencia. Cabe mencionar que en la estación central, se llevaron a cabo toma de muestras de agua colectadas con la ayuda de una botella Niskin de 5 l de capacidad a profundidades standard de 1, 10, 20, 30, 40, y 50 m. Las muestras de agua se colocaron inmediatamente en hielo para una mejor preservación. Estas muestras se utilizaron en laboratorio para determinar la concentración de nutrientes y material particulado suspendido. Adicionalmente se llevó a cabo la instalación de un arreglo oceanográfico para medir la estructura vertical de la columna de agua, en el que se incluyeron siete sensores de temperatura

(termistores marca Onset modelo UTBI-001) espaciados entre 10 y 15 m de profundidad a partir de los 10 m desde la superficie hasta 50 m. Una vez colectadas, las muestras en campo fueron trasladadas en hieleras al laboratorio para llevar a cabo los análisis correspondientes. En cuanto a la determinación de la concentración de clorofila *a* y determinación de concentración de nutrientes se usó el método espectrofotométrico descrito en Strickland y Parsons (1972). Para visualizar el evento de enfriamiento en la región sur de la Bahía de La Paz, se utilizaron datos satelitales de temperatura superficial del mar y clorofila superficial. Para el procesamiento de imágenes satelitales se descargaron datos de dos fuentes diferentes, en ambos casos los datos descargados son globales de resolución 4 km, es decir incluyen información a nivel mundial y están libres de nubes. En vista de esto, fue necesario realizar un recorte para la Bahía de La Paz. Se descargaron todos los archivos diarios de 2016 de la temperatura superficial del mar (TSM) del GHRSSST (<https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/JPL-L4UHfnd-GLOB-MUR>) con una resolución espacial de 1 km². Para el caso de la variable clorofila, los archivos diarios se obtuvieron de la misión Copernicus (<http://www.copernicus.eu/main/data-access>) con una resolución espacial de 4 km². De cada archivo se hizo el recorte correspondiente a la Bahía de La Paz, esto se hizo para los 366 archivos de TSM y los 366 de CLO.

Para poder llevar a cabo un análisis de serie de tiempo, fue necesario seleccionar un polígono que incluyera la zona de los muestreos. Este polígono se delimitó por el cuadrante comprendido entre los 24.2° N y 24.4° N de latitud y, -110.6° O y -110.3° O de longitud. Posteriormente se seleccionaron todos los datos validos que cayeron dentro del polígono. Estos datos se promediaron para tener un solo valor diario. Este procedimiento se hizo para cada uno de los días, tanto para TSM como de CLO y con estos se construyeron las series de tiempo correspondientes.

Resultados y Discusión

El sur de la Bahía de La paz esta caracterizado por ser una zona somera con profundidades <60 m mostrando una dinámica muy diferente a la zonas mas profundas (norte de la bahía) debido a la comunicación que tiene con la ensenada de La Paz y la gran influencia que tiene de el canal de San Lorenzo con el cual tambien tiene contacto con el Golfo de California (Reyes, 1999).

De acuerdo al registro de la variable temperatura, los resultados muestran evidencia de breves surgencias presentes en dos periodos primavera y verano (29 de abril y 10 de junio). En el mes de abril es evidente que la capa de mezcla es mas profunda, observando una columna de agua con una temperatura superficial de 23.39 °C y un decremento (17.36 °C), a una profundidad de 52 m. Para el mes de junio (10 de junio) la temperatura presenta una distribución con intervalos que van de 21.94 °C en la superficie hasta 15.63 °C a 52 m (Figura 2); totalmente diferentes a los valores superficiales (28.00 °C) hasta los 24.99 °C que reporta Reyes (1999). Por otro lado la distribución de la temperatura en la superficie que corresponde a un pulso mas somero (10 m) el 10 de junio se observa un decremento de la temperatura (de 25.4 a 22.7 °C) registrada por el satélite ghrsst de la ESA (Figura 3) y, de 22 a 19 °C registrada por el termistor instalado a 10 m obteniendo una diferencia por factor de 3 °C.

En la epoca de primavera (29 de abril), la mayor concentración de clorofila-*a* presentó valores mínimos de 0.08 mgCla m⁻³ y 0.008 mg m⁻³ de fluorescencia superficiales y la mayor concentración (5.39mgCla m⁻³) y (1.16mg m⁻³) de 30 a 40 m. Posteriormente se registró una notable disminución conforme incrementa la profundidad, coincidiendo con los valores registrados por Caballero *et al.* (2013) encontrando la mayor concentración de clorofila-*a* los 50 m y valores mínimos superficiales. Ese pulso se hace mas somero en junio (10 de junio) con valores mínimos superficiales; donde, valores máximos, fueron registrados a una profundidad de 10 m para ambas variables (1.05 mg m⁻³) y 0.34 mgCla m⁻³, el cual coincide con el valor más alto y puntual de clorofila satelital 2.23 mgCla m³ asociado posiblemente al decremento de la temperatura (de 25.4 a 22.7 °C) en la superficie registrados para junio (10 de junio) (ghrsst de la ESA) (Figura 3).

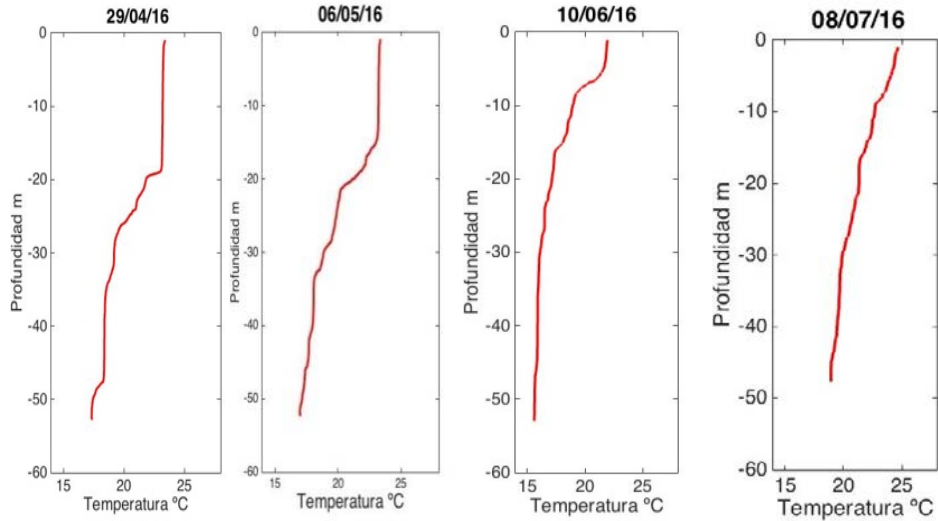


Figura 2. Perfiles verticales de temperatura abril-agosto 2016.

Reyes (1999) discute que en la Bahía de La Paz la tendencia de las concentraciones superficiales promedio de nitratos (NO_3), nitritos (NO_2), fosfatos (PO_4) y silicatos (SiO_2), muestran una marcada temporalidad, ya que el máximo se observa en marzo para los tres primeros (3.61 , 0.19 y 0.92 Mg l^{-1}); el cual, está documentado por una disminución de las concentraciones durante los siguientes meses hasta observarse el mínimo en junio para NO_2 (0.02 Mg l^{-1}) y julio para NO_3 (0.25 Mg l^{-1}).

En el otro trabajo se presentaron datos registrados de NO_2 , NO_3 , PO_4 y SiO_2 , en todo el periodo de estudio abril-agosto. Cada punto negro dentro del gráfico Hovmuller representó seis valores a diferentes profundidades. En abril (29 de abril) los máximos valores de nitratos fueron de 0.33 Mg l^{-1} y mínimos de 0.2 Mg l^{-1} superficiales; mientras que el 10 de junio, se registraron valores mínimos de 0.73 Mg l^{-1} superficiales y valores máximos de 33.00 Mg l^{-1} entre las capas de 10, 20 y 30 m. Estos valores concuerdan con los máximos de la fluorescencia y clorofila (Figura 3).

Los valores máximos de NO_2 del 29 de abril son de 0.46 Mg l^{-1} a 40 m y, mínimos de 0.38 Mg l^{-1} . En junio (10 de junio) los valores máximos y mínimos se registraron a 10 m (0.59 Mg l^{-1}) y 0.37 Mg l^{-1} . En lo que respecta a PO_4 , se registraron valores superficiales con un máximo de 0.56 Mg l^{-1} y mínimo de 0.03 Mg l^{-1} para el 29 de abril. El 10 de junio se obtuvo un registro máximo de 4.5 Mg l^{-1} a 50 m y mínimo de 3.30 Mg l^{-1} superficial.

Los perfiles verticales de SiO_2 registraron valores mínimos de 8.01 Mg l^{-1} ; superficiales y 74.24 Mg l^{-1} a 50 m para el 29 de abril, mientras que el 10 de junio, el valor máximo registrado fue a 30 m (68.83 Mg l^{-1}) y el mínimo a 10 m (23.34 Mg l^{-1}). Kranck (1980), Poulet *et al.* (1986) y Myzard *et al.* (1989), describen que en áreas oceánicas oligotróficas el mayor porcentaje del MPS es de origen orgánico y, que en aguas costeras mesotróficas y eutróficas la calidad del material depende en gran medida de los aportes terrígenos, antropógenos y naturales.

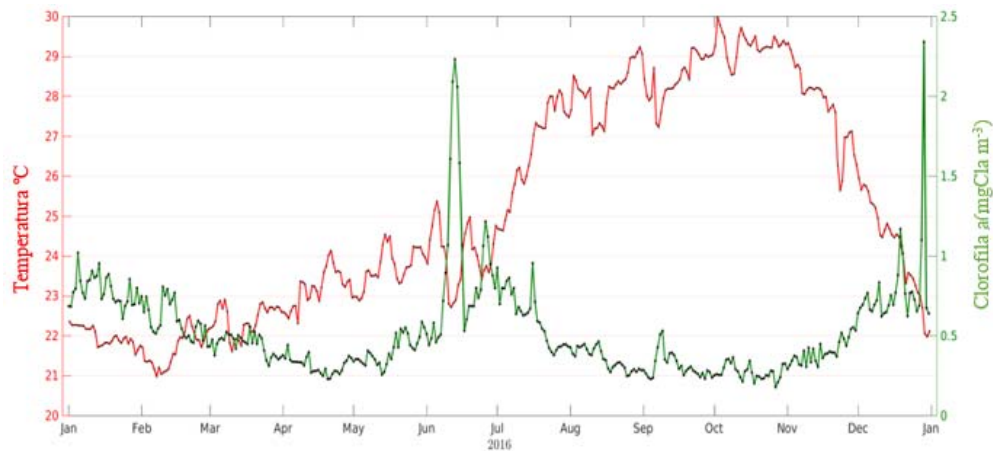


Figura 3. Registro de un año 2016 de la temperatura superficial del mar (línea roja) y clorofila (línea verde). Obtenidas de imágenes diarias ghrsst y copernicus de 4 km².

El análisis muestra una distribución espacial del material particulado suspendido (seston) se caracterizó por presentar una distribución homogénea con valores mínimos superficiales de 0.1 Mg l⁻¹ durante casi todo el periodo de estudio (abril-agosto). Sin embargo, pueden apreciarse dos pulsos con valores máximos uno que ocurre el 9 de mayo el cual registró un valor máximo de 6.2 Mg l⁻¹ a 30 m y un segundo pulso a 10 m el 8 de julio con un máximo de 2.6 Mg l⁻¹.

Los resultados obtenidos del MPS coinciden con una estacionalidad muy marcada primavera y verano ya que los pulsos con valores máximos coinciden con los valores máximos para la misma temporada (fría y cálida) de las demás variables anteriormente descritas (Figuras 4 y 5).

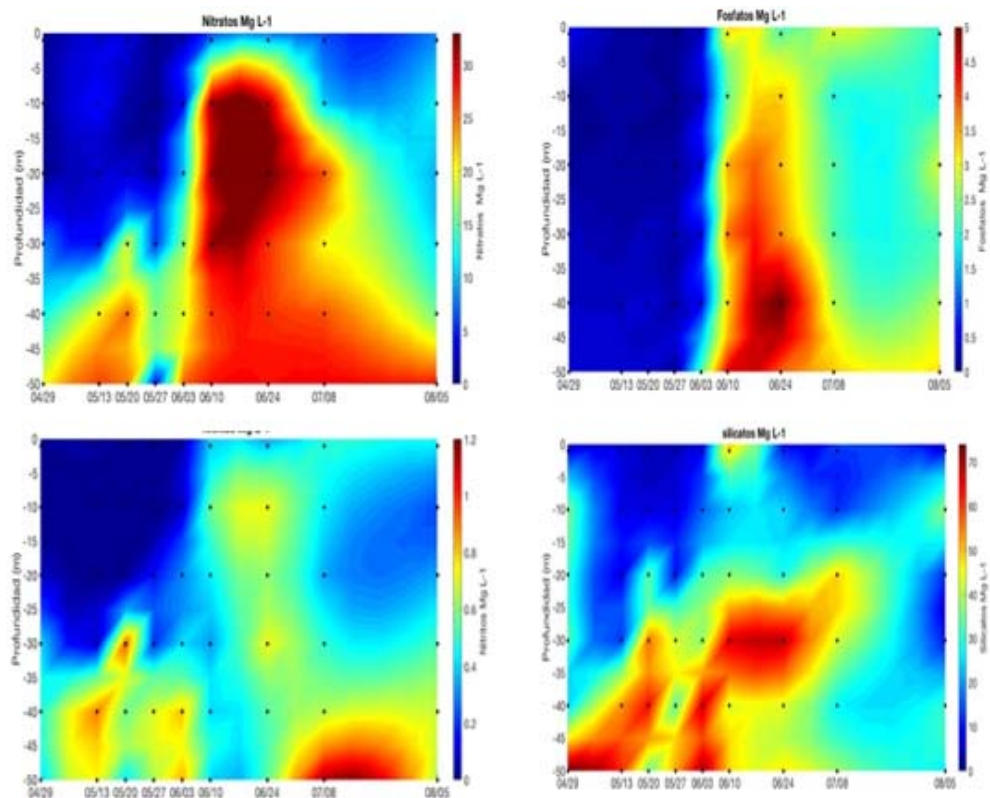


Figura 4. Registro de la concentración de nutrientes en la columna de agua. Cada punto en las gráficas representa la profundidad de 1-50 m.

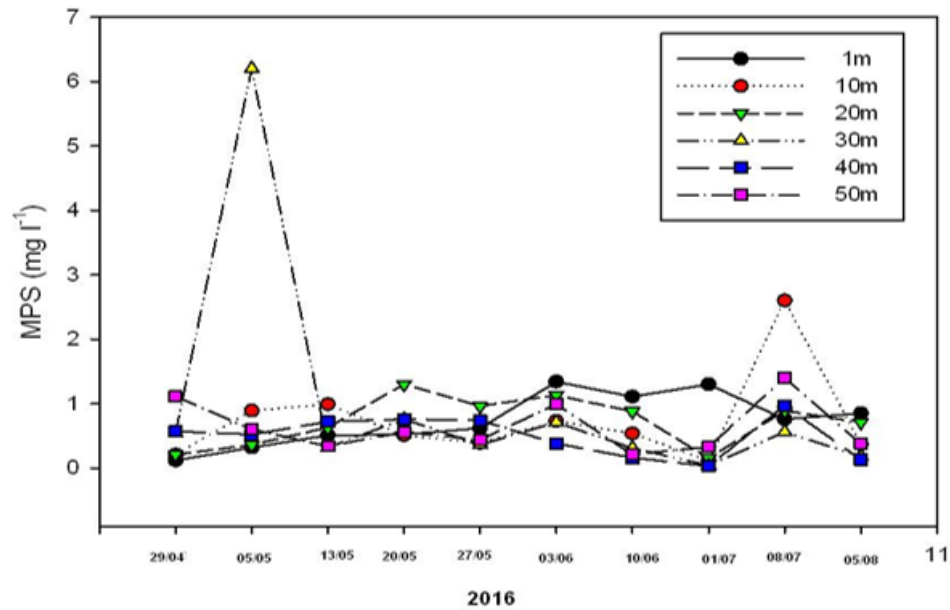


Figura 5. Registro de material particulado en la columna de agua abril-agosto 2016.

Conclusiones

Hay evidencia de breves eventos de surgencias, los perfiles verticales de temperatura muestran una termoclina que persiste entre los 15 y 20 m. Los máximos valores de fluorescencia (1.16 mg m^{-3}) y clorofila ($5.39 \text{ mgCl a m}^{-3}$) se observan a 30 m de profundidad junto a valores de NO_3^- de $0.33 \mu\text{g l}^{-1}$ que corresponden al 29 de abril.

La Cla muestra otro pulso más somero (10 m) de $1.05 \text{ mgCl a m}^{-3}$ y la fluorescencia de 0.34 mg m^{-3} , el 10 de junio, coincidente con el valor más alto de clorofila satelital $2.23 \text{ mgCl a m}^{-3}$ asociado posiblemente al decremento de la temperatura (de 25.4 a 22.7 °C) en la superficie (ghrsst) y de 22 a 19 °C a 10m (termistores) y, a un aumento en la concentración de nutrientes de una semana a la siguiente (NO_3^-) de $8.73 \mu\text{g l}^{-1}$ a $33.54 \mu\text{g l}^{-1}$). Coincidiendo con los resultados obtenidos del MPS, marcando una estacionalidad en primavera y verano; ya que los pulsos con valores máximos coinciden con los valores máximos para la misma temporada (fría y cálida) de las demás variables anteriormente descritas.

Aparentemente el segundo pulso está asociado a que la isoterma de los 18 °C promoviendo breves surgencias que están estimulando la productividad en la bahía.

Literatura citada

- Aguñiga, S., A. Sánchez y N. Silverberg. 2010. Temporal variations of C, N, d^{13}C and d^{15}N in organic matter collected by a sediment trap in Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, SW Gulf of California. *Continental Shelf Research* 30(15):1692-1700.
- Badan-Dangon, A., C. J. Koblinsky and T. Baumgartner. 1985. Spring and summer in the Gulf of California: observations of surface thermal patterns. *Oceanologica Acta* 8:13-22.
- Cervantes-Duarte, R., G. Verdugo-Díaz y J. E. Valdez-Holguín. 2005. Modelo estacional de producción primaria estimada mediante fluorescencia natural en una región costera del Golfo de California. *Hidrobiológica* 15:79-89.
- Cruz-Orozco, R., C. Martínez-Noriega y A. Mendoza-Maravillas. 1996. Batimetría y sedimentos de Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Oceánides* 11:21-27.
- Hinojosa-Larios, J. A. 2007. Caracterización de los perfiles verticales de clorofila "a" en una bahía subtropical del Pacífico mexicano. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California México.
- Mann, K. H. and J. R. N. Lazier. 1991. Dynamics of marine ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Inc., Oxford.
- Martínez-López, A., R. Cervantes-Duarte, A. Reyes-Salinas y J. E. Valdez-Holguín. 2001. Cambio estacional de la clorofila a en la Bahía de la Paz, B.C.S. México. *Hidrobiología* 11:230-241.
- Obeso-Nieblas, M., B. Shirasago, L. Sánchez-Velasco and J. H. Gaviño-Rodríguez. 2004. Hydrographic variability in Bahía de La Paz, B.C.S., Mexico during the 1997-1998 El Niño. *Deep-Sea Research II* 51:689-710.

- Reyes-Salinas, A. 1999. Factores que controlan la productividad primaria en la Bahía de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California México. 122 p.
- Salinas-González, F. 2000. Mezcla turbulenta y transporte de masa en la Bahía de La Paz, B.C.S.: Experimentación y modelación numérica. Tesis de Doctorado Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California México. 260 p.
- Silverberg, N., F. Aguirre-Bahena, S. Aguiñiga y N. Romero. 2006. Flujo vertical de materia particulada en la Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, durante el año 2002. *Ciencias Marinas* 32(1A):73-82.
- Troyo-Dieguez, S. 2003. Oleaje de viento y ondas de infragravedad en la zona costera de Baja California Sur. Tesis Doctoral. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California México. 211 pp.
- Turrent, C. y F. Gómez-Valdivia. Surgencias en el sureste de la Bahía de La Paz asociadas al monzón de América del Norte. Resumen de la Unión Geofísica Mexicana, Reunión 2014. Puerto Vallarta, Jalisco, México.
- Zaitsev, O. V., F. Salinas-González and S. Troyo-Diéguez. 1998. Water dynamics and mixing studies in the coastal zone of the Gulf of California. *Proceedings, Canadian Hydrographic Conference, Victoria, British Columbia*. pp. 267-276.

4.31 Primeras estimaciones de la biomasa de carbono de diatomeas y dinoflagelados del Golfo de México

Linacre Lorena¹; Sidón-Ceseña Karla²; Sánchez-Robles Citlalli¹; Lara-Lara Rubén¹ y Bazán-Guzmán Carmen¹

¹Departamento de Oceanografía Biológica, División de Oceanología, CICESE. Carretera Tijuana-Ensenada No. 3918, zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Departamento de Innovación Biomédica, División de Biología Experimental y Aplicada, CICESE. Carretera Tijuana-Ensenada No. 3918, zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: llinacre@cicese.mx

Resumen

El presente estudio fue realizado con muestras de fitoplancton colectadas en la región profunda del Golfo de México (GoM), donde se llevó a cabo una campaña oceanográfica durante el invierno del 2013. Cubriendo una amplia zona de muestreo, se colectó agua de mar en 33 estaciones de los primeros 100 m. El objetivo de esta investigación es aportar las primeras estimaciones de biomasa en términos de carbono para Órdenes de diatomeas y dinoflagelados que son frecuentemente registrados en las aguas del GoM. Para tal propósito, se realizó el conteo, identificación, mediciones del tamaño celular, cálculos del biovolumen, estimaciones del contenido de carbono celular y finalmente de biomasa (carbono), a individuos de diversos Géneros de diatomeas y dinoflagelados, clasificados en Órdenes. Del total de mediciones, se registró que los Géneros de dinoflagelados del Orden *Gymnoidiniales* fueron los más representados (10 Géneros) en el GoM, con un contenido de carbono celular promedio de $1105.44 \pm 65.31 \text{ pgC} \cdot \text{cel}^{-1}$. Dado su dominancia, su aporte fue ~80% de la biomasa total dinoflagelados, con un valor promedio de $1.08 \pm 0.05 \text{ } \mu\text{gC} \cdot \text{l}^{-1}$. En cuanto al grupo de las diatomeas, el Orden Centrales (25 Géneros), tuvo seis veces más carbono por célula ($1765.12 \pm 110.78 \text{ pgC} \cdot \text{cel}^{-1}$) que el Orden Pennales (17 géneros; $306.45 \pm 14.12 \text{ pgC} \cdot \text{cel}^{-1}$). Comparativamente entre estos grupos fitoplanctónicos, la biomasa total de dinoflagelados fue tres veces mayor que la determinada para las diatomeas. Este trabajo representa un primer esfuerzo de investigación que indudablemente continuará ajustándose con nuevos registros del GoM.

Palabras clave: *fitoplancton; biovolumen; contenido de carbono celular.*

Abstract

Phytoplankton samples collected in an oceanographic cruise that was conducted during wintertime in 2013 in the deep-water region of the Gulf of Mexico (GoM), were analyzed. Seawater was collected in 33 stations of the first 100 m depth over an extensive open-ocean sampling area. The purpose of this investigation is to provide the first biomass estimates in carbon terms for Order of diatoms and dinoflagellates, which are frequently recorded in GoM waters. Counting, identification, cell size measurements, biovolume calculations, estimates of cellular carbon content and finally, biomass (carbon-terms), were carried out on individuals of several Genus of diatoms and dinoflagellates, which were taxonomically classified as Order. From total measurements, Genus of dinoflagellates belonging to the Order *Gymnoidiniales* were the most represented (10 Genus), with an average of $1105.44 \pm 65.31 \text{ pgC} \cdot \text{cel}^{-1}$ of cellular carbon content. Given its large abundance, the contribution of this Order was ~ 80% of total dinoflagellates biomass, with a mean value of $1.08 \pm 0.05 \text{ } \mu\text{gC} \cdot \text{l}^{-1}$. For the group of diatoms, the Order *Centric* (25 Genus) showed six times more carbon per cell ($1765.12 \pm 110.78 \text{ pgC} \cdot \text{cel}^{-1}$) than the Order *Pennate* (17 Genus, $306.45 \pm 14.12 \text{ pgC} \cdot \text{cel}^{-1}$). In comparison, the total biomass of dinoflagellates

was three times higher than those assessed for diatoms. This study represents a first research effort that will undoubtedly continue to be adjusted with new GoM records.

Key words: *phytoplankton; biovolume; cellular carbon content*

Introducción

En general, los escasos estudios que existen sobre la comunidad de fitoplancton en el Golfo de México (GoM), han sido descritos principalmente en términos de composición taxonómica (Licea *et al.*, 1995, 2004, 2006 y 2011), conteo de células (Troccoli *et al.*, 2004; See *et al.*, 2005; Hernández-Becerril *et al.*, 2008), o composición de pigmentos específicos (Lambert *et al.*, 1999; Qian *et al.*, 2003; Wawrik y Paul, 2004; Chakraborty y Lohrenz, 2015). Sin embargo, muchas de estas investigaciones se ven limitadas en sus alcances y conclusiones sobre procesos biogeoquímicos, debido a que no cuentan con información esencial, como es la biomasa en términos de carbono. Dado que el carbono es el principal componente estructural de los organismos, éste representa la moneda universal en estudios de modelación en ecología marina y de presupuestos biogeoquímicos de carbono. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación es aportar a las primeras estimaciones de biomasa en términos de carbono para diatomeas y dinoflagelados frecuentemente registrados en las aguas del GoM. Este trabajo representa un primer esfuerzo de investigación que indudablemente continuará ajustándose con nuevos registros y, que servirá de base para una mejor comprensión de la importancia relativa de grupos funcionales autotróficos dentro las tramas tróficas pelágicas del ecosistema y su papel en los ciclos biogeoquímicos del GoM.

Materiales y Métodos

Durante la campaña oceanográfica XIXIMI-3 realizada del 20 de febrero al 10 de marzo del 2013 en el Golfo de México, se colectó agua de mar de los primeros 100 m de la columna de agua en 33 estaciones localizadas en aguas profundas (isóbatas >1000 m) para el análisis de grupos de fitoplancton (Figura 1).

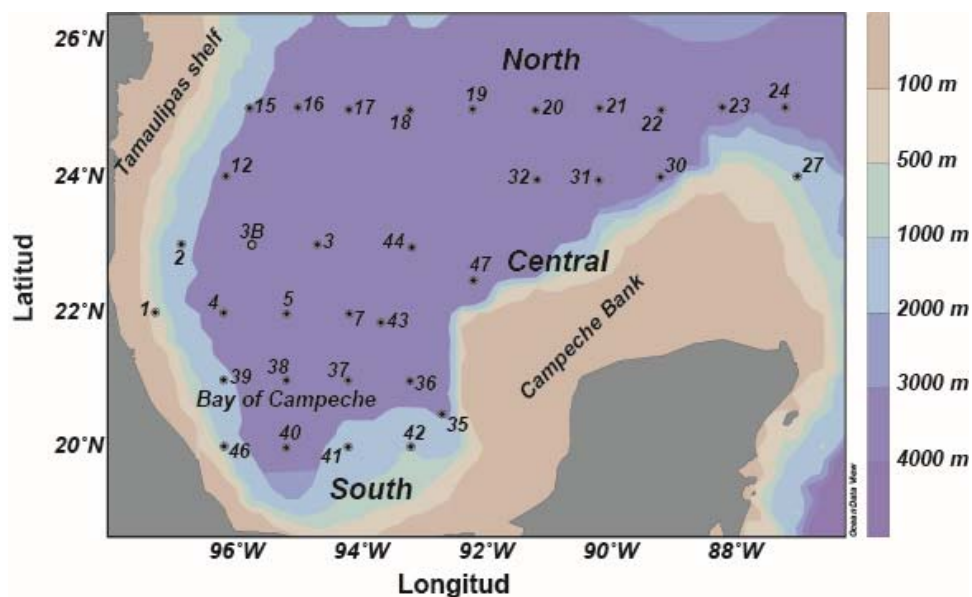


Figura 1. Estaciones de muestro de la campaña oceanográfica XIXIMI-3 realizada en el Golfo de México (GoM) durante febrero-marzo del 2013.

Las muestras fueron almacenadas en botellas oscuras de 250 ml y fijadas con 1 ml de Lugol-básico con un pH neutro para evitar daño en células frágiles (Thronsdén, 1978). En el laboratorio se realizaron

los conteos de todas las células fitoplanctónicas, mediante microscopía invertida, siguiendo el método de Utermöhl (1931). La identificación de los principales Géneros de diatomeas y dinoflagelados, se efectuó utilizando las guías taxonómicas de Cupp (1938), Yamaji (1980), Tomas (1997) y Licea *et al.* (1995 y 2011), clasificándolos en Orden, tal como se enlistan en el Cuadro 1. Además, de una fracción de las células cuantificadas, se realizaron mediciones del largo y ancho de cada individuo, con las cuales se determinó el biovolumen por célula (BV, μm^3), utilizando la forma geométrica más cercana, las cuales son descritas para microalgas en Hillebrand *et al.* (1999) y Olenina *et al.* (2006). Para conocer el contenido de carbono por célula, se utilizaron los factores de conversión BV (μm^3): Carbono ($\text{pgC}\cdot\text{cel}^{-1}$) reportados para diatomeas ($\text{pgC}\cdot\text{cel}^{-1}=0.288\times\text{BV}^{0.811}$) y para dinoflagelados ($\text{pgC}\cdot\text{cel}^{-1}=0.216\times\text{BV}^{0.939}$) por Menden-Deuer y Lessard (2000). Para el caso de algunos Géneros que estuvieron escasamente presentes en el GoM, se realizó una extensiva búsqueda literaria de su contenido de carbono y/o su biovolumen en investigaciones que hayan sido realizadas cercanas al área de estudio o que reporten las mismas especies encontradas en este estudio (Olenina *et al.*, 2006; Baltazar y Hernández-Becerril, 2013; Barton *et al.*, 2013; Sal *et al.*, 2013). Sin embargo, la mayoría de los valores de contenido de carbono de los Géneros que se clasificaron en cada Orden respectivo, provienen de mediciones realizadas en el presente estudio. Posteriormente, con las estimaciones del contenido de carbono celular ($\text{pgC}\cdot\text{cel}^{-1}$) y las abundancias ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) de cada Género, se calcularon las biomásas ($\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$) de diatomeas y dinoflagelados que estuvieron presentes.

Resultados y Discusión

El Cuadro 1 señala los resultados de las mediciones de longitud y ancho de 900 individuos de dinoflagelados y diatomeas del GoM, con las cuales se calcularon el biovolumen por célula (μm^3) y, posteriormente se efectuaron las estimaciones del contenido de carbono por célula ($\text{pgC}\cdot\text{cel}^{-1}$). En este estudio, se encontró que los Géneros del Orden *Gymnodiniales* (10 en total) fueron los más representados, con un aporte de carbono por célula relativamente bajo en comparación a otros Orden (Cuadro 1). Su gran abundancia fue reflejada en su aporte relativo de $>70\%$ de la biomasa total de dinoflagelados (Figura 2). En promedio, los Géneros de dinoflagelados pertenecientes al Orden *Pyrocystales* y Orden *Gonyaulacales* fueron los que tuvieron más carbono por célula, estando representados por uno y seis Géneros, respectivamente. Los menores valores de carbono por célula, fueron encontrados en el Género *Pronoctiluca* perteneciente al Orden *Noctilucales* (Cuadro 1). Es importante destacar que especies con escasa abundancia en el GoM pero con gran tamaño celular (*e.g.*, *Pyrocystis fusiformis*, $>400\mu\text{m}$ -longitud), aportan grandemente al BV y contenido de carbono celular y, consecuentemente a la biomasa del Orden correspondiente. Este es el caso del Orden *Pyrocystales*, el cual registró una baja abundancia relativa que no significó ningún aporte a la abundancia promedio total de dinoflagelados, mientras que en términos de biomasa, éste aportó un 2% del total. Este mismo incremento a la fracción de la biomasa total de dinoflagelados, se registró para algunos géneros del Orden *Gonyaulacales* (Figura 2a y 2b).

En cuanto al grupo de las diatomeas, el Orden *Centrales* representados en este estudio por 25 Géneros, contiene seis veces más carbono por célula que el Orden *Pennales* con 17 Géneros (Cuadro 1). Esta gran diferencia en su contenido celular, ocasionó que a pesar de haberse registrado una mayor abundancia relativa de diatomeas *Pennales* (73% del total), $>70\%$ de la biomasa total de diatomeas fue atribuida al Orden *Centrales* (Figura 2c y 2d). Del total de estimaciones de biomasa para diatomeas, la mayoría oscilaron cercanas al promedio ($0.5\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$), con excepción de un valor extremo de $5\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$ atribuido principalmente a los Géneros *Rhizosolenia* y *Navicula* (Figura 3a). Para el caso de los dinoflagelados, los valores de biomasa mostraron una mayor dispersión alrededor de su promedio ($1.4\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$), con algunos valores máximos cercanos a $4\text{-}5\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$ atribuidos a los Géneros de *Gymnodinium* y *Gyrodinium*

(Figura 3b). Comparativamente entre grupos fitoplanctónicos, el promedio de la biomasa total de dinoflagelados fue tres veces mayor al estimado para las diatomeas (Figura 3).

Cuadro 1. Valores de carbono promedio (\pm ES) por célula ($\mu\text{gC}\cdot\text{cel}^{-1}$) calculados de mediciones de biovolumen realizadas a células de distintos Géneros de dinoflagelados y diatomeas del Golfo de México (GoM). El rango de valores mínimos y máximos se indica para cada Orden.

| Orden | # Géneros | $[\mu\text{gC}\cdot\text{cel}^{-1}]$ | SE | MIN | MAX | # Células |
|-----------------------|-----------|--------------------------------------|--------|--------|---------|-----------|
| Dinoflagelados | | | | | | 360 |
| Gymnoidiniales | 10 | 1105.44 | 65.31 | 120.76 | 3647.99 | |
| Dinophysiales | 3 | 2051.19 | 305.19 | 981.72 | 4117.85 | |
| Gonyaulacales | 6 | 4334.70 | 577.47 | 463.89 | 9550.00 | |
| Peridinales | 9 | 2693.44 | 260.10 | 320.76 | 7464.24 | |
| Prorocentrales | 1 | 1056.42 | 159.78 | 146.96 | 4417.87 | |
| Noctilucales | 1 | 457.71 | 190.74 | 73.65 | 1240.65 | |
| Pyrocystales* | 1 | 6604.80 | - | - | - | |
| Diatomeas | | | | | | 540 |
| Centrales | 25 | 1765.12 | 110.78 | 14.00 | 5756.04 | |
| Pennales | 17 | 306.45 | 14.12 | 41.18 | 1196.03 | |

*Basado en una sola medición de *Pyrocystis lúnula*.

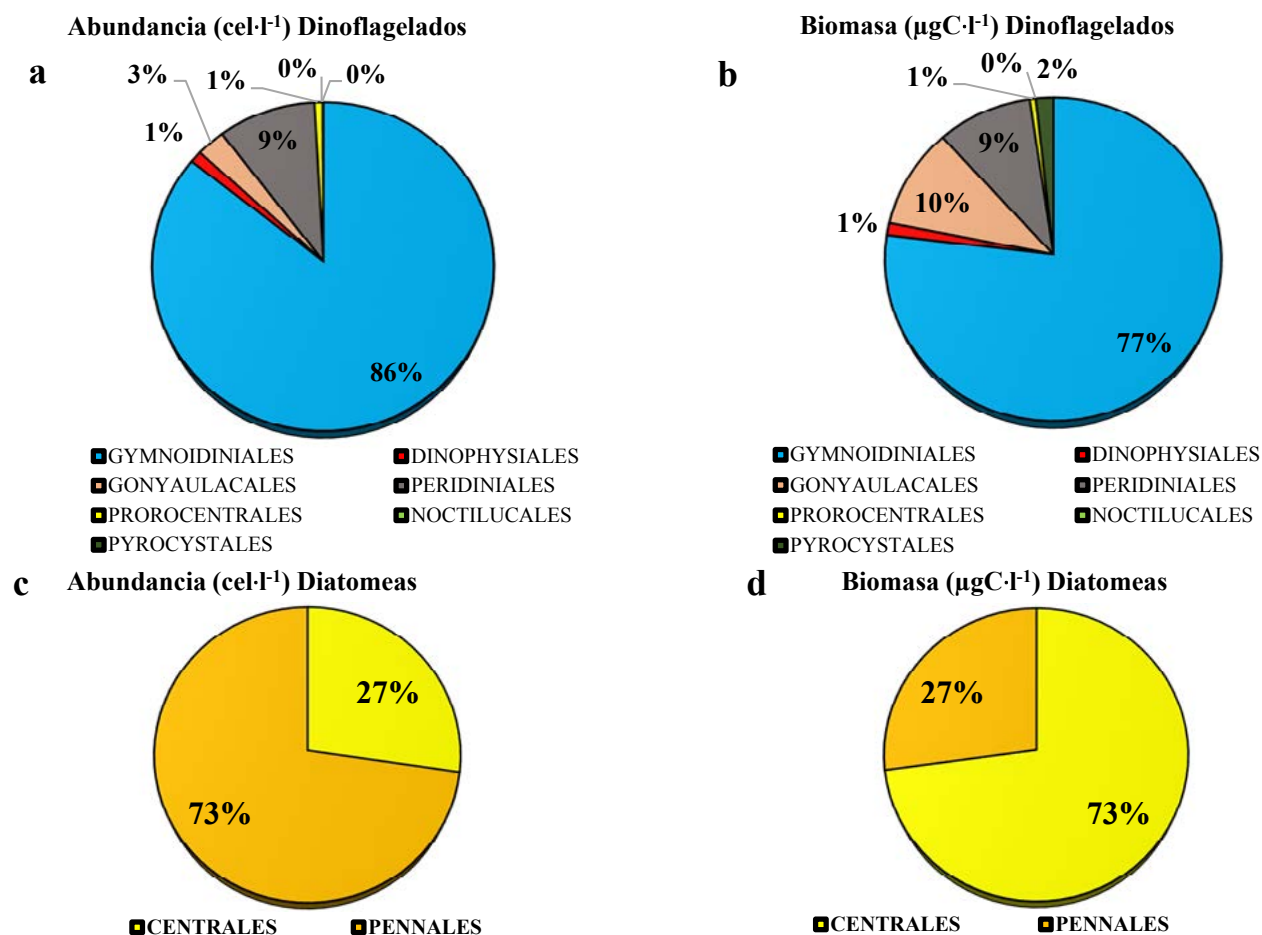


Figura 2. Porcentaje relativo del promedio de la abundancia ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) y de la biomasa ($\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$) de los Órdenes de dinoflagelados (a, b) y diatomeas (c, d) registrados dentro de los primeros 100 m de la columna de agua en el GoM durante el crucero de invierno (febrero-marzo) 2013.

Es importante destacar que los bajos valores de biomasa que se estimaron en este estudio para ambos grupos de fitoplancton, se deben principalmente a la baja abundancia celular encontrada durante el invierno del 2013, en una zona oceánica que tuvo una amplia cobertura de muestreo y que está fuertemente influenciada por estructuras de mesoescala que modifican los patrones de distribución y abundancia de las poblaciones planctónicas (Linacre *et al.*, 2015). Comparativamente, los conteos registrados en este estudio son ~ 1 -2 órdenes de magnitud menor a los reportados en trabajos previos realizados en regiones costeras del GoM (Troccoli *et al.*, 2004; See *et al.*, 2005; Hernández-Becerril *et al.*, 2008). Troccoli *et al.* (2004), por ejemplo, reportaron para condiciones de invierno (noviembre-diciembre de 1998), abundancias promedio de $28\,600\text{ cel}\cdot\text{l}^{-1}$ para diatomeas y de $5000\text{ cel}\cdot\text{l}^{-1}$ para dinoflagelados en tres regiones costeras del GoM, mientras que en este estudio, se reportaron valores promedio de $661\text{ cel}\cdot\text{l}^{-1}$ (rango 0 - $6,420\text{ cel}\cdot\text{l}^{-1}$) y $1022\text{ cel}\cdot\text{l}^{-1}$ (0 - $3,780\text{ cel}\cdot\text{l}^{-1}$) para diatomeas y dinoflagelados, respectivamente. Sin embargo, aun cuando los valores de biomasa que se estimaron en este trabajo fueron relativamente bajos, éstos pueden ser considerados comparables a otras regiones oligotróficas del Pacífico Norte Subtropical (~ 0.1 - $0.3\text{ }\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$ en estación ALOHA; Pasulka *et al.*, 2013), o del Atlántico Central Tropical (0.3 - $3.2\text{ }\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$ a lo largo de un transecto latitudinal entre 0 - 25°N ; Huete-Ortega *et al.*, 2011).

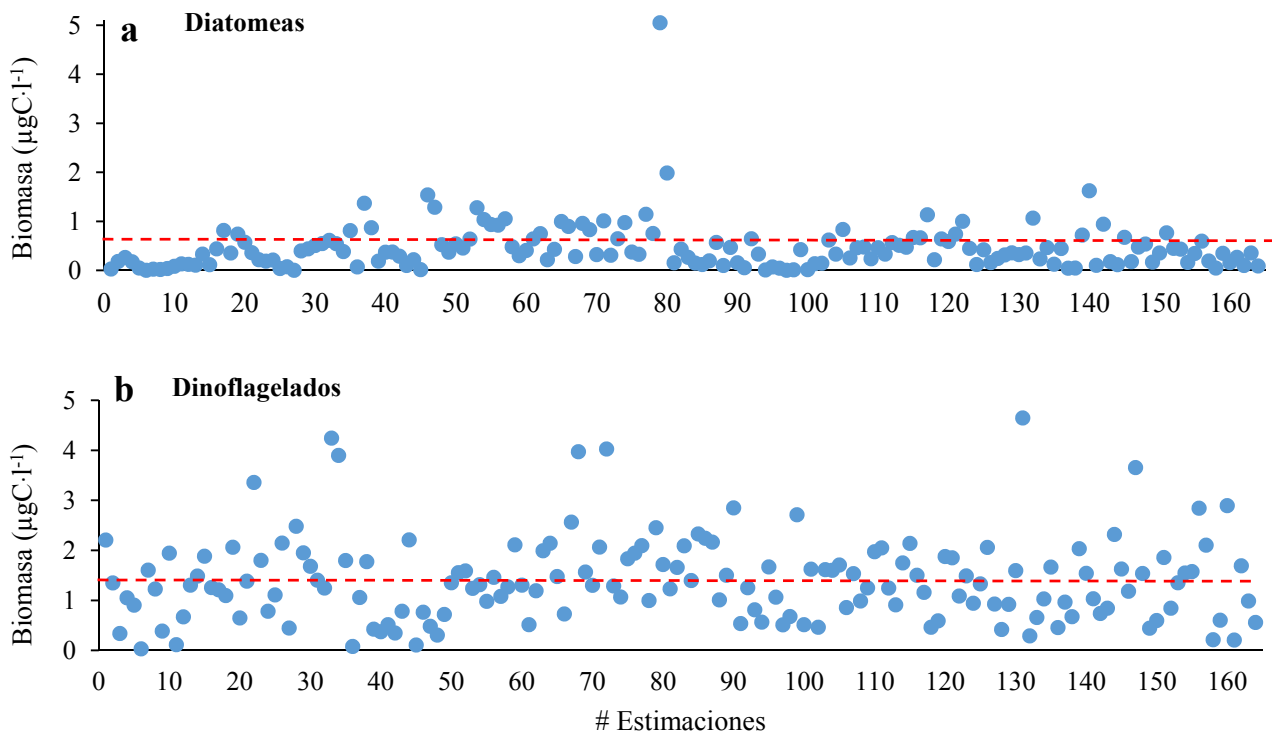


Figura 3. Valores de biomasa ($\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$) de diatomeas (a) y dinoflagelados (b) de todas las estimaciones ($N=164$) realizadas de conteos de organismos obtenidos dentro de los primeros 100 m de la columna de agua en el GoM durante el crucero de invierno (febrero-marzo) 2013. La línea roja punteada indica el valor promedio de todas las estimaciones de cada grupo.

Conclusiones

Las estimaciones de biomasa, en términos de carbono, es un parámetro útil para evaluar el aporte relativo de los diferentes grupos funcionales planctónicos y representar sus distribuciones locales y regionales con la finalidad de comprender su papel en el ciclo global del carbono. Por lo tanto, investigaciones orientadas a obtener mediciones del tamaño celular cada vez más precisas, que permitan

obtener factores de conversión BV:C que sean confiables y categorizados a nivel de grupos fitoplanctónicos, son urgentemente requeridas para el ecosistema del GoM.

Literatura citada

- Baltazar, E. y D. Hernández-Becerril. 2013. Especies de dinoflagelados atecados (*Dinophyta*) de la costa de Chiapas, sur del Pacífico mexicano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 48(2):245-259 DOI 10.4067/S0718-19572013000200005.
- Barton, A., Z. Finkel, B. Ward, D. Johns and M. Follows. 2013. On the roles of cell size and trophic strategy in North Atlantic diatom and dinoflagellate communities. *Limnology and Oceanography* 58(1):254–266 DOI:10.4319/lo.2013.58.1.0254.
- Chakraborty, S. and S. Lohrenz. 2015. Phytoplankton community structure in the river-influenced continental margin of the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 521:31–47 DOI: 10.3354/meps11107.
- Cupp, E. and W. Allen. 1938. Plankton diatoms of the Gulf of California obtained by the G. Allan Hancock Pacific expedition of 1937. *University of Southern California Publications* 3(5):61-100.
- Hernández-Becerril, D., J. García-Reséndiz, D. Salas-de León, M. Monreal-Gómez, M. Signoret-Poillon y J. Aldeco-Ramírez. 2008. Fracción de nanoplancton en la estructura del fitoplancton en el sur del Golfo de México (abril de 2000). *Ciencias Marinas* 34(1):77–90.
- Huete-Ortega, M., A. Calvo-Díaz, R. Graña, B. Mouriño-Carballido y E. Marañón. 2011. Effect of environmental forcing on the biomass, production and growth rate of size-fractionated phytoplankton in the central Atlantic Ocean. *Journal of Marine Systems* 88(2):203–213.
- Hillebrand, H., C. Durselen, D. Kirschtel, U. Pollinger and T. Zohary. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35:403–424.
- Lambert, C., T. Bianchi and P. Santschi. Cross-shelf changes in phytoplankton community composition in the Gulf of Mexico (Texas shelf/slope): the use of plant pigments as biomarkers. *Continental Shelf Research* 19:1-21.
- Licea, S., J. Moreno, H. Santoyo y G. Figueroa. 1995. Dinoflageladas del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur, SEP-FOMES, PROMARCO. México. 164 p.
- Licea, S., M. E. Zamudio, R. Luna y J. Soto. 2004. Free-living dinoflagellates in the southern Gulf of Mexico: Report of data (1979–2002). *Phycological Research* 52:419–428 DOI:10.1111/j.1440-183.2004.00364.x.
- Licea, S. 2006. Diatomeas (*Bacillariophyceae*) y Dinoflageladas (*Dinophyceae*) planctónicas más frecuentes en la región sur del Golfo de México. Universidad Nacional Autónoma de México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto AA012. México.
- Licea, S., M. Zamudio, J. Moreno-Ruiz and R. Luna. 2011. A suggested local regions in the Southern Gulf of Mexico using a diatom database (1979-2002) and oceanic hidrographic features. *Journal of Environmental Biology* 32:443-453.
- Linacre, L., R. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, J. Herguera, C. Bazán-Guzmán and V. Ferreira-Bartrina. 2015. Distribution pattern of picoplankton carbon biomass linked to mesoscale dynamics in the southern Gulf of Mexico during winter conditions. *Deep-Sea Research I* 106:55–67 DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2015.09.009>.
- Marañón, E., P. Holligan, R. Barciela, N. González, B. Mouriño, M. Pazó and M. Varela. 2001. Patterns of phytoplankton size structure and productivity in contrasting open-ocean environments. *Marine Ecology Progress Series* 216:43–56.
- Menden-Deuer, S. and E. Lessard. 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography* 45(3):569-579.
- Olenina, I., S. Hajdu, L. Edler, A. Andersson, N. Wasmund, S. Busch, J. Göbel, S. Gromisz, S. Huseby, M. Huttunen, A. Jaanus, P. Kokkonen, I. Ledaine and E. Niemkiewicz. 2006. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea. *HELCOM Baltic Sea Environment Proceedings No.106*. 144 p.
- Pasulka, A., M. Landry, D. Taniguchi, A. Taylor and M. Church. 2013. Temporal dynamics of phytoplankton and heterotrophic protists at station ALOHA. *Deep Sea Research II* 93:44–57
- Qian, Y., A. Jochens, M. Kennicutt II and D. Biggs. 2003. Spatial and temporal variability of phytoplankton biomass and community structure over the continental margin of the northeast Gulf of Mexico based on pigment analysis. *Continental Shelf Research* 23:1–17 DOI:10.1016/S0278-4343(02)00173-5.
- Sal, S., A. Pérez-Urrutia, X. Irigoien, D. Harbour and R. Harris. 2013. Marine microplankton diversity database. *Ecology* 94(7):1658.
- See, J., L. Campbell, T. Richardson, J. Pinckney and R. Shen. 2005. Combining new technologies for determination of phytoplankton community structure in the Northern Gulf of Mexico. *Journal of Phycology* 41:305–310.
- Tomas, C. 1997. Identifying Marine Phytoplankton. Florida Department of Environmental Protection Florida Marine Research Institute. 857 p.
- Troccoli, L., J. Herrera-Silveira and F. Comín. 2004. Structural variations of phytoplankton in the coastal seas of Yucatan, Mexico. *Hydrobiologia* 519:85–102
- Thronsen, J. 1978. Preservation and storage. *In: A. Sournia (Ed.). Phytoplankton Manual. Monographs on Oceanographic Methodology* 6:69-74.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9:1–38
- Wawrik, B. and J. Paul. 2004. Phytoplankton community structure and productivity along the axis of the Mississippi River plume in oligotrophic Gulf of Mexico waters. *Aquatic Microbial Ecology* 35:185–196 DOI:10.3354/ame035185.
- Yamaji, I. 1980. Illustrations of the marine plankton of Japan. 4th Printing, Hoikushu publishing. 288 p.

4.32 Tasas de acumulación de carbono antropogénico en el Golfo de México

Quintanilla-Terminel José G.¹; Hernández-Ayón José M.² y Herguera Juan C.¹

¹División de Oceanología, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, *Campus* Ensenada. Km 103 Carretera Ensenada-Tijuana, Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: josegqt@gmail.com

Resumen

El incremento en las concentraciones de dióxido de carbono atmosférico producto de la actividad antropogénica ha estado acompañado de una disminución en su proporción isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$. A medida que el océano absorbe el CO_2 antropogénico ésta disminución también afecta la composición isotópica ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) del carbono inorgánico disuelto (CID) y puede ser utilizada para estimar la cantidad de carbono antropogénico que se ha acumulado. Se presentan los resultados de las mediciones isotópicas del CID como trazador de la absorción de CO_2 de origen antropogénico en el Golfo de México durante las campañas oceanográficas XIXIMI-1-2-3-4-5. Los valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ muestran una disminución promedio de -0.009‰ año^{-1} , siendo las masas de agua más someras las que muestran el mayor cambio. A partir de esta disminución se estimó una tasa de aumento en la concentración de CID antropogénico promedio de $0.61 \mu\text{mol-C kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que corresponde a un aumento total de $0.07 \text{ Pg-C año}^{-1}$.

Palabras clave: *océano-atmósfera; carbono inorgánico disuelto; mediciones isotópicas.*

Abstract

The increment of the carbon dioxide atmospheric concentrations has decreased its isotopic composition $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$. As the ocean absorbs the anthropogenic CO_2 this decrease also affects the oceanic isotopic composition ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) of dissolved inorganic carbon (CID) and can be used to assess the accumulation of anthropogenic carbon. The results from the isotopic measurements of CID during the oceanographic campaigns XIXIMI-1-2-3-4-5 are presented as a tracer of anthropogenic carbon absorption in the Gulf of Mexico. The $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ values show a mean decrease of -0.009‰ yr^{-1} , with the maximum decrease found in the shallower water masses. From this decrease an absorption rate of $0.61 \mu\text{mol-C kg}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ was estimated which yields a total increase of $0.07 \text{ Pg-C yr}^{-1}$.

Key words: *ocean-atmosphere; dissolved inorganic carbon; isotopic measurements.*

Introducción

La proporción de isótopos estables ($^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$, expresada como $\delta^{13}\text{C}$) en el carbono inorgánico disuelto (CID) (Ecuación 1) del océano se ha utilizado como un trazador de los procesos físicos, químicos y biológicos que conforman el ciclo del carbono (Kroopnick, 1985) así como para estimar la absorción de CO_2 antropogénico por el océano (Tans *et al.*, 1993; Gruber y Keeling, 2001).

$$\text{CID} = [\text{CO}_2(\text{aq})] + [\text{H}_2\text{CO}_3] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] \quad (1)$$

La composición isotópica del carbono en un compuesto se reporta como valores δ , que representan las desviaciones relativas en la composición isotópica de la muestra respecto a la composición isotópica del estándar Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB) y se reporta en partes por mil (‰) (Ecuación 2).

$$\delta^{13}C_{CID} = \left(\frac{\left(\frac{^{13}C}{^{12}C} \right)_{CID}}{\left(\frac{^{13}C}{^{12}C} \right)_{VPDB}} - 1 \right) \times 1000 \quad (2)$$

Se estima que el CO₂ antropogénico liberado desde la revolución industrial tiene una composición isotópica en promedio 20‰ más ligera que la del CO₂ atmosférico natural (Quay *et al.*, 1992). Por este efecto, durante los últimos 200 años el aumento en la concentración de CO₂^{atm} de 270 μatm a 400 μatm ha estado acompañado de una disminución del δ¹³C_{CO₂^{atm}} de -6.5‰ a -8.5‰ (Tagliabue y Bopp; 2008) (Figura 1). Este efecto se ve reflejado en lo que se conoce como efecto Suess oceánico como una disminución en los valores δ¹³C_{CID} superficiales de 0.16 ± 0.02‰ por década debido a la disolución de CO₂ antropogénico (Quay y Stutsman, 2003).

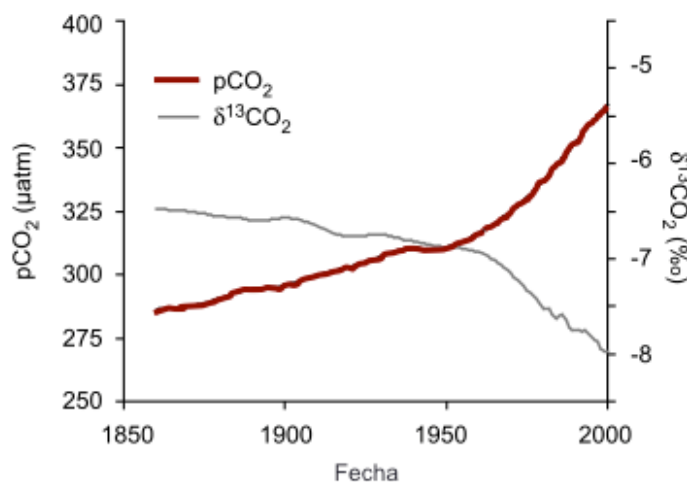


Figura 1. Aumento de CO₂ atmosférico y disminución de su δ¹³C desde 1860 hasta 2000 (Modificado de Tagliabue y Bopp, 2008).

En este trabajo se presenta la tasa de acumulación de CID de origen antropogénico en el Golfo de México (GM) estimada a partir de la disminución en los valores de δ¹³C_{CID} medidos entre noviembre 2010 y junio 2016. Modelo de mezcla con los valores de δ¹³C_{CID}^{*} de cada masa de agua presente en el GM y los valores δ¹³C_{CID} superficiales en las zonas de formación de cada masa de agua en la época preindustrial (δ¹³C_{CID}^{pre}).

Materiales y Métodos

Zona de estudio y obtención de datos

Se presentan datos obtenidos durante los cruceros oceanográficos XIXIMI-1 (noviembre 2010), XIXIMI-2 (julio 2011), XIXIMI-3 (febrero 2013), XIXIMI-4 (septiembre 2015), XIXIMI-5 (junio 2016) realizados a bordo del Buque Oceanográfico Justo Sierra de la Universidad Nacional Autónoma de México en la región de aguas profundas del GM (Figura 2). Durante las campañas se realizaron mediciones continuas de T, S y de oxígeno disuelto. En cada estación se recolectaron muestras de agua en doce profundidades preseleccionadas y se midió la temperatura, salinidad, presión y oxígeno disuelto con una resolución de un metro. Con el agua recolectada se midió la concentración de oxígeno disuelto (O₂ μmol kg⁻¹) utilizando el método MicroWinkler. A partir de las concentraciones obtenidas de dicha manera se calibraron los valores de oxígeno disuelto obtenidos de manera continua con el CTD (Herguera *et al.*, 2012). Las determinaciones de la concentración de CID (μmol kg⁻¹) y de alcalinidad total (AT μmol kg⁻¹) en las muestras de agua se realizaron a cargo del Dr. Martín Hernández Ayón, en el Instituto

de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California (Hernández-Ayón *et al.*, 2012). Los análisis de isótopos estables del carbono en el CID en las muestras de agua se realizaron en un espectrómetro de masas marca Delta Plus Advantage siguiendo la metodología descrita por Torres *et al.* (2005) con una precisión externa de $\pm 0.07\%$ (Herguera *et al.*, 2012).

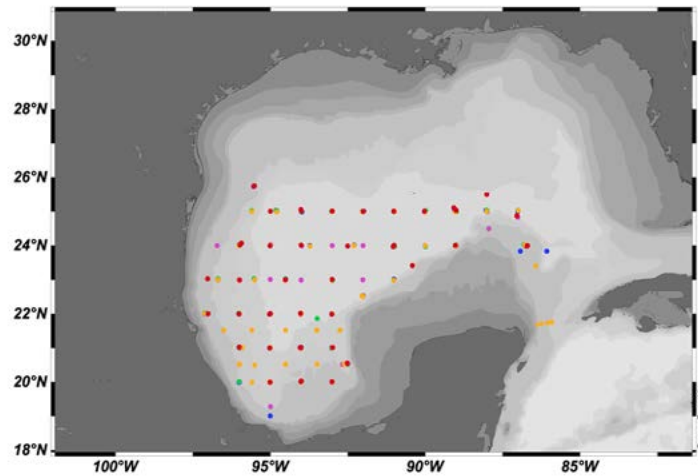


Figura 2. Mapa de zona de estudio con estaciones de muestreo durante las campañas oceanográficas XIXIMI-1 (morado), XIXIMI-2 (rojo), XIXIMI-3 (verde), XIXIMI-4 (amarillo) y XIXIMI-5 (rojo).

Identificación de masas de agua

A partir de los perfiles de temperatura y salinidad obtenidos con el CTD en todas las estaciones, se realizó un diagrama de temperatura potencial contra salinidad para identificar las masas de agua muestreadas (Cuadro 1). A cada muestra de agua recolectada se le asignó una masa de agua de acuerdo a sus valores de temperatura potencial, salinidad y densidad.

Cuadro 1. Intervalos de profundidad y anomalía de densidad potencial y volumen de las masas de agua observadas en el Golfo de México.

| Masa de agua | Intervalo de profundidad (m) | Densidad potencial promedio (kg m^{-3}) | Volumen promedio (10^6 km^3) |
|-------------------------------------|------------------------------|--|--|
| Gulf Common Water (GCW) | 0 a 120 | 1025.35 | 0.12 |
| Eighteen Degree Water (EDW) | 120 a 240 | 1026.45 | 0.12 |
| North Atlantic Central Water (NACW) | 240 a 420 | 1026.8 | 0.2 |
| South Atlantic Central Water (SACW) | 420 a 680 | 1027.18 | 0.24 |
| Antartic Intermediate Water (AAIW) | 680 a 1000 | 1027.48 | 0.34 |
| North Atlantic Deep Water (NADW) | 1000 a fondo | 1027.74 | 1.38 |

Resultados y Discusión

Efecto Suess en $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$

En la Figura 3, se muestran los valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ por fecha de muestreo. A partir de estos datos se realizó una regresión lineal entre los valores medidos en cada masa de agua y su fecha de muestreo y así obtener las pendientes de cambio anuales. En cada masa de agua los valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ muestran una tendencia a disminuir. Las masas de agua menos profundas muestran las mayor disminución anual de -0.027% en el GCW y -0.019% en la EDW, en comparación la masa de agua más profunda, NADW, muestra una tendencia mínima de -0.001% año⁻¹. Esta disminución podría asociarse directamente al

efecto Suess, sin embargo, es necesario considerar que los valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ medidos directamente ya traen impresos también la señal biológica de la respiración de materia orgánica y de la formación y disolución de carbonatos que ha afectado al CID en cada masa de agua desde su formación. Es necesario quitar esta señal para dejar solo la composición isotópica del CID preformado que tiene una composición isotópica adquirida en el océano superficial.

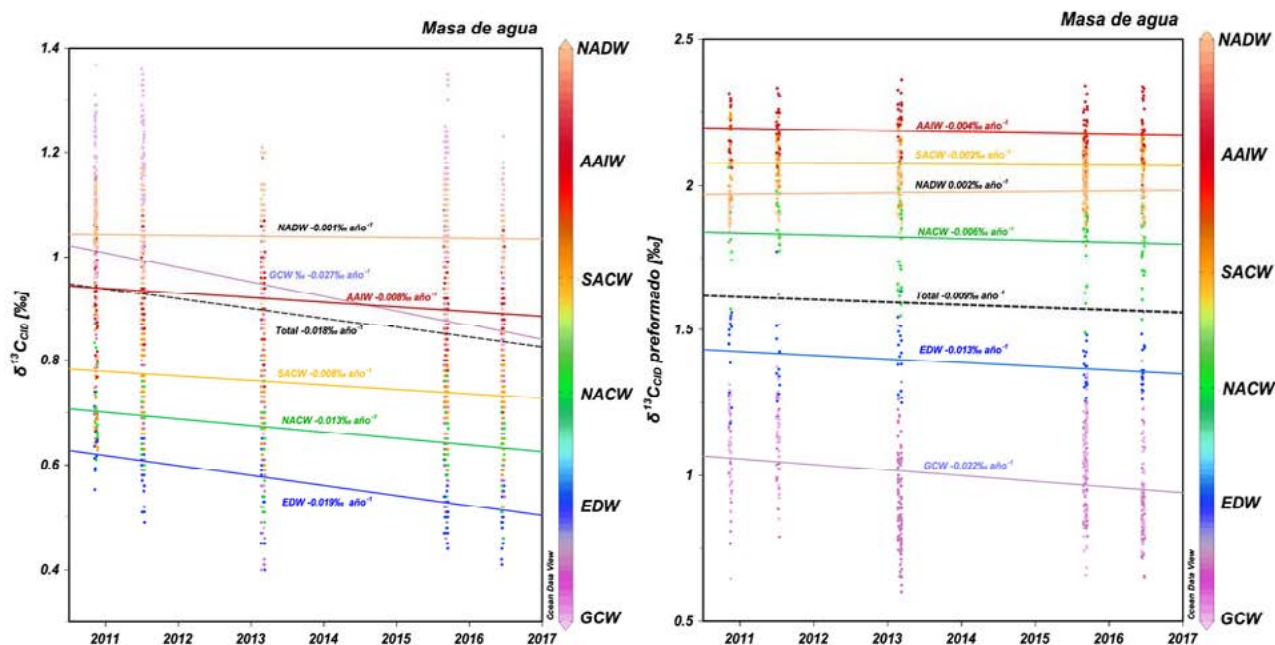


Figura 3. A) Valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ medidos por fecha de muestreo, B) Valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ preformado calculados por fecha de muestreo. En colores se muestran las masas de agua de donde se obtuvo la muestra y las líneas rectas representan la regresión lineal realizada para cada masa de agua.

El componente preformado ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ preformado) se estimó siguiendo la metodología descrita en Quintanilla *et al.* (2015), a partir de estos valores se realizó una nueva regresión lineal para estimar el efecto Suess de cada masa de agua. La mayor disminución del $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ preformado se observa en la masa de agua GCW con -0.022‰ a^{-1} , este valor es muy parecido al valor reportado para el Atlántico subtropical de -0.025‰ a^{-1} (Bascatow *et al.*, 1996). La masa de agua EDW presenta una disminución de -0.013‰ a^{-1} , valor muy cercano a los -0.012‰ a^{-1} reportados para la región subpolar del Atlántico Norte (Tanaka *et al.*, 2003). Las masas de agua más profundas muestran una menor disminución anual que los valores reportados en el presente, lo que puede deberse a que son masas de con menor tasa de ventilación que las aguas más someras.

Tasa de acumulación de CID antropogénico

La concentración de CID antropogénico se obtuvo con un modelo de mezcla isotópico para realizar una estimación de la concentración de CO_2 de origen antropogénico que debe haberse disuelto en cada masa de agua para que su $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ disminuyera de los valores preindustriales $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}^{\text{pre}}$ (Shmittner *et al.*, 2013), a los valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ preformado calculados (Quintanilla *et al.*, 2015). De nuevo se realizó una regresión lineal para obtener la pendiente de cambio en la cantidad de carbono antropogénico medida durante cada crucero (Figura 4). La masa de agua GCW presenta la mayor tasa de acumulación de carbono antropogénico con un valor de $1.74\text{ }\mu\text{mol-C kg}^{-1}\text{ a}^{-1}$, este valor se encuentra por encima del mayor valor reportado en el Atlántico norte de $1.3\text{ }\mu\text{mol-C kg}^{-1}\text{ a}^{-1}$ (Bates *et al.*, 2002) y puede deberse a el aumento en la presión parcial de CO_2 atmosférico en los últimos 10 años. Por su parte, el valor de

1.22 $\mu\text{mol-C kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ observado para el agua EDW es muy parecido a los 1.3 reportados por Bates *et al.* (2002) en el Atlántico norte subtropical que es justo donde se origina esta masa de agua.

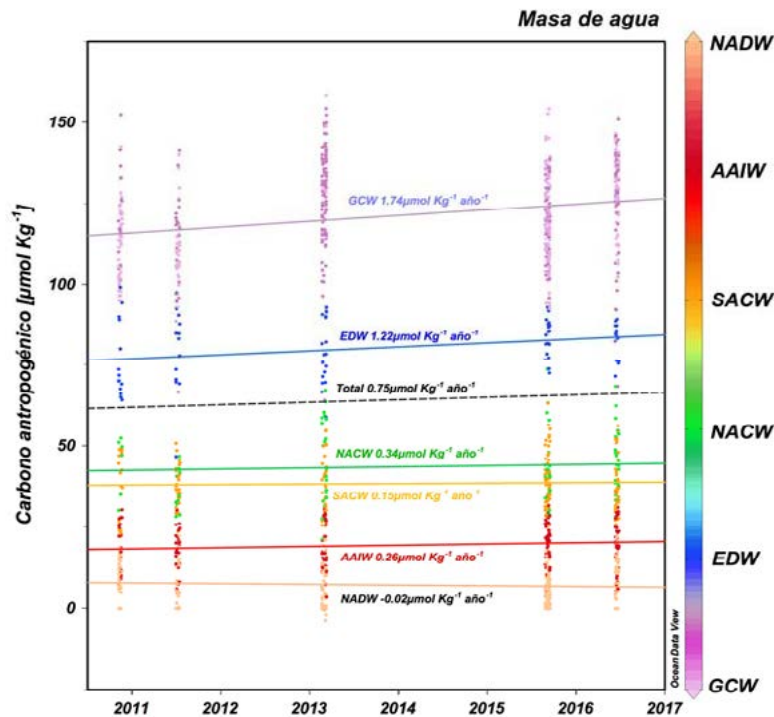


Figura 4. Valores de carbono antropogénico calculados por fecha de muestreo. En colores se muestran las masas de agua de donde se obtuvo la muestra y, las líneas rectas representan la regresión lineal realizada para cada masa de agua.

La masa promedio de carbono antropogénico disuelto como CID en cada masa de agua se calculó en la Ecuación 3.

$$C \text{ antropogénico} = 12 \times CID \text{ antropogénico} \times \rho \times V / 10^6 \quad (3)$$

donde, $C \text{ antropogénico}$ en Pg (10^{15} g), $CID \text{ antropogénico}$ en $\mu\text{mol kg}^{-1}$, ρ es la densidad potencial promedio de cada masa de agua (kg m^{-3}) y V el volumen promedio que abarca cada masa de agua en el GM (10^6 km^3).

Considerando la tasa estimada de $1.9 \text{ Pg-C año}^{-1}$ para la totalidad de la cuenca oceánica del Atlántico Norte (Wanninkof *et al.*, 2010), el Golfo de México estaría acumulando un 3.7% de ese total anualmente. Mientras tanto, la masa de agua más profunda NADW no presenta una tendencia significativa de acumulación de carbono antropogénico (Cuadro 2).

Cuadro 2. Tasa de incremento de concentración y masa de CID antropogénico en el GM.

| Masa de agua | $\mu\text{mol kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ | Pg (10^{15} g) año^{-1} |
|-------------------------------------|--|--|
| Gulf Common Water (GCW) | 1.74 | 0.026 |
| Eighteen Degree Water (EDW) | 1.22 | 0.018 |
| North Atlantic Central Water (NACW) | 0.34 | 0.008 |
| South Atlantic Central Water (SACW) | 0.15 | 0.004 |
| Antartic Intermediate Water (AAIW) | 0.26 | 0.010 |
| North Atlantic Deep Water (NADW) | 0.00 | 0.000 |
| Total Ponderado | 0.61 | 0.07 |

Conclusiones

Los valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ medidos en el Golfo de México muestran una tendencia a disminuir anualmente que puede asociarse al efecto Suess.

El Golfo de México está almacenando carbono de origen antropogénico a una tasa de $0.61 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{año}^{-1}$ que corresponde a 0.07Pg-C por año, 65% del cual se está almacenando en los primeros 300 m de profundidad.

Las masas de agua más profundas llevan más tiempo fuera de contacto con la atmósfera por lo que su tasa de almacenamiento es más baja.

Agradecimientos

Este estudio es parte del proyecto N0 201441: Implementación de redes de observación oceanográficas (físicas, geoquímicas, ecológicas) para la generación de escenarios ante posibles contingencias relacionadas a la exploración y producción de hidrocarburos en aguas profundas del Golfo de México, financiado por el fondo sectorial de Hidrocarburos SENER-CONACyT.

Literatura citada

- Bacastow, R. B., C. D. Keeling, T. J. Lueker, M. Wahlen and W. G. Mook. 1996. The ^{13}C Suess effect in the world surface oceans and its implications for oceanic uptake of CO_2 : Analysis of observations at Bermuda. *Global Biogeochemical Cycles* 10:335-346.
- Bates, N. R., A. F. Michaels and A. H. Knap. 1996. Seasonal and interannual variability of oceanic carbon dioxide species at the US JGOFS Bermuda Atlantic Time-series Study (BATS) site. *Deep Sea Research Part II* 43:347-383.
- Gruber, N. y C. D. Keeling. 2001. An improved estimate of the isotopic air-sea disequilibrium of CO_2 : Implications for the oceanic uptake of anthropogenic CO_2 . *Geophysical Research Letters* 28(3):555-558.
- Herguera, J. C., A. Siqueiros, B. Acosta, N. Cordero-Quirós, J. L. Abella y V. Ferreira-Bartrina. 2012. Patrones de distribución de la composición isotópica de carbono $\delta^{13}\text{C}$ del CID. Línea de base de aguas profundas del Golfo de México. Informe final. pp. 109-131.
- Herguera, J. C., S. Z. Herzka y R. Barradas. 2012. Composición isotópica del carbono orgánico particulado (COP). Línea de base de aguas profundas del Golfo de México. Informe final. pp. 146-170
- Hernández-Ayón, J. M., J. C. Herguera, A. Siqueiros y A. Franco. 2012. Carbono inorgánico disuelto y alcalinidad total. Línea de base de aguas profundas del Golfo de México. Informe final. pp. 93-108
- Kroopnick, P. 1985. The distribution of ^{13}C of ΣCO_2 in the world oceans. *Oceanographic Research Papers* 32:57-84.
- Quay, P. D., B. Tilbrook and C. S. Wong. 1992. Oceanic uptake of fossil fuel CO_2 : Carbon- 13 evidence. *Science* 256(5053):74-79.
- Quay, P. and J. Stutsman. 2003. Surface layer carbon budget for the subtropical N. Pacific: $\delta^{13}\text{C}$ constraints at Station ALOHA. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 50:1045-1061.
- Quintanilla-Terminel, J. G., J. C. Herguera, J. M. Hernández-Ayón. 2015. CO_2 antropogénico en el Golfo de México estimado a partir de la composición isotópica del carbono inorgánico disuelto. *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 en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A. C. y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-3-6. 702 p.*
- Schmittner, A., N. Gruber, A. C. Mix, R. M. Key, A. Tagliabue and T. K. Westberry. 2013. Biology and air-sea gas exchange controls on the distribution of carbon isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$) in the ocean. *Biogeosciences Discussions* 10(5):8415-8466.
- Tagliabue, A. and L. Bopp. 2008. Towards understanding global variability in ocean Carbon- 13 . *Global Biogeochemical Cycles* 22(1).
- Tanaka, T., Y. W. Watanabe, S. Watanabe, S. Noriki, N. Tsurushima and Y. Nojiri. 2003. Oceanic Suess effect of $\delta^{13}\text{C}$ in subpolar region: The North Pacific. *Geophysical Research Letters* 30(22).
- Tans, P. P., J. A. Berry and R. F. Keeling. 1993. Oceanic $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ observations: a new window on ocean CO_2 uptake. *Global Biogeochemical Cycles* 7(2):353-368.
- Wanninkhof, R., S. C. Doney, J. L. Bullister, N. M. Levine, M. Warner and N. Gruber. 2010. Detecting anthropogenic CO_2 changes in the interior Atlantic Ocean between 1989 and 2005. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 115(C11).

4.33 Variabilidad de la productividad primaria integrada en Perdido y Coatzacoalcos del Golfo de México (2006-2016)

Mirabal-Gómez U.¹; Mercado-Santana J. A.²; Linacre L.¹; Lara-Lara J. R.¹; Bazán-Guzmán C.¹; De-la-Cruz-Orozco M.¹ y Sánchez-Robles C.¹

¹Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de investigación Científica y Superior de Ensenada (CICESE). Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, CP 22860, Zona Playitas, Ensenada, Baja California.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California (UABC). Km 103 Carretera Tijuana-Ensenada, CP 22830, Autor para correspondencia: umirabal@cicese.edu.mx

Resumen

Se generó una serie de tiempo mensual desde 2006-2016 de la productividad primaria integrada (PPI) mediante dos modelos VGPM y Eppley-VGPM para las zonas de Perdido y Coatzacoalcos en GoM. Se obtuvieron 262 imágenes mensuales de PPI, de las cuales, se extrajo un cuadrante de 18 x 18 km por zona (Perdido: 25°50 N, 95°40 W; Coatzacoalcos: 20° N, 94° W). El objetivo de este trabajo es comparar la variabilidad temporal de la PPI entre zonas y contrastar las estimaciones obtenidas con los dos modelos. La variación anual de PPI tuvo componentes claros estacionales e interanuales. En Perdido la PPI fluctuó entre 174 a 881 mgC m⁻² d⁻¹, con valores máximos de febrero a mayo y mínimos de julio a septiembre. En Coatzacoalcos fluctuó entre 213 a 931 mgC m⁻² d⁻¹ con el modelo VGPM. Sin embargo, los ciclos interanuales no son claros. La comparación entre modelos mostró diferencias significativas entre zonas (H=130, P=0.484, $\alpha=0.05$). Dichas series de tiempo permiten observar de manera sinóptica el comportamiento de la PPI en áreas del GoM donde existen muy pocos estudios de PPI. A futuro se pretende evaluar las captaciones de carbono *in situ* por los productores primarios para validar los modelos satelitales en el GoM.

Palabras clave: *sensores remotos; serie de tiempo; fitoplancton.*

Abstract

Using two models (VGPM and Eppley-VGPM) for Perdido and Coatzacoalcos zones in GoM, a monthly time series of integrated primary productivity (PPI) from the period 2006-2016 was generated. A total of 262 PPI monthly images were obtained. Quadrants of 18 x 18 km was extracted per zone (Lost: 25°50 N, 95°40 W; Coatzacoalcos: 20°N, 94° W). The objective of this study is to compare the temporal variability of the PPI between zones and to contrast the estimates obtained by the two models. The annual variation of PPI had a clear annual and also seasonal component. In Perdido the PPI fluctuated between 174 to 881 mgC m⁻² d⁻¹, with maximum values from February to May and lower from July to September. In Coatzacoalcos, the PPI values fluctuated between 213 and 931 mgC m⁻² d⁻¹, however, the seasonal cycles were not clear. The comparison between models showed significant differences within zones (H=130, P=0.484, $\alpha=0.05$). These time series allow a synoptic view of PPI behavior in GoM areas where there are very few PPI studies. Future data to evaluate the carbon capture *in situ* by primary producers to validate the satellite models in the GoM will be addressed.

Key words: *remote sensing; time series; phytoplankton.*

Introducción

La medición del flujo de carbono en el océano es una de las herramientas más importantes para entender el funcionamiento de los ecosistemas y el flujo de la materia orgánica a través de las redes tróficas marinas (Marra, 2002). En ambientes marinos, el fitoplancton constituye uno de los principales productores primarios (Falkowski y Raven, 2007). Este se distribuye en toda la zona eufótica de los océanos del mundo, y la velocidad a la que se reproduce fijando el CO₂ de su entorno vía fotosíntesis, resulta crucial para el entendimiento de los flujos de carbono en el océano (Behrenfeld *et al.*, 2004).

Se conocen varios métodos *in situ* para estimar la fotosíntesis en el océano, que van desde el método más simple de evolución de O₂ disuelto (Gaarder y Gran, 1927), el método tradicional que relaciona la tasa de fijación de C radioactivo (¹⁴C) (Steeemann-Nielsen, 1952), hasta la metodología por fluorescencia, que utiliza instrumentos sofisticados capaces de proporcionar la misma información que los métodos tradicionales (Schreiber *et al.*, 1994). Sin embargo, dichas aproximaciones se limitan a áreas puntuales y escalas espacio-temporales cortas. Al respecto, las estimaciones por medio de satélite son el único medio práctico conocido a la fecha, para medir la productividad primaria integrada (PPI) en escalas espacio-temporales amplias (globales). Se conocen varios modelos matemáticos que estiman la PPI, los cuáles establecen una relación entre la Clorofila-*a* satelital (Chl_{SAT}), la luz fotosintéticamente activa (PAR), la temperatura superficial del mar (SST) y algunas variables de la tasa de fijación de carbono. Dichos modelos comprenden desde simples ajustes empíricos hasta modelos analíticos complejos (Platt y Sathyendranath, 1993) y su complejidad radica en las interacciones de las variables que los alimentan.

Por lo anterior, el propósito de este trabajo se centró en el uso de dos modelos (modelo de producción vertical generalizada, VGPM, por Behrenfeld y Falkowski (1997) y el modelo Eppley-VGPM, Eppley *et al.* (1985)), para la estimación y comparación de la PPI de dos zonas estratégicas del Golfo de México (GoM): Perdido y Coatzacoalcos. Estimaciones de captación de carbono inorgánico por el fitoplancton en este ecosistema son escasas o se han limitado a lagunas o estuarios. La aplicación de modelos satelitales para calcular la fijación de carbono vía fotosíntesis del fitoplancton (productividad primaria) ha permitido evaluar dicha variable a escalas regionales del GoM. Este tipo de trabajos resultan esenciales para un mayor entendimiento de las variables y procesos que participan en el ciclo biogeoquímico del carbono en el ecosistema.

Materiales y Métodos

Se generaron cuatro series de tiempo de composiciones mensuales de PPI (mgC m⁻² d⁻¹) del sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS-Aqua), desde enero de 2006 a noviembre de 2016. Las composiciones se obtuvieron del sitio de Ocean Productivity (<http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/index.php>). Se seleccionó un cuadrante representativo de 18 x 18 km por zona: Perdido (25°50 N, 95°40 W) y Coatzacoalcos (20° N, 94° W) mediante la interface programática SeaDAS Versión 7.0.2. Además, se utilizó el programa Matlab (2014) para el análisis espectral de estas series de tiempo para caracterizar la magnitud relativa de los diferentes componentes de variación.

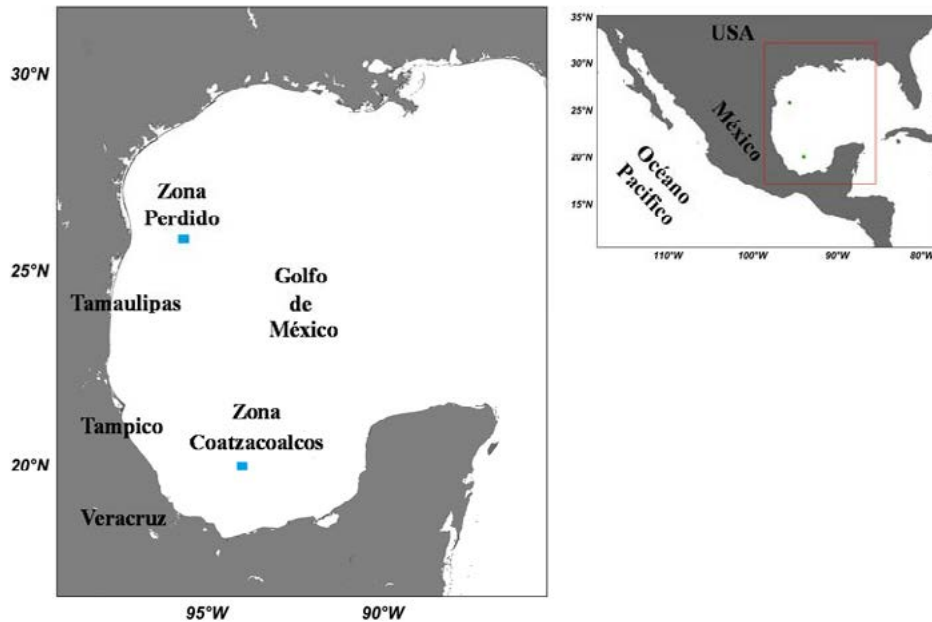


Figura 1. Cuadrantes muestreados (Azul) para las zonas de Perdido (25°50 N, 95°40 W) y Coatzacoalcos (20° N, 94° W).

Cuadro 1. Modelos matemáticos utilizado para calcular la producción primaria integrada en la zona eufótica (PPI).

| Nombre | Modelo | Referencia |
|--------------|---|-------------------------------|
| VGPM | $PPI = 0.66125 P_{opt}^b \left[\frac{E_0(PAR)_{sat}}{E_0(PAR)_{sat} + 4.1} \right] Z_{eu} Chl_{sat} D_{irr}$ | Behrenfeld y Falkowsky (1997) |
| Epplley-VGPM | $PPI = P_{opt}^b \left[\frac{0.66125 * PAR}{(PAR + 4.1)} \right] Z_{eu} Chl_{sat} D_{irr}$ | Epplley <i>et al.</i> (1985) |

Se seleccionaron los dos modelos más usados por la comunidad científica para estimar la PPI (Cuadro 1). El modelo de Producción Vertical Generalizado (VGPM), de Behrenfeld y Falkowsky (1997) y el modelo de Epplley-VGPM, propuesto por Epplley *et al.* (1985). El primero es un modelo basado en las estimaciones de Chl_{SAT} y la descripción de la dependencia de la eficiencia fotostática con base en la TSM.

El segundo modelo muy similar al VGPM original, su única diferencia es la descripción de la dependencia de la eficiencia fotosintética a la temperatura. Epplley evaluó los cambios de tasas de crecimiento del fitoplancton en diferentes temperaturas, dichos cambios los ajustó a una curva exponencial de crecimiento a través del rango de TSM medido. Donde, P_{opt}^b : tasa específica máxima de fijación de carbono en la columna de agua [$mgC (mg Chl)^{-1} h^{-1}$] determinado en función de la temperatura superficial del mar (TSM) a través de un polinomio de séptimo orden, en el VGPM (Expresión 1).

$$P_{opt}^b = 3.27 \times 10^{-8} T^7 + 3.4132 \times 10^{-6} T^6 - 1.348 \times 10^{-4} T^5 + 2.462 \times 10^{-3} T^4 - 0.0205 T^3 + 0.0617 T^2 + 0.2749 T + 1.2956 \quad (1)$$

Mientras que la P_{opt}^b para Epplley-VGPM se describe en función de la TSM, es una exponencial que tiene una pendiente que se describe en el modelo de crecimiento máximo por Epplley (1972), que parametriza en un rango de temperatura de 4.6 a 20 °C (Expresión 2).

$$P_{opt}^b = 1.54 * 10 * [(0.0275 * SST) - 0.07] \quad (2)$$

$E_0 (PAR)_{sat}$: irradiancia superficial diaria ($E m^{-2} d^{-1}$) estimada por sensores remotos satelitales (PAR, radiancia fotosintéticamente activa).

Z_{eu} : profundidad de la zona eufótica (m^{-1}) estimada a partir de la temperatura satelital con el modelo de Morel y Berthon (1989).

Chl_{sat} : concentración de clorofila superficial ($mg m^{-3}$) obtenida de sensores remotos.

D_{irr} : periodo de luz de día o fotoperiodo (d^{-1}) estimado a partir de los atributos “Start Day”, “End Day” y “Latitude” de las imágenes de los sensores remotos (<http://wimsoft.com/wim.pdf>, Spencer 1971; Kirk, 1986).

El análisis estadístico consistió en una prueba H de Kruskal-Wallis para muestras independientes con el objetivo de probar diferencias estadísticas entre zonas y entre modelos. Además se probó correlación de Pearson entre las estimaciones por modelo para cada zona.

Resultados y Discusión

La serie de PPI de la zona de Perdido (Figura 2a) mostró una clara variabilidad estacional anual, mediante el modelo VGPM, con una variación que fluctuó entre 174 a 881 $mgC\ m^{-2}\ d^{-1}$. Los valores máximos se presentaron de febrero a mayo ($\sim 582\ mgC\ m^{-2}\ d^{-1}$) y los mínimos de julio a septiembre ($\sim 238\ mgC\ m^{-2}\ d^{-1}$). El promedio de la zona fue de 412 $mgC\ m^{-2}\ d^{-1}$. Estos resultados coinciden con los meses reportados por Martínez-Gaxiola *et al.* (2007) e Hidalgo-González *et al.* (2005), para la zona norte del GoM. En contraste, la serie de tiempo con el modelo Eppley-VGPM no mostró una marcada estacionalidad anual en PPI. La variación fluctuó entre 366 a 1701 $mgC\ m^{-2}\ d^{-1}$. El promedio fue de 538 $mgC\ m^{-2}\ d^{-1}$ (Figura 2a). Al comparar ambos modelos en la región de Perdido, las estimaciones de PPI del modelo Eppley-VGPM son en promedio 1.5 órdenes más altas que con VGPM. Además, la línea de tendencia de la serie de tiempo de Eppley-VGPM mostró una ligera pendiente positiva, mientras que en la serie de tiempo de VGPM se mantiene a lo largo de los años.

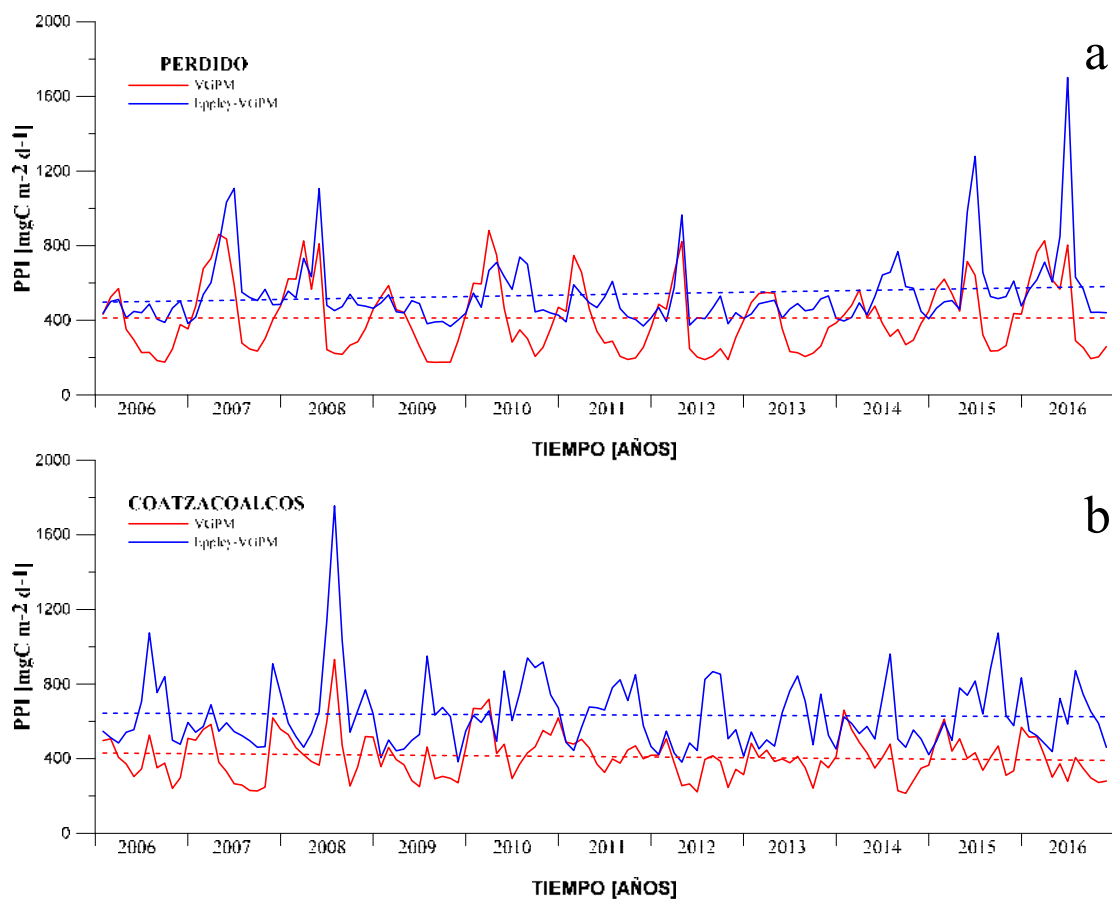


Figura 2. Series de tiempo de producción primaria integrada (PPI, $mgC\ m^{-2}\ d^{-1}$) para los cuadrantes de $18 \times 18\ km$ de PPI para las zonas de Perdido (a) y Coatzacoalcos (b). En rojo el modelo VGPM y en azul el modelo Eppley-VGPM. La línea horizontal en ambos casos representa la línea de tendencia para cada serie.

La serie de PPI de Coatzacoalcos (Figura 2b) con base en el modelo VGPM fluctuó entre 213 a 931 $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$, en promedio 410 $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$, mientras que, con el modelo Eppley-VGPM fluctuó entre 381 a 1755 $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$, con un promedio de 634 $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$. En ambos modelos, no se observa una clara estacionalidad anual, posiblemente influenciado por los procesos de mesoescala en la zona, como surgencias y remolinos que advectan y redistribuyen el fitoplancton y los nutrientes provocando una PPI estable a lo largo del año en la zona de Coatzacoalcos (Linacre *et al.*, 2015). En comparación entre ambos modelos para la zona de Coatzacoalcos, las estimaciones de PPI del modelo Eppley-VGPM son en promedio 1.6 órdenes más altas que con VGPM. Además, ambos modelos coinciden que el valor máximo en toda la serie fue en julio del 2008. Zavala-Hidalgo *et al.* (2014) mencionan que en julio se registran las surgencias más intensas en el banco de Campeche lo que puede estar promoviendo la productividad de la zona.

Martínez-Gaxiola *et al.* (2007) dividen el GoM entre región norte (Perdido, en este trabajo) y sur (Coatzacoalcos, en este trabajo), ellos reportan valores promedio en la zona norte de 399 $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$ y en la zona sur de 393 $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$ valores muy cercanos a los reportados en el presente trabajo (~ 412 y $\sim 410 \text{ mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$) respectivamente.

En la literatura actual no se encuentra reportado el uso del modelo Eppley-VGPM en el GoM, este trabajo es el primero en su tipo. La comparación entre las estimaciones del modelo Eppley y lo reportado en literatura usando el modelo VGPM (Martínez-Gaxiola *et al.*, 2007; Hidalgo-González *et al.*, 2005), coinciden con lo encontrado en este estudio, esto es, una sobre-estimación de este modelo en 1.5 órdenes de magnitud de la PPI en ambas zonas, en contraste a lo estimado con el modelo VGPM.

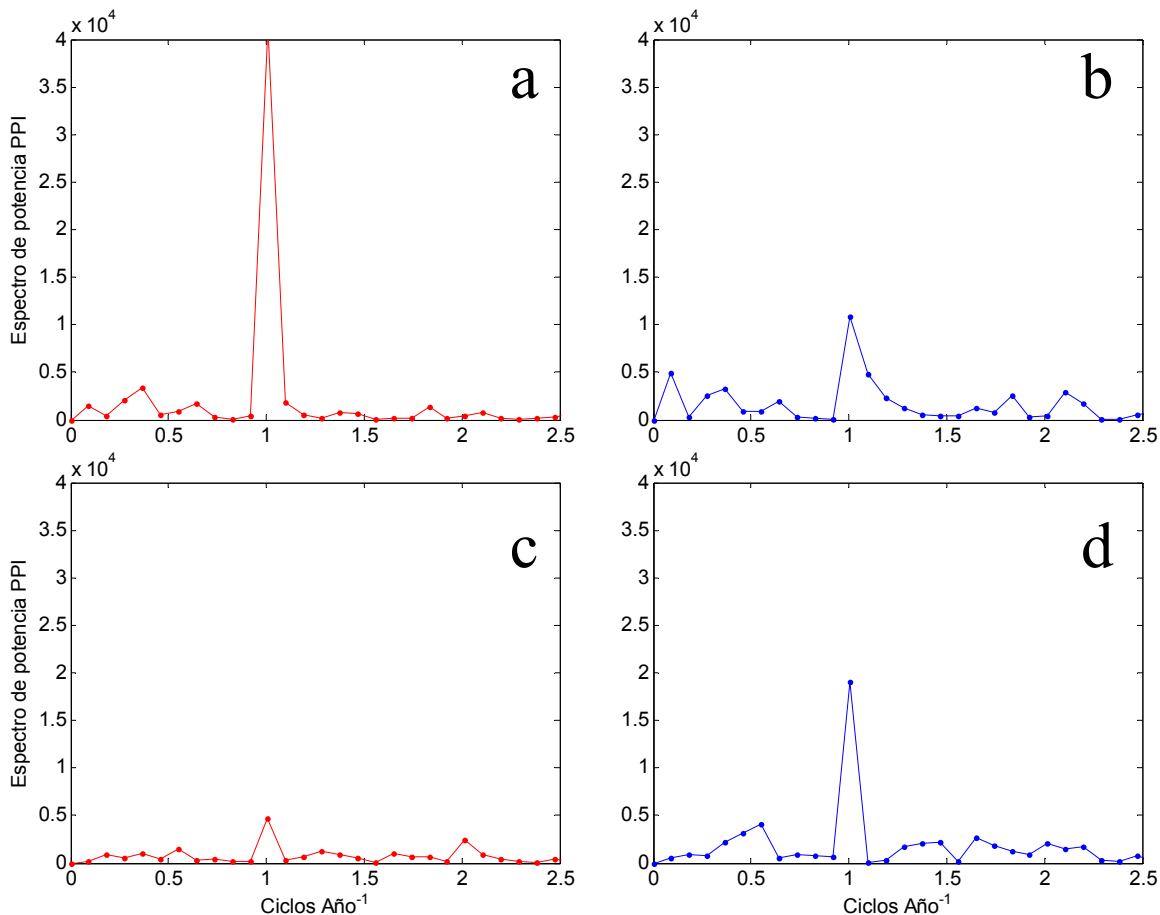


Figura 3. Espectros de variancia normalizada de los dos modelos satelitales de PPI; (a) y (b) para la zona de Perdido; (c) y (d) para la zona de Coatzacoalcos. En el eje vertical las unidades son las de la variable al cuadrado dividida por la unidad de frecuencia.

El análisis espectral de las series de tiempo mostró que la mayor parte de la variancia de la PPI se presenta en el periodo anual (estacional) en ambas zonas (Figura 3). La zona de Perdido mostró mayor variación anual con el modelo VGPM (Figura 3a), mientras que, con el modelo Eppley-VGPM la variación anual es menor (Figura 3b). En la zona de Coatzacoalcos con el modelo VGPM la variancia anual fue la más baja en todo el análisis espectral (Figura 3c), en contraste, con el modelo Eppley-VGPM la variancia anual es más evidente, incluso que en Coatzacoalcos con el mismo modelo (Figura 3d).

El análisis estadístico H de Kruskal-Wallis probó que las zonas de estudio fueron estadísticamente distintas ($H=130$, $P=0.484$, $\alpha=0.05$) comparando ambos modelos. La prueba H también probó que las estimaciones de los modelo en la misma zona son diferentes estadísticamente ($H=130$, $P=0.484$, $\alpha=0.05$). La correlación de Pearson probó que las estimaciones hechas por los dos modelos en ambas zonas se asocian en un 50% entre sí (Perdido: $r_{\text{pearson}}=0.564$; Coatzacoalcos: $r_{\text{pearson}}=0.493$; $n=131$).

Conclusiones

Si bien el uso de modelos satelitales para estimar la PPI tiene sus limitaciones, este tipo de herramientas proporcionan aproximaciones con una gran cobertura espacio-temporal de la variación de la PPI en zonas carentes de estimaciones *in situ*. Así, este tipo de estudios resultan esenciales para lograr un mejor entendimiento de los procesos que gobiernan dentro del ciclo biogeoquímico del carbono, tal como la productividad primaria en un ecosistema marino de gran importancia ecológica y comercial como el GoM.

Agradecimientos

Se agradece al programa MODIS-Aqua de la NASA Ocean Color, por proporcionar las imágenes satelitales y el software para procesar los datos. De igual manera, al programa de Ocean Productivity de la universidad estatal de Oregón por la disposición de las imágenes de PPI.

Literatura citada

- Behrenfeld, M. J. and P. G. Falkowski. 1997. Photosynthetic rates derived from satellite based chlorophyll concentration. *Limnology Oceanography* 42:1–20.
- Behrenfeld, M. J., O. Prasil, M. Babin and F. Bruyant. 2004. In search of a physiological basis for covariations in light-limited and light-saturated photosynthesis. *Journal of Phycology* 40:4–25.
- Eppley, R. W. 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fishery Bulletin* 70:1063–1085.
- Eppley, R., E. Steward, M. Abbott and U. Heyman. 1985. Estimating ocean primary production from satellite chlorophyll: Introduction to regional differences and statistics for the southern California Bight. *Journal of Plankton Research* 7:57–70.
- Falkowski, P. G. and J. Raven. 2007. *Aquatic Photosynthesis*. 2nd Ed. Princeton. 476 pp.
- Gaarder, T. and H. H. Gran. 1927. Investigation on the production of plankton in the Oslo-Fjord. *Rapports et Proces-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 42-28.
- Hidalgo-González, R., S. Álvarez-Borrego, C. Fuentes-Yaco and T. Platt. 2005. Satellite derived total and new phytoplankton production in the Gulf of Mexico. *Indian Journal of Marine Sciences* 34:408–417.
- Kirk, J. T. 1986. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, London. 401 p.
- Linacre, L., R. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, J. C. Herguera, C. Bazán-Guzmán and V. Ferreira-Bartrina. 2015. Distribution pattern of picoplankton carbon biomass linked to mesoscale dynamics in the southern gulf of Mexico during winter conditions. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 106:55–67.
- Marra, J. 2002. Approaches to the measurements of plankton production. *En: P. J. le B. Williams, D. N. Thomas and C. S. Reynolds (Eds.). Phytoplankton productivity: carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems*. Blackwell Science, New York. 78–108.
- Martínez-Gaxiola, M. D., R. Sosa Avalos y G. Gaxiola Castro. 2007. Producción de carbono orgánico en los mares mexicanos (1998-2005). *En: B. Hernández-de la Torre y G. Gaxiola-Castro (Eds). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México*. Instituto Nacional de Ecología. (PA: 64863). 251–266 pp.
- Morel, A. and J. F. Berthon. 1989. Surface pigments, algal biomass profiles, and potential production of the euphotic layer: Relationships reinvestigated in view of remote-sensing applications. *Limnology Oceanography* 34:1545–1 562.
- NASA. 2017. National Aeronautical and Space Administration. <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/> and <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/seadas/> (Consulta: abril, 2017).



- OSU. 2017. Ocean Net Primary Productivity of Oregon State University. <http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/index.php> (Consulta: abril, 2017)
- Platt, T. and S. Sathyendranath. 1993. Estimators of primary production for interpretation of remotely sensed data on ocean color. *Journal of Geophysical Research* 98(C8):14561-14576.
- Schreiber, U., W. Bilger and C. Neubauer. 1994. Chlorophyll fluorescence as a noninvasive indicator for rapid assessment of *in vivo* photosynthesis. *Ecological Studies* 100:49-70.
- Spencer, J. W. 1971. Fourier series representation of the position of the sun. *Search* 2:172.
- Valdez-Holguin, J. y J. R. Lara-Lara. 1987. Productividad primaria en el Golfo de California: efectos de El Niño 1982-1983. *Ciencias Marinas* 13:34-50.
- Steemann-Nielsen, E. 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 18:117-140.
- Zavala-Hidalgo, J., R. Romero-Centeno, A. Mateos-Jasso, S. L. Morey and B. Martínez-López. 2014. The response of the Gulf of Mexico to wind and heat flux forcing: What has been learned in recent years?. *Atmósfera* 27(3):317-334.

4.34 Balance de Carbono Inorgánico en aguas superficiales del Pacífico Tropical frente a México en verano del 2015

Trucco-Pignata Pablo N.¹; Hernández-Ayón José M.¹; Beier Emilio²; Sánchez-Velasco Laura³; Camacho-Ibar Victor¹ y Godínez Víctor M.⁴

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, *Campus* Ensenada. Km 103 Carretera Ensenada-Tijuana, Zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Departamento de Plancton y Ecología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional S/N, Col. Playa Palo de Santa Rita, CP 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

³ Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Unidad La Paz. Miraflores No. 334 e/Mulegé y La Paz, CP 23050, Baja California Sur, México.

⁴Departamento de Oceanografía Física, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, CP 22860, Baja California, México.

Autor para correspondencia: pnicostrucco@gmail.com; jmartin@uabc.edu.mx

Resumen

Se presenta una estimación del balance del carbono en cuatro masas de agua en el Pacífico mexicano. Durante la campaña oceanográfica Glider-Mariás 1506 (junio de 2015) se realizaron lances de CTD y mediciones de Carbono Inorgánico Disuelto (CID). A partir de los datos obtenidos, se realizó un análisis hidrográfico para caracterizar la distribución de las masas de agua presentes en los primeros 200 m de la columna de agua y, calcular con ello su contenido de CID. Con esta estimación se determinó que la mayor concentración se encontró asociada al Agua Subsuperficial Subtropical, con valores promedio de 2266 $\mu\text{mol/kg}$ y una cantidad total de 0.32 Pg C. En contraste, el Agua Superficial Tropical presentó las menores concentraciones, con un promedio de 1999 $\mu\text{mol/kg}$ y un contenido total de 0.03 PgC.

Palabras clave: *análisis hidrográfico; agua subsuperficial subtropical; agua superficial tropical.*

Abstract

A budget of carbon stock is presented in four water masses of the Mexican Pacific. During the Glider-Mariás 1506 (June 2015) oceanographic campaign, CTD cast and DIC measurements were made it. From the data obtained, a hydrographic analysis was carried out to characterize the distribution of the water masses present in the first 200 m of the water column and, to calculate its carbon content. With this estimate, the highest concentration was found to be associated within the Subtropical Subsurface Water, with an average values of 2266 $\mu\text{mol/kg}$ and with a total amount of 0.32 Pg C. In contrast, Tropical Surface Water presented the lowest concentrations, with an average of 1999 $\mu\text{mol/kg}$ and a total content of 0.03 Pg C.

Key words: *hydrographic analysis; subtropical subsurface water; tropical surface water.*

Introducción

Los ecosistemas acuáticos costeros representan aproximadamente el 8% del total de los océanos mundiales, sin embargo, aportan entre el 19-28% de la productividad primaria global (Longhurst, 1995). Su contribución al balance global de carbono, ya sea como fuente o sumidero de CO_2 ha sido ampliamente discutida (Tsunogai *et al.*, 1999; Frankignoulle y Borges, 2001; Degrandpre *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004) y, debido a su significancia, se ha resaltado la necesidad de conocer los balances de carbono para

comprender su papel ante futuros escenarios del Cambio Climático Global y ser aplicado a modelos (Hofmann *et al.*, 2011).

En el Pacífico mexicano se han estado realizando importantes esfuerzos para aumentar la cobertura en estimaciones de carbono inorgánico contenido en el océano. En la porción noroeste dicha cobertura comprende lagunas costeras (Hernández-Ayón *et al.*, 2007; Ribas-ribas *et al.*, 2011; Ávila-López, 2017), series de tiempo costeras (v.g., Reimer *et al.*, 2013), el sistema de la Corriente de California (v.g., Cervantes-Díaz, 2013; Oliva-Méndez, 2012), en la región de las grandes islas del Golfo de California (Hernández-Ayón *et al.*, 2013) y arrecifes coralinos (Norzagaray-López, 2015). En contraparte, la cobertura en el suroeste mexicano comprende el Pacífico Tropical frente a las costas de Colima (Franco *et al.*, 2014), en las bahías de Manzanillo (v.g., Sámano-Rodríguez y Sosa-Avalos, 2013) y las costas de Oaxaca (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Pese a ser importantes contribuciones, existe un considerable vacío de información que vincule estas dos regiones, integrando el horizonte de carbono oceánico de la costa oeste mexicana.

Por lo cual, el objetivo del presente trabajo es proporcionar una primera estimación presupuestal del CO₂ contenido en dicha región durante el verano del 2015.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

El área de estudio se encuentra localizada dentro del Pacífico Tropical frente a México (PTM), desde la latitud 25.5° N en el Golfo de California, frente a las costas de Baja California Sur y Sinaloa, hasta 20° N frente a las costas de Nayarit y Jalisco y, entre las longitudes 105.5° W y 110° W (Figura 1). La zona de estudio es una región oceanográficamente compleja, donde sus características hidrográficas dependen de la interacción de las masas de aguas que la rodean (Portela *et al.*, 2016), así como de la intensa variabilidad estacional, interanual y de mesoescala de los procesos físicos imperantes (Godínez *et al.*, 2010).

En la porción norte la circulación está dominada por la entrada de Agua Transicional (AT) a lo largo de Sinaloa y la salida de Agua del Golfo de California (AGC) por el lado peninsular (Castro y Durazo, 2000; Lavín *et al.*, 2013; Portela *et al.*, 2016). La dinámica de esta porción está fuertemente modulada por la presencia de giros ciclónicos y anticiclónicos (Castro *et al.*, 2006; Lavín *et al.*, 2009 y 2013; Collins *et al.*, 2015), los cuales repercuten de manera significativa en la productividad primaria y en la distribución de larvas de peces (Apango-Figueroa *et al.*, 2015).

En la porción sur, frente a las costas de Nayarit y Jalisco existe una fuerte estratificación de la columna de agua, con Agua Tropical Superficial (ATS) dominando los primeros 70 m (Franco *et al.*, 2014). Esta es transportada dirección norte por la Corriente Costera Mexicana (CCM), desplazándose a lo largo de la plataforma continental (Gómez-Valdivia *et al.*, 2015), interactuando y mezclándose con AT, AGC y Agua de la Corriente de California (ACC). Esta última es advectada hacia el este debido a la presencia de remolinos ciclónicos intermitentes presentes en la punta de la Península de Baja California (Lavín *et al.*, 2009).

En esta región, la oxiclina costera se presenta de manera somera, entre los 50 y 100 m de profundidad (Fernández-Álamo y Färber-Lorda, 2006; Cepeda-Morales *et al.*, 2009 y 2013), pero también la carboclina (Franco *et al.*, 2014). Estas aguas ricas en carbono inorgánico disuelto (CID) y bajas en oxígeno disuelto (OD) se encuentran asociadas al Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt), dominando zonal y meridionalmente por debajo de las masas de agua descritas en el párrafo anterior.

Su relativa profundidad, en conjunto con eventos de surgencias y/o bombeo por remolinos ciclónicos puede repercutir de manera significativa en la pCO₂, con consecuencias relevantes en las estimaciones de flujos de CO₂ entre el océano y la atmósfera.

Por lo tanto, determinar el balance de CO₂ asociado a cada masa de agua presente en esta región, mejorará las estimaciones de almacenaje y contribución de carbono en los ecosistemas costeros mexicanos y, su relevancia en el contexto del cambio climático.

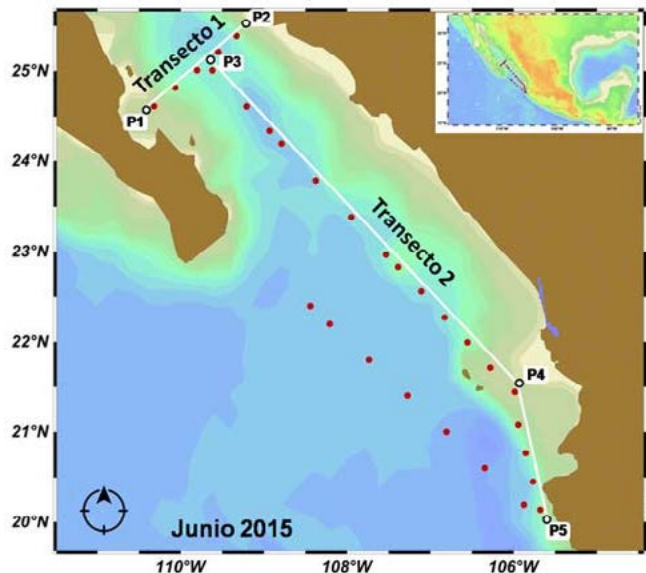


Figura 1. Pacífico Tropical frente a México. Estaciones muestreadas (puntos rojos) del crucero Glider-Mariás 1506 para mediciones de carbono inorgánico disuelto (CID). Se presentan dos transectos latitudinales (línea blanca). Dentro del Golfo de California (P1 a P2) y, desde la Boca del Golfo de California hasta Cabo Corrientes (P3 a P5).

Metodología

De un total de 83 estaciones hidrográficas, 29 fueron analizadas para determinar su contenido de CID. Estas fueron colectadas durante un crucero oceanográfico realizado en el verano del 2015, del 3 al 16 de junio, a bordo del B/O Alpha Helix. Los datos hidrográficos se midieron utilizando un CTD modelo SBE-911 plus y, se colectó agua de mar a diferentes niveles (de la superficie hasta 200 m) utilizando una roseta con botellas Niskin de 12 l. Las muestras para CID fueron tomadas y preservadas de acuerdo a los procedimientos especificados en el manual de buenas prácticas SOP 1 (Dickson *et al.*, 2007).

Posteriormente las muestras fueron analizadas en laboratorio para determinar su contenido de CID. Esto se realizó utilizando un analizador de gases LI-COR modelo 7000 acoplado a un dispensador semiautomático, donde la muestra es acidificada con ácido fosfórico y el gas es transportado al analizador utilizando N₂. Los valores son calibrados utilizando material de referencia certificado generado por Andrew Dickson en Scripps Institution of Oceanography, de la Universidad de California, San Diego. La precisión obtenida con esta metodología es de $\pm 2 \mu\text{mol/kg}$.

Para determinar la localización y extensión de masas de agua presentes se utilizaron los límites establecidos por Portela *et al.* (2013; Cuadro 1). Aquellas que no se encuentran dentro de estos límites son denominadas como AT y, son el resultado de la mezcla del resto de masas de agua que convergen en esta región. Los datos hidrográficos de CTD fueron procesados a través de la paquetería Ocean Data View (Schlitzer, R., Ocean Data View, <http://odv.awi.de>, 2016) y, como resultado de dicho análisis se propone un esquema de cajas que se ilustra en la Figura 4. Este esquema es una aproximación de la estructura y extensión de las masas de agua caracterizadas, basándose en sus límites termohalinos y representa la distribución encontrada para este periodo. A partir de dicho esquema, los volúmenes promedios fueron calculados y, a partir de las concentraciones de CID promedio ($\overline{\text{CID}}$), se estimaron sus contenidos totales de carbono.

Cuadro 1. Límites de masas de agua en el PTM. Tomado y modificado a partir de Portela *et al.* (2013).

| | Temperatura conservativa (°C) | Salinidad absoluta (g kg ⁻¹) | Rango de profundidad (m) |
|------------------------------------|-------------------------------|--|--------------------------|
| Agua de la Corriente de California | 10-21 | <34.6 | 0-150 |
| Agua Tropical Superficial | >25.1 | <34.6 | 0-50 |
| Agua del Golfo de California | >12 | >35.1 | 0-150 |
| Agua Subsuperficial Subtropical | 9-18 | 34.6-35.1 | 75-400 |

Resultados y Discusión

Para los primeros 200 m de profundidad se detectaron cuatro masas de agua. El Agua Intermedia del Pacífico se encuentra a profundidades mayores de los 400 m, por lo que no forma parte del presente análisis. El ATS se observó en la región sur frente a Cabo Corrientes, entre los 20° y 21.5° N. La columna de agua presentó una fuerte estratificación térmica en esta zona (Figura 2). En contraparte, el AGC se observó confinada dentro de la boca del Golfo y por arriba de los 24° N. También, cercana a la punta de la península (23.5° N) se detectó la presencia del ACC en cinco estaciones oceánicas, entre los 25 a 50 m de profundidad. Debido a la planificación previa del crucero, no se colectaron muestras para esta masa de agua y su contenido de CID no pudo ser caracterizado. La columna de agua no es muy estable en esta región, los perfiles exhiben cambios abruptos de densidad potencial en pocos metros. Este comportamiento es típicamente asociado a la presencia de remolinos que modifican y perturbar la estructura vertical del océano. La presencia del AT se detectó aproximadamente a partir de los 22° N, donde el ATS pierde su influencia superficial y, hacia el norte hasta los 25.5° N dentro del Golfo de California. Hacia el interior del océano, el ASsSt estuvo presente a lo largo de todas las latitudes (Figura 2).

En cuanto a la estructura vertical, se analiza la distribución de las isotermas e isohalinas a lo largo de dos transectos; el Transecto 1 (T1) dentro del Golfo de California y, el Transecto 2 (T2) atravesando de norte a sur toda el área de estudio (Figura 1). Para el T1 se observa, en la porción este, agua cálida (>26 °C) y con salinidad por debajo de los 35.1 g/kg. Esta señal corresponde a AT que es transportada con dirección norte sobre la plataforma continental, desplazando hacia el lado peninsular la salida del AGC que viaja hacia fuera del Golfo. Esta circulación es propia de esta zona y ha sido descrita anteriormente en otros trabajos (Castro *et al.*, 2006; Lavín *et al.*, 2009).

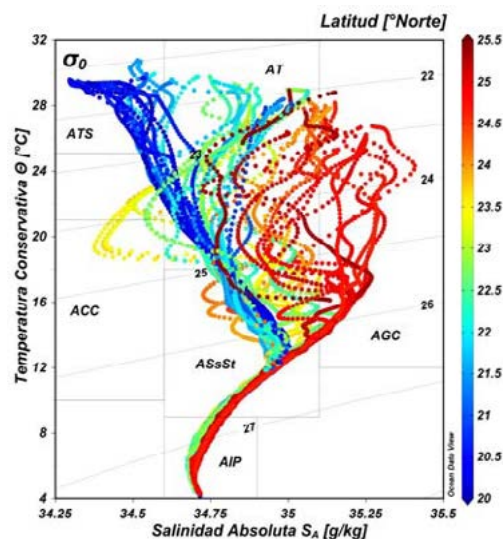


Figura 2. Diagrama Temperatura Conservativa (Θ) y Salinidad Absoluta (SA). En colores la latitud en °N. Los acrónimos utilizados son Agua Tropical Superficial (ATS), Agua Transicional (AT), Agua de la Corriente de California (ACC), Agua del Golfo de California (AGC), Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) y Agua Intermedia del Pacífico (AIP). Límites tomados a partir de Portela *et al.* (2016).

En el T2 se puede apreciar que, en su límite halino (>35.1 g/kg), la salida del AGC se encuentra confinada aproximadamente a los primeros 100 km y hasta los 150 m de profundidad. La intrusión a profundidad media del AGC, en color azul (Figura 3c) y con salinidad por debajo de 34.6 g/kg, ocasiona un rompimiento de la estructura vertical, mezclando aguas a su alrededor. Allí, el AT presenta una barrera que se antepone a la salida del AGC y, debido a esta mezcla, el ASsSt se profundiza, hundiéndose desde su porción más somera en la parte central del T2 (~ 50 m), hasta los 150 m por debajo de la AGC en la porción norte. Este gradiente latitudinal en la profundidad del ASsSt se encuentra en concordancia con lo descrito por Cepeda-Morales *et al.* (2013) para la zona mínima de oxígeno (ZMO) que ocurre en esta región. Por último en la región sur se aprecia claramente como el ATS domina entre los primeros 50 a 75 m de la capa superficial, y como pierde intensidad en la parte central del T2 donde es reemplazada por AT. El ASsSt también se profundiza por debajo del ATS y el AT, alcanzando los 75 m en la porción oceánica y, desapareciendo sobre la plataforma continental. En la Figura 4 se presenta un resumen esquemático de las principales características descritas en los párrafos anteriores, su estructura vertical, su extensión zonal y cómo interactúan entre sus límites termohalinos. A través de dicho esquema se pudo determinar los volúmenes necesarios para realizar el cálculo del contenido de carbono promedio de cada masa de agua.

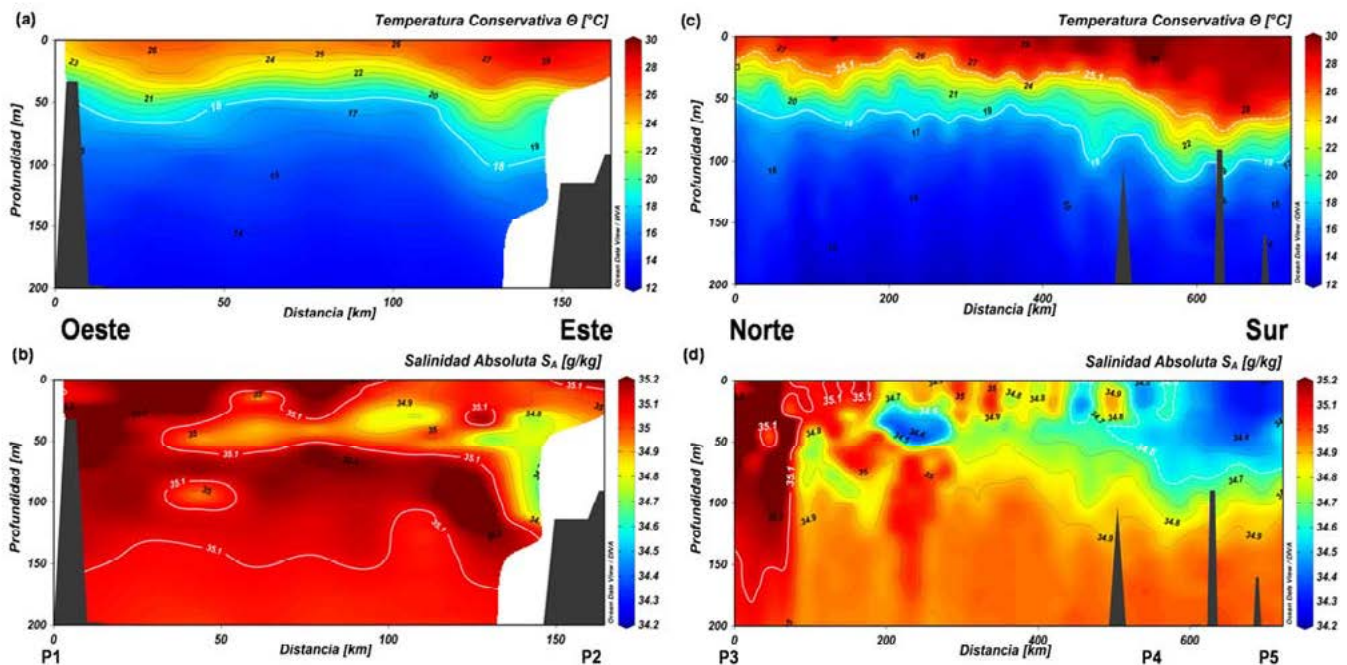


Figura 3. Perfiles de Temperatura Conservativa (Θ) y Salinidad Absoluta (S_A) hasta 200 m de profundidad, para el transecto 1 (a y b) y para el transecto 2 (c y d). Se señalan los puntos (P1 a P5) presentados en la Figura 1.

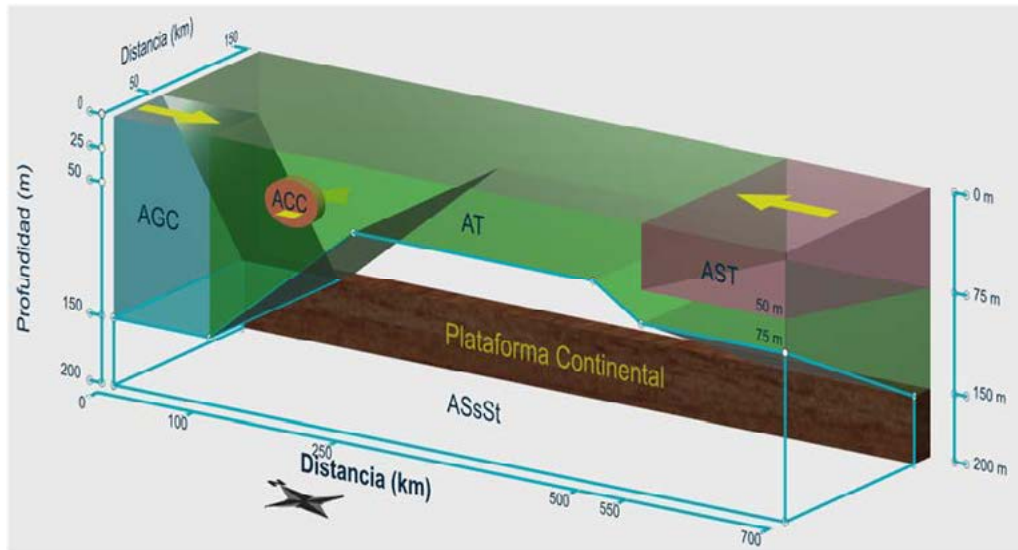


Figura 4. Esquemática de la distribución zonal y vertical de las diferentes masas de agua encontradas en verano del 2015. Los acrónimos utilizados son en rojo Agua Tropical Superficial (ATS), en verde Agua Transicional (AT), en naranja Agua de la Corriente de California (ACC), en azul Agua del Golfo de California (AGC) y transparente Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt).

El ASsSt representó el 55% del volumen total esquematizado, seguido del AT con una cobertura del 33%. El AST y AGC fueron las que tuvieron menor presencia, contribuyendo cada una con ~6% del total. Conforme a lo esperado, la mayor concentración de \overline{CID} estuvo asociada al ASsSt con valor de $2266 \mu\text{mol/kg}$ (Cuadro 2). Este valor está en concordancia con lo encontrado en la literatura para esta masa de agua, donde reportan concentraciones mayores de $2200 \mu\text{mol/kg}$ a 50 m de profundidad (Maske *et al.*, 2010). El AGC presentó valores similares a los obtenidos para el ASsSt ($2203 \mu\text{mol/kg}$), pero con una variabilidad casi tres veces mayor ($\pm 113 \mu\text{mol/kg}$). Pese a presentar los menores valores de \overline{CID} ($1999 \mu\text{mol/kg}$), la parcela de AST contribuyó con cantidades cercanas al AGC de contenido total de carbono. Al comparar la concentración de \overline{CID} encontrada para el AST con los valores reportados en la literatura, se puede apreciar un gradiente latitudinal, con concentraciones de $1906 \pm 29 \mu\text{mol/kg}$ en la región del Golfo de Tehuantepec (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015) y de $1968 \pm 6 \mu\text{mol/kg}$ frente a las costas de Colima y Jalisco (Franco *et al.*, 2014). Hernández-Ayón *et al.* (2013) reportan para las grandes islas del golfo de California, en su porción más sureña, valores entre $2250 \mu\text{mol/kg}$ de CID. Pese a su lejanía con la zona de estudio y, pese a la alta dinámica biogeoquímica que presenta el Golfo hacia su interior, se puede apreciar que estas concentraciones son similares a las encontradas en el presente estudio. Por último, el AT presentó concentraciones medias con respecto al total de masas de agua caracterizado. La contribución relativa de cada una de ellas a la concentración observada va más allá del presente estudio y se plantea abordarla en un trabajo posterior.

Cuadro 2. Cálculos de volumen, CID y contenido total de carbono para cada masa de agua muestreada.

| | Volumen promedio (m^3) | Densidad potencial promedio (kg/m^3) | \overline{CID} ($\mu\text{mol/kg}$) | Contenido total (Pg C) |
|-------|--------------------------------------|--|--|------------------------|
| AGC | 1.35×10^{12} | 1024.60 | 2203 ± 113 | 0.04 |
| AT | 6.87×10^{12} | 1023.38 | 2103 ± 78 | 0.18 |
| AST | 1.41×10^{12} | 1021.63 | 1999 ± 48 | 0.03 |
| ASsSt | 11.30×10^{12} | 1025.98 | 2266 ± 40 | 0.32 |

La suma total de carbono contenida en las masas de agua analizadas en este trabajo equivaldría a la mitad de emisiones anuales globales producidas debido al cambio de uso de suelo (1 PgC/año ; Hönlisch *et al.*, 2012), o al total de carbono antropogénico almacenado en el Golfo de México (0.50 PgC ;

Quintanilla-Terminal *et al.*, 2015). Estos elevados contenidos de carbono son relevantes debido a que se tratan de aguas superficiales y, cualquier proceso que rompa con la estratificación vertical de la columna de agua posibilitaría que entraran en contacto con la atmósfera, contribuyendo con relevantes pulsos de emisiones de CO₂ (*v.g.*, 42 mmol m²/d; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015).

Conclusiones

Conforme a lo esperado, las mayores concentraciones de CID se encontraron asociadas al ASsSt y las menores al AST. Los valores encontrados son acordes a lo reportado en la literatura para la mayoría de las masas de agua. Sin embargo, de estas comparaciones se destaca un aumento latitudinal de las concentraciones de CID donde el AST estuvo presente. Esto se debe posiblemente a procesos de evaporación a lo largo de la CCM.

Este trabajo es un primer esfuerzo en la modelación del sistema del carbono para esta región y se suma a las contribuciones en la estimación presupuestal del CO₂ a lo largo del Pacífico mexicano.

Agradecimientos

Este estudio fue posible gracias al apoyo de los proyectos: Un estudio de la Corriente Costera Mexicana y el Pacífico adyacente, con un SeaGlider, cruceros oceanográficos y datos de satélite CONACyT (SEP-2011_168034-T) e, Influencia de remolinos de mesoescala sobre hábitats de larvas de peces (con énfasis en especies de importancia comercial) en la zona de mínimo de oxígeno del océano Pacífico frente a México: Océano abierto y efecto de islas (contrato CONACyT No. 236864).

Literatura citada

- Apango-Figueroa, E. L. Sánchez-Velasco, M. F. Lavínab, V. M. Godínez and E. D. Bartonc. 2015. Larval fish habitats in a mesoscale dipole eddy in the Gulf of California. *Deep-Sea Research Part I* 103:1–12.
- Ávila-López, M. del C. 2017. Dinámica de flujos de carbono en Bahía San Quintín durante ciclos estacionales anómalos de surgencias costeras. Universidad Autónoma de Baja California.
- Castro, R. R. Durazo, A. Mascarenhas, C. A. Collins and A. Trasviña. 2006. Thermohaline variability and geostrophic circulation in the southern portion of the Gulf of California. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 53(1):188–200.
- Castro, R. and R. Durazo. 2000. Seasonal Variation of the Temperature and Salinity at the Entrance To the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas* 26:561–583.
- Cepeda-Morales, J. E. Beier, G. Gaxiola-Castro, M. F. Lavín and V. M. Godínez. 2009. Efecto de la zona del mínimo de oxígeno en el segundo máximo de clorofila en el Pacífico Oriental Tropical Mexicano. *Ciencias Marinas* 35:389–403.
- Cepeda-Morales, J. G. Gaxiola-Castro, E. Beierb 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 Part I: Oceanographic Research Papers* 76:1–12.
- Cervantes Díaz, G. Y. 2013. Variabilidad temporal del sistema del CO₂ y nutrientes frente a las costas de Baja California. Universidad Autónoma de Baja California.
- 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. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120(12):7752–7770.
- Collins, C. A., R. Castro and A. Mascarenhas. 2015. Properties of an upper ocean front associated with water mass boundaries at the entrance to the Gulf of California, November 2004. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 119:48–60.
- Degrandpre, M. D., G. J. Olbu, C. M. Beatty and T. R. Hammarb. 2002. Air–sea CO₂ fluxes on the US Middle Atlantic Bight. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49:4355–4367.
- Dickson, A. G., C. L. Sabine and R. L. Christian. 2007. Guide to Best Practices for Ocean CO₂ Measurements. PICES Special Publication.
- Fernández-Álamo, M. A. and J. Färber-Lorda. 2006. Zooplankton and the oceanography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:318–359.
- Franco, 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* 119:1–15.
- Frankignoulle, M. and A. V. Borges. 2001. European continental shelf as a significant sink for atmospheric carbon dioxide. *Global Biogeochemical Cycles* 15(3):569–576.
- 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: Oceans* 115(4):1–15.
- Gómez-Valdivia, F., A. Parés-Sierra and A. L. Flores-Morales. 2015. The Mexican Coastal Current: A subsurface seasonal bridge that connects the tropical and subtropical Northeastern Pacific. *Continental Shelf Research* 110(October):100–107.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect, J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California. *Ciencias Marinas* 39(2):183–201.
- Hernández-Ayón, J. M., A. Mejía-Trejo, V. F. Camacho-Ibar and A. Cabello-Pasini. 2007. Variabilidad del CO₂ total durante eventos de surgencia en Bahía San Quintín, Baja California, México. *En: Carbono en ecosistemas acuáticos de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigaciones Científicas y de Educación de Ensenada, México. pp. 187–200.
- Hofmann, E. E., B. Cahill, K. Fennel, M. A. Friedrichs, K. Hyde, C. Lee, A. Mannino, R. G. Najjar, J. E. O'Reilly, J. Wilkin and J. Xue. 2011. Modeling the dynamics of continental shelf carbon. *Annual Review of Marine Science* 3:93–122.
- Hönisch, B., A. Ridgwell, D. N. Schmidt, E. Thomas, S. J. Gibbs, A. Sluijs, R. Zeebe, L. Kump, R. C. Martindale, S. E. Greene, W. Kiessling, J. Ries, J. C. Zachos, D. L. Royer, S. Barker, T. M. Marchitto Jr., R. Moyer, C. Pelejero, P. Ziveri, G. L. Foster and B. Williams. 2012. The Geological Record of Ocean Acidification. *Science* 335(2012):1058–1063.
- Lavín, M. F., R. Castro, E. Beier and V. M. Godínez. 2013. Mesoscale eddies in the southern Gulf of California during summer: Characteristics and interaction with the wind stress. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118(February):1367–1381.
- Lavín, M. F., R. Castro, E. Beier, V. M. Godínez, A. Amador and P. Guest. 2009. SST, thermohaline structure, and circulation in the southern gulf of California in June 2004 during the north american monsoon experiment. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 114:1–22.
- Longhurst, A., 1995. Seasonal cycles of pelagic production and consumption. *Progress in Oceanography* 36(95):77–167.
- Maske, H., R. Cajal-Medrano, A. Trasviña-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. *Limnology and Oceanography* 55(2):481–491.
- Norzagaray-López, C. O. 2015. Estimación de la tasa de calcificación en tres comunidades coralinas del Pacífico mexicano. Universidad Autónoma de Baja California.
- Oliva-Méndez, N. L. 2012. Evaluación del estado de saturación de aragonita en las costas de Baja California, México. Universidad Autónoma de Baja California.
- Paz-Pellat, F., J. Wong-González y R. 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015, Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Portela, E., E. Beier, E. D. Barton, R. Castro, V. Godínez, E. Palacios-Hernández, P. C. Fiedler, L. Sánchez-Velasco and A. Trasviña. 2016. Water masses and circulation in the tropical Pacific off central Mexico and surrounding areas. *Journal of Physical Oceanography* 2010:1–36 DOI: 10.1175/JPO-D-16-0068.1.
- Reimer, J. 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 Science* 95(4):367–376.
- Thomas, H., Y. Bozec, K. Elkalay and H. J. W. de Baar. 2004. Enhanced Open Ocean Storage of CO₂ from Shelf Sea Pumping. *Science* 304:1005–1008.
- Tsunogai, S., S. Watanabe and T. Sato. 1999. Is there a continental shelf pump for the absorption of atmospheric CO₂?. *Tellus* 51B:701–712.

4.35 Efecto del río Amazonas en Sistema de CO₂ en el Caribe Oriental

Torres-González Beatriz G.¹; Bustos-Serrano Héctor¹; Hernández-Ayón José M.² y Canino-Herrera Sergio R.¹

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: marlupa_11@hotmail.com

Resumen

El Caribe Oriental es una región que cuenta con una gran dinámica y se encuentra influenciado por la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) factores que modifican la química del agua y a su vez el sistema del dióxido de carbono, principalmente en superficie. Los datos utilizados en este estudio, fueron de las líneas A20 y A22, estaciones fuera y dentro del Caribe Oriental, respectivamente, correspondientes a los años 1997, 2003 y 2012 de Carbon Hydrographic Data Office. El principal objetivo de este trabajo fue determinar si existen cambios en las variables del sistema del CO₂ entre la línea A20 y A22, por la influencia de la Corriente del Caribe, por la interacción con agua de ríos y de lluvia dependiendo de la época del año; y a su vez, estudiar la variación temporal y espacial de los parámetros del sistema de CO₂ en el Caribe Oriental. Los resultados se dividieron en parámetros físicos y químicos basados en la ubicación de la ZCIT. Se realizaron diagramas de mezcla, encontrándose bajas salinidades de hasta de 25 en 2012, relacionado con bajas concentraciones de Alcalinidad Total con 1795.60 µmol/kg, de Carbono Inorgánico Disuelto con 1452.00 µmol/kg, con 16.0 µmol/kg de silicato y 8.20 de pH_{sws}, en superficie. Estos resultados se encontraron influenciados por el Río Amazonas, fuera del Caribe Oriental. Bajas salinidades en 2012, se debieron a la ZCIT por su cercanía al Ecuador, el efecto de migración de la ZCIT se observó en el año 2003.

Palabras clave: *zona de convergencia intertropical; pH; alcalinidad total; carbono inorgánico disuelto; Corriente del Caribe.*

Abstract

The Eastern Caribbean has a great dynamic and is influenced by the Intertropical Convergence Zone (ITCZ), which modify seawater chemistry affecting the carbon dioxide system mainly on superficial waters. Data from the A20 and A22 lines, stations outside and within the Eastern Caribbean, respectively, corresponds to the years 1997, 2003 and 2012 of the Carbon Hydrographic Data Office. The objectives were to determine changes in the CO₂ system variables between lines A20 and A22, due to the influence of the Caribbean Current, the interaction with rivers and rainfall depending on the time of year. Also study temporal and spatial variation of the CO₂ system parameters in the Eastern Caribbean. The results obtained from the variables were divided into physical and chemical parameters and, in turn, based on the location of the ITCZ, mixing diagrams were performed, with low salinities of up to 25, in the year 2012, related to low concentrations of Total Alkalinity 1795.60 µmol/kg; Dissolved Inorganic Carbon 1452.00 µmol/kg; with high concentrations of silicate 16.00 µmol/kg and pH_{sws} of 8.20, in surface waters, such results showed contributions from the Amazon River, only outside of the Eastern Caribbean. Low salinities in 2012, was due to the fact that the ITCZ was close to the equator. The effect of the migration on the ITCZ to the Equator was evident in the year 2003.

Key words: *intertropical convergence zone; pH; total alkalinity; dissolved inorganic carbon; Caribbean Current.*

Introducción

Entre los parámetros del sistema de CO₂ se encuentran el Carbono Inorgánico Disuelto (CID), la Alcalinidad Total (AT) y pH, los cuales tienen gran importancia en las reacciones químicas que se presentan en el océano. El dióxido de carbono de la atmósfera reacciona con el agua de mar formando iones como bicarbonato (HCO₃⁻) y carbonato (CO₃²⁻) (Park, 1969; Millero, 1996) liberando protones (H⁺) y así generando una disminución en pH (Hansson, 1973; Rérolle *et al.*, 2012); esta disminución tiene efectos en la calcificación de algunos organismos y otros procesos en el océano, como el aumento en la fotosíntesis y en la fijación de nitrógeno (Feely *et al.*, 2012; Woosley *et al.*, 2016).

El Caribe Oriental se encuentra en el Atlántico Norte, su climatología está definida por la posición geográfica de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) la cual se encuentra influenciada por los vientos alisios del Atlántico norte, (Andrade *et al.*, 2003; Chérubin y Richardson, 2007). Las aguas que se introducen al Mar Caribe están sujetas a cambios estacionales, entre ellas se encuentra la entrada de aguas del Atlántico a través de la región entre islas de Trinidad, Tobago y Granada, presentando el máximo aporte en diciembre-mayo, cuando se encuentra influenciada por el río Amazonas y los vientos alisios provenientes del noroeste (Aparicio, 2003). El penacho del río Amazonas se extiende mar adentro hacia el noroeste en el Mar Caribe y hacia el este en el Atlántico Norte, abarcando 2000 km, su tasa anual es de $1.93 \pm 0.13 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{s}$, observándose en el norte de Brasil y la Guyana Francesa a lo largo del año, comenzando en marzo-abril, encontrando la máxima descarga en junio con salinidades <34 (Hu *et al.*, 2004; Astor *et al.*, 2005; Chérubin y Richardson, 2007).

El presente trabajo se realizó con el fin de conocer si existen o no, diferencias espaciales y temporales de los parámetros del sistema de CO₂ entre las líneas A20 y A22, del Caribe Oriental, utilizando las variables químicas como AT, CID, pH, nutrientes, temperatura y salinidad, durante los periodos 1997, 2003, 2012, realizadas en el Atlántico Norte por los programas WOCE, CCHDO y CLIVAR.

Materiales y Métodos

Los datos oceanográficos que se utilizaron fueron obtenidos de los programas World Ocean Circulation Experiment (WOCE), Carbon Hydrographic Data Office (CCHDO) y Climate Variability (CLIVAR). Se consideraron dos zonas de estudio para tres años: la primera zona A22 localizada entre 11°-17° N y 66°-65° O en: 1997 (agosto/septiembre), 2003 (octubre/noviembre) y 2012 (marzo/abril), la segunda zona, línea A20 localizada entre los 6°-17° N y 53°-52° O en: 1997 (julio/agosto), 2003 (septiembre/octubre) y 2012 (abril/mayo). Los datos y análisis de cada crucero pueden encontrarse en: cchdo.ucsd.edu. Las variables que se utilizaron temperatura (°C), salinidad, silicato [$\mu\text{mol/kg}$], nitrato [$\mu\text{mol/kg}$], fosfato [$\mu\text{mol/kg}$], Carbono inorgánico disuelto [$\mu\text{mol/kg}$], alcalinidad total [$\mu\text{mol/kg}$] y pH. En algunos cruceros solo se midieron dos parámetros del sistema de CO₂ (CID y AT); lo cual, fue necesario completar la base de datos, utilizando el programa CO₂sys versión 2.1, usando las constantes de carbonato de Millero *et al.* (2006) y la constante de HSO₄⁻ de Dickson (1990). Para comprobar si existe o no alguna influencia del río Amazonas en la zona de estudio se realizaron diagramas de mezcla, comparando los valores de nutrientes (silicato, fosfato y nitrato) medidos en el río Amazonas y en océano abierto basados en Demaster y Pope (1996) y Ternon *et al.* (2000). Tomando la zona eufótica de ambas líneas, aproximadamente hasta los 200 m de profundidad se comprobó no Gaussianidad a cada variable, mediante la prueba Q-Q, para después aplicar el estadístico de Wilcoxon-Wilcoxon para dos muestras independientes con la corrección Kruskal y Wallis ($\alpha=0.05$).

Resultados y Discusión

La ubicación de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) se divide a la región del Caribe Oriental en época de lluvia y sequía, así como una época de transición entre ambas. En donde se encontró en 1997 fue época de sequía (año Niño), en 2003 fue época de transición de lluvia a sequía y en 2012 época de transición de sequía a lluvia.

Parámetros físicos

Los datos de temperatura mostraron un patrón en donde las temperaturas más bajas de 25 °C se presentaron entre diciembre y abril, en relación con época de sequía en el Caribe y, las más altas de 28 °C entre mayo y noviembre, época en donde se observó la migración de la ZCIT hacia el norte generando precipitaciones en el Caribe y a su vez otra migración hacia el Ecuador disminuyendo las lluvias.

Para comprobar si existió o no alguna interacción del río Amazonas en el área de estudio se realizaron secciones transversales de salinidad. En la línea A20 se encontraron aguas menos salinas cercanas a la costa para los tres años con valores de hasta 25 en 2012 (Figura 1). Debido a que entre los meses de abril-mayo la ZCIT se encontró más cercana al Ecuador y generó mayor precipitación ocasionando un mayor transporte de aguas provenientes del río Amazonas. En 2003 fue poca la interacción, época en que comienza la migración de la ZCIT hacia el sur, con menos influencia del río Amazonas. En la línea A22 las concentraciones más bajas fueron de 33.5 en 2003 entre los 0-50 m de profundidad, antes de los 12 °N, este año muestra una disminución hacia mitad del transecto debido a que entre septiembre y octubre, la pluma del río Orinoco y Amazonas alcanza su influencia en el sureste del Caribe (Hu *et al.*, 2004; Cañón-Páez, 2010), también por la actividad de remolinos ciclónicos en el área.

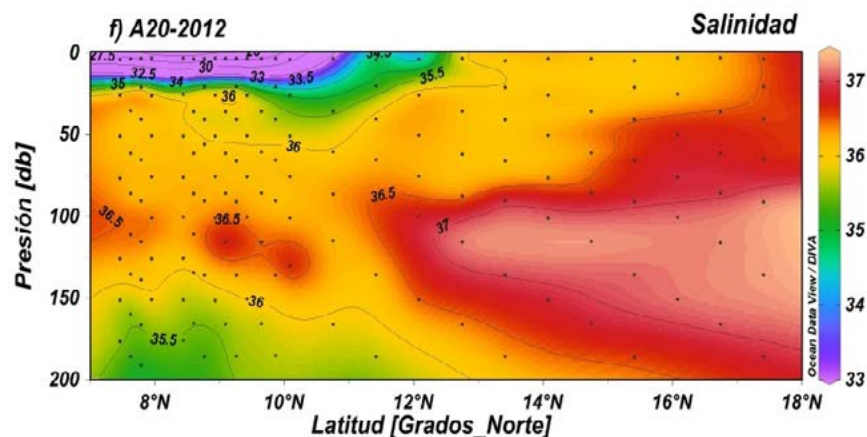


Figura 1. Transectos de la zona eufótica de salinidad de las líneas A22 y A20 de 1997, 2003 y 2012.

Una característica importante que se observa en el Mar Caribe son los remolinos estacionales, afectados de manera espacial por el Agua Superficial del Caribe (Jouanno *et al.*, 2008). Estos remolinos especialmente los ciclónicos influyen, con la elevación de la nutriclina y a su vez al aumento en la producción primaria y una alteración en la distribución vertical de los parámetros químicos (Astor *et al.*, 2005).

En 1997 y 2003, se observaron remolinos ciclónicos cercanos a la línea A20. Meses en los que la ZCIT se encuentra hacia el norte principalmente de julio a septiembre y dichos vientos generan estos remolinos ciclónicos al sur del Caribe observándose cercanos a la costa de Suramérica en 1997; se aprecian en tonos azules. En 2003 de septiembre a noviembre, comienzan a desaparecer los remolinos

ciclónicos, apreciándose anticiclónicos, época en la que la ZCIT se dirige hacia el Ecuador. En 2012, el Caribe Oriental se encuentra influenciado por remolinos anticiclónicos, principalmente en la línea A20.

En la línea A22, se encontraron dos remolinos uno ciclónico al sur y otro anticiclónico al norte de la línea. En los meses entre marzo y mayo la ZCIT se encuentra cercana al Ecuador.

Además de los efectos en las corrientes superficiales y giros que causan las migraciones de la ZCIT; el aumento en precipitaciones en el Ecuador afecta al Caribe Oriental, evidenciándose una mayor descarga del río Amazonas. Al observar la disminución de salinidad cercana a la costa de la línea A20 en 2012, en los transectos de salinidad, se atribuye a dichas descargas del río Amazonas debido al aumento en precipitación debido a la posición de la ZCIT cercana al Ecuador.

Para comprobar los efectos de este río en la línea A20 y línea A22, se realizaron diagramas de mezcla; comparando los valores de silicato, fosfato y nitrato que se encuentran en el río Amazonas y en océano abierto. En donde, se encontró que en la línea A20, el silicato es el único nutriente aportado en grandes concentraciones por el río Amazonas, y no se observa aporte hacia el interior del Caribe, ya que en la línea A22 la salinidad se mantiene en los mismos rangos.

Química

La superficie del océano, principalmente en costa, se ve afectada a diario por procesos físicos, químicos y biológicos; la influencia de los procesos físicos mencionados anteriormente como los aportes fluviales y giros generados por vientos debido a las migraciones de la ZCIT, cambian las condiciones en la capa de agua y con ello los parámetros del dióxido de carbono y la concentración de nutrientes.

Carbono Inorgánico Disuelto (CID)

En la línea A20, fuera del Caribe Oriental cercano a la costa se observaron concentraciones de CID menores que los de la línea A22 los mínimos fueron de 1900 $\mu\text{mol/kg}$ cercanos a la costa, debido a la influencia de aguas menos salinas en 2012 correspondientes a portes del río Amazonas y de lluvias en 1997 y 2003, dicha disminución también puede ser efecto de los procesos biológicos que se presentan en el área de estudio, debido a la formación de remolinos ciclónicos. En la línea A22, la mínima concentración se encontró en superficie después de los 12°N con 1975 $\mu\text{mol/kg}$ para el año de 1997 (Figura 2), concentraciones parecidas a las de 2012; en 2003, se observó un mínimo de 1900 $\mu\text{mol/kg}$ después de 12 °N y concentraciones de 2050 $\mu\text{mol/kg}$ cercano a la costa de Venezuela. Estas concentraciones superficiales fueron mayores que en A20, debido a que no se encontró influencia del río Amazonas, solo lluvia y remolinos ciclónicos.

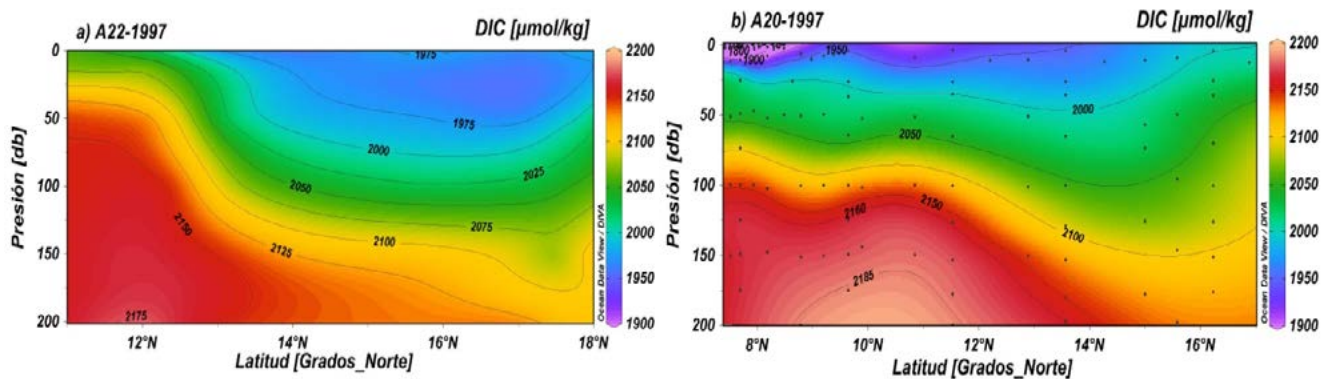


Figura 2. Sección transversal de las líneas A22 y A20 de Carbono Inorgánico Disuelto hasta 200 m de profundidad de los años 1997, 2003 y 2012.

pH y Alcalinidad Total (AT)

En general las concentraciones de pH observadas fuera y dentro del Caribe fueron de 8.00 en superficie; se encontró un aumento en la línea A20, cercano a la costa, en relación con la intrusión de aguas menos salinas, relacionadas con un aumento en la Corriente de Brasil Norte y precipitación cercana al Ecuador, principalmente en el año 2012, aproximadamente hasta los 25 m de profundidad (Figura 3). Aproximadamente después de los 200 m de profundidad se observaron concentraciones de 7.8 en la línea A22, esta disminución se encuentra relacionada con la masa de agua Antártica Intermedia que llega a la región. En superficie los valores de pH fueron aproximadamente de 8.0 a 8.2 esto puede observarse debido al aporte de río y a la producción primaria, lo que también genera la disminución en las concentraciones del CID, con un aumento en CO_3^{2-} y una disminución en HCO_3^- , afectando aproximadamente hasta los 10 m de profundidad.

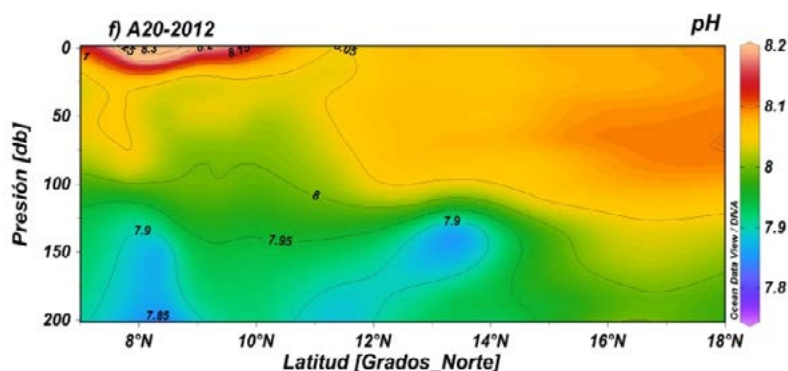


Figura 3. Sección transversal de la línea A20 de pH de 2012.

Los cambios en la Alcalinidad total están relacionados con los cambios en la salinidad y el CID y también con la migración de la ZCIT, las lluvias y aportes de agua de río que ocasiona; por lo tanto, en superficie de los transectos de la línea A20, se observan menores concentraciones destacando como mínimo 1900 $\mu\text{mol/kg}$, cercano a la costa (Figura 4). En la línea A22 las capas se observan bien estratificadas; en la cual sobresale un mínimo de 2200 $\mu\text{mol/kg}$ en el año 2003 al centro del transecto, en donde también se observa una disminución en CID y salinidad.

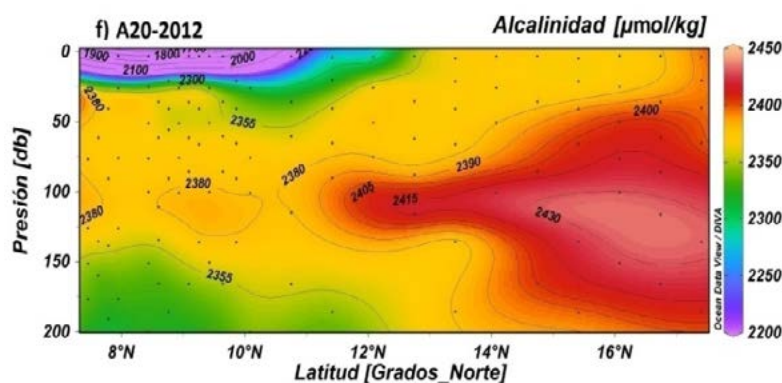


Figura 4. Sección transversal de la línea A20 de pH de 2012.

En la línea A20 los valores de CID y AT fueron menores en superficie cercanos a la costa, relacionado con aguas menos salinas debido a la influencia del río Amazonas en 2012 afectando a 20 m de profundidad, esto generó una menor concentración de HCO_3^- en superficie, afectando la AT. La

disminución en CID se relacionó con dos procesos que son la producción primaria y con el aporte de río. En 1997 y 2003 la disminución se debió a la precipitación y poca interacción con el río. Para los cruceros de la línea A22, las menores concentraciones se observaron al centro del transecto debido a la influencia en las corrientes y lluvias presentes para esa época del año. Se encontró menores concentraciones de CID de $1900 \mu\text{molkg}^{-1}$ en 2003 en la época en la que disminuyen las lluvias y la corriente Norecuatorial se introduce por las Antillas Menores (Fratantoni *et al.*, 2000).

Nutrientes

El aporte de ríos y lluvias transportan cierta cantidad de nutrientes a varias regiones. Principalmente en la línea A20 se observó esta influencia, la cual se mostró con una disminución de salinidad, CID y AT. En los resultados se observó que hay una gran cantidad de aporte de silicato hacia fuera del Caribe Oriental, especialmente en 2012 de marzo a mayo, cuando la ZCIT se encuentra cercana al Ecuador, debido a las lluvias presentes en la zona generan el aumento en el flujo del río Amazonas (Fratantoni *et al.*, 2000).

Conclusiones

El Caribe Oriental es la entrada de las corrientes y masas de agua que se encuentran dentro del Mar Caribe. Aproximadamente hasta los 200 m de profundidad, se observa un aumento en nutrientes con mayor concentración de silicato debido al aporte del río Amazonas cercano a la costa.

Los procesos físicos, como la advección, mezcla de corrientes por vientos, giros ciclónicos y anticiclónicos que se presentan por la migración de la ZCIT; su interacción dentro del Mar Caribe es de gran importancia dependiendo de la época del año, los remolinos generan un levantamiento o un hundimiento de la nutriclina, la cual cuando se encuentra más cercana a superficie se encuentra una mayor producción primaria y una disminución de nutrientes como nitrato, en este estudio fue un nutriente limitante, modificando los parámetros del carbono como una disminución en CID y un aumento en pH, estos procesos se observaron principalmente en la línea A20, esta zona se encuentra mayormente influenciada por el río Amazonas.

Literatura citada

- Andrade, A. C. and E. Barton. 2000. Eddy development and motion in the Caribbean Sea. *Journal of Geophysical Research* 105:26,191-26,201.
- Andrade, A. C., E. Barton and C. Mooers. 2003. Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean Coast. *Journal of Geophysical Research* 108:(C6, 3185):3166-3185.
- Aparicio, C. R. 2003. Revisión de las características oceanográficas de la plataforma nororiental de Venezuela. *En*: P. Fréon y J. Mendoza (Eds.). *La sardina (Sardinella aurita)*, su medio ambiente y explotación en el Oriente de Venezuela. pp. 171-205.
- Astor, Y., F. Müller-Karger and M. Scranton. 2003. Seasonal and interannual variation in the hydrography of the Cariaco Basin: implications for basin ventilation. *Continental Shelf Research* 25:(1)125-144.
- Cañón-Páez, M. L. 2010. Regionalización dinámica del Gran Caribe con base en productos espectroradiométricos satelitales. Escuela Naval Almirante Padilla, Facultad de oceanografía física. Tesis de maestría en oceanografía. Cartagena de Indias. 93 p.
- Castro, C. G., C. A. Collins, P. Waltz, J. T. Pennington, R. P. Michisaki, G. Friederich and F. P. Chavez. 2002. Nutrient variability during El Niño 1997-98 in the California current system off central California. *Progress in Oceanography* 54:171-184.
- CCHDO. 2015. Carbon Hydrographic Data Office. Estados Unidos. <http://cchdo.ucsd.edu/> (Consulta: septiembre, 2015).
- Chérubin, L. M. and P. L. Richardson. 2007. Caribbean current variability and the Influence of the Amazon and Orinoco freshwater plumes. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 54(9):1451-1473.
- Demaster, D. J. and R. H. Pope. 1996. Nutrient dynamics in Amazon shelf waters: results from AMASSEDS. *Continental Shelf Research* 16(3):263-289.
- Dickson, A. G. 1990. Standard potential of the reaction: $\text{AgCl(s)} + 1/2\text{H}_2(\text{g}) = \text{Ag(s)} + \text{HCl(aq)}$, and the standard acidity constant of the ion in synthetic sea water from 273.15 to 318.15. *The Journal of Chemical Thermodynamics* 22:113-127.
- Feely, R. A., S. C. Doney and S. H. Cooley. 2012. Ocean Acidification, Conditions and Future Changes in a High- CO_2 World. *Oceanography* 26(4):36-47.

- Fratantoni, D. M., W. E. Johns, T. L. Townsend and H. E. Hurlburt. 2000. Low-latitude circulation and mass transport pathways in a model of the tropical Atlantic Ocean. *Journal of Physical Oceanography* 30:1944–1966.
- Hansson, I. 1973. A new set of pH-scales and standard buffers for seawater. *Deep-Sea Research and Oceanographic Abstracts* 20:479-491.
- Hu, C., E. T. Montgomery, R. W. Schmitt and F. E. Müller-Karger. 2004. The dispersal of the Amazon and Orinoco River water in the tropical Atlantic and Caribbean Sea: Observation from space and S-PALACE floats. Elsevier, *Deep-Sea Research Part II*. 51:1151–1171.
- Jouanno, J., J. Sheinbaum, B. Barnier, J. M. Molines, L. Debreu and F. Lemarié. 2008. The mesoscale variability in the Caribbean Sea. Part I: Simulations and characteristics with an embedded model. Elsevier. *Ocean Modelling* 23:82–101.
- Johns, W. E., T. L. Townsend, D. M. Fratantoni and W. D. Wilson, 2002. On the Atlantic inflow to the Caribbean Sea. *Deep-Sea Research I* 49:211–243.
- Lamper, W. and U. Sommer, 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press, Nueva York. pp. 295-308.
- Millero, F. J., T. B. Graham, F. Huang, H. Bustos-Serrano and D. Pierrot. 2006. Dissociation constants of carbonic acid in seawater as a function of salinity and temperature. *Marine Chemistry* 100:80-94.
- Millero, F. J. 1996. *Chemical oceanography*. CRC Press, 2^{da} Edición. Boca Raton, Florida, USA. 470 p.
- Park, P. K. 1969. Oceanic CO₂ system: and evaluation of ten methods of investigation. *Limnology and Oceanography* 14:179-186.
- Ramos-Higuera, E., J. Alcocer, E. Ortega-Mayagoitia y A. Camacho. 2008. Nitrógeno: elemento limitante para el crecimiento fitoplanctónico en un lago oligotrófico tropical. *Hidrobiológica* 18:(1)105-113.
- Rérolle, V. M. C., C. F. A. Floquet, M. C. Mowlem, R. R. G. J. Bellerby, D. P. Connelly and E. P. Achterberg. 2012. Seawater-pH measurements for ocean-acidification observations. *Trends in Analytical Chemistry* 40.
- Ternon, J. F., C. Oudot, A. Dessier, D. Diverres. 2000. A seasonal tropical sink for atmospheric CO in the Atlantic Ocean: the role of the Amazon River discharge. *Marine Chemistry* 68:183–201.
- Wurtsbaugh, W. A., W. F. Vincent, C. I. Vincent, H. J. Carney, P. J. Richerson, L. Lazzaro and R. A. Tapia. 1991. Nutrientes y su limitación del crecimiento del fitoplancton. *En: C. Dejoux y A. Iltis (Ed.). El lago Titicaca: Síntesis del conocimiento limnológico actual*. pp. 161-175.
- Woosley, R. J., F. J. Millero and R. Wanninkhof. 2016. Rapid Anthropogenic Changes in CO₂ and pH in the Atlantic Ocean: 2003-2014. *American Geophysical Union 2015AGUFM.B23G0676W*.

4.36 El papel del sedimento en el control biogeoquímico del sistema de carbono en Bahía San Quintín

Ávila-López M. Carmen¹; Hernández-Ayón J. Martín¹; Arias-Esquivel Víctor A.¹; Camacho-Ibar Víctor F.¹ y Sandoval-Gil Jose M.¹

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Transpeninsular Ensenada-Tijuana No. 3917, Frac. Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.
Autor para correspondencia: mc.avilalopez@gmail.com

Resumen

A partir de cámaras de incubación de microcosmos, se estudió la variabilidad espacio-temporal de los flujos de intercambio sedimento-agua del sistema de carbono en Bahía San Quintín para marzo y julio de 2014. Los núcleos de sedimento analizados se seleccionaron bajo distintas condiciones ambientales con el objetivo de determinar el metabolismo bentónico del ecosistema y, evaluar los posibles procesos biogeoquímicos que podrían estar contribuyendo a los cambios en la química del sistema de carbono en la columna de agua para estos periodos. Los resultados indicaron que los procesos heterotróficos en los sedimentos superficiales de Bahía San Quintín dominaron durante el periodo de estudio, comportándose como eficaces fuentes de CO₂ hacia la columna de agua. La contribución debida al metabolismo bentónico somero de Bahía San Quintín al estatus metabólico neto del sistema fue del 61% y el 20% para marzo y julio de 2014, respectivamente. Esto sugiere que la producción de las comunidades bentónicas, así como los procesos biogeoquímicos de respiración aeróbica y anaeróbica asociados a estas comunidades, podrían tener un importante papel en la dinámica del sistema de carbono y en el mantenimiento del estatus trófico de este hábitat costero somero.

Palabras clave: *incubaciones de sedimento; flujo bentónico; metabolismo bentónico.*

Abstract

Studied the spatio-temporal variability of the sediment-water exchange of the carbon system at San Quintín Bay for March and July 2014, from experimental microcosms incubation chambers. The sediment samples analyzed were selected under different environmental conditions with the purpose of determining the benthic ecosystem metabolism and, to evaluate the possible biogeochemical processes that could be contributing to the variability of the carbon system chemistry in the water column. The results indicated that heterotrophic processes in the shallow sediments of San Quintín Bay dominated during the study period, being efficient sources of CO₂ to the water column. The contribution of benthic metabolism to the net ecosystem status was 61% and 20% for March and July in 2014, respectively. This suggests that the production of benthic communities, as well as the biogeochemical processes of aerobic and anaerobic respiration associated with these communities, could play a critical role in the dynamics of the carbon system and in maintaining the trophic status of this shallow coastal habitat.

Key words: *sediment incubations; benthic flux; benthic metabolism.*

Introducción

Los sistemas costeros reciben importantes aportes externos de nutrientes y materia en suspensión de diferentes orígenes (85% de carbono orgánico y el 45% de carbono inorgánico) que accede a los océanos,

actuando con frecuencia como potenciales amortiguadores entre la tierra y el océano adyacente (Gattuso *et al.*, 1998). La elevada productividad primaria y la intensa regeneración bentónica que ocurre en estos ambientes como consecuencia de dichos aportes externos, modulan la intensificación de los flujos de intercambio de carbono entre la atmósfera, la columna de agua y el sedimento, siendo estos flujos (en proporción) comparables al océano abierto (Hansell y Carlson, 2001; Duarte *et al.*, 2005). En consecuencia, la zona costera se constituye como una parte diferenciada dentro del ciclo biogeoquímico del carbono global, jugando un papel fundamental en el destino del CO₂ antropogénico y en el mantenimiento del sumidero oceánico de este gas invernadero (Duarte *et al.*, 2005). No obstante, en la actualidad, sigue existiendo gran incertidumbre sobre el papel de los sistemas costeros en el ciclo global del carbono, debido a la propia heterogeneidad que presentan estas regiones. En este contexto, el estudio específico de los procesos básicos que controlan la dinámica biogeoquímica del sistema de carbono en estos ambientes naturales puede ayudar a entender de forma más completa la dinámica del CO₂ en estas regiones e identificar su papel como fuente o sumidero de carbono, de especial interés en el conocimiento del ciclo del carbono costero.

Bahía San Quintín, es una laguna costera hipersalina de Baja California, localizada en el Océano Pacífico Norte, controlada por el intercambio de agua con el océano adyacente y la presencia de extensas praderas de pastos marinos (*Zostera marina*) (Ribas-Ribas *et al.*, 2011). Los eventos de surgencias características de la región sustentan el ecosistema de la bahía con el aporte externo de CID, nutrientes y fitoplancton, siendo este último uno de los principales recursos que permite el desarrollo sustentable de la actividad acuícola local (Emery *et al.*, 2015). El conjunto de estos componentes que interactúan dinámicamente en la laguna (*e.g.*, surgencias, pastos marinos y ostricultivos), juegan un papel substancial en la regulación de los procesos biogeoquímicos del carbono y otros elementos, en la columna de agua y en el sedimento a lo largo del sistema (Hernández-Ayón *et al.*, 2004; Sandoval-Gil *et al.*, 2016), ambos estrechamente relacionados en sistemas costeros poco profundos como Bahía San Quintín.

En este trabajo, se realizó una primera aproximación de la variabilidad espacio-temporal de los flujos de intercambio del sistema de carbono (CID y AT) entre el sedimento y la columna de agua durante marzo y julio de 2014, a partir de cámaras de incubación de microcosmos controladas en laboratorio (McGlathery *et al.*, 2001). Los núcleos de sedimento analizados se seleccionaron bajo distintas condiciones ambientales, que incluyeron áreas en interacción con las comunidades de *Zostera marina* y en ausencia de las mismas, así como en zonas influenciadas por ostricultivos y surgencias costeras (Figura 1); con el objetivo de determinar el metabolismo bentónico del ecosistema y evaluar los posibles procesos biogeoquímicos que contribuyeron a los cambios en la química de la columna de agua para este periodo.

Material y Métodos

Área de estudio

Bahía San Quintín, es una laguna costera poco profunda (~2 m) que cubre un área aproximada de 42 km² y presenta una única conexión con el océano abierto, localizada en la costa oriental del Océano Pacífico en la península de Baja California, México (30°30' N, 116° W). En este sistema costero, principalmente se distinguen tres subsistemas que presentan diferencias biogeoquímicas significativas (Camacho-Ibar *et al.*, 2003): la Boca de la Bahía, el brazo oeste o Bahía Falsa y el brazo este o brazo San Quintín (Figura 1). Los gradientes de temperatura y salinidad aumentan desde la boca de la bahía hacia el interior de ambos brazos como resultado de la baja precipitación anual, intensos procesos de evaporación y el tiempo de residencia del agua en el sistema, que oscila entre 13 y 26 d durante el verano y el invierno, respectivamente (Camacho-Ibar *et al.*, 2003).



Figura 1. Localización geográfica de Bahía San Quintín en la costa noroccidental de la Península de Baja California. Los círculos negros indican los puntos de muestreo seleccionados a lo largo de la laguna costera para marzo y julio de 2014 (modificado de Sandoval-Gil *et al.*, 2015).

Metabolismo bentónico

Para determinar el papel del sedimento en la dinámica del sistema de carbono, se colectaron núcleos de sedimento en presencia y ausencia de pastos marinos ($n=3$) para los meses de marzo y julio de 2014, con el fin de captar la señal de las condiciones de invierno y verano del ciclo anual en el metabolismo bentónico de la laguna costera. Una vez transportados los núcleos de sedimento al laboratorio, se dejaron aclimatar durante 7-10 h previas al comienzo de la incubación. Las condiciones experimentales fueron simuladas en laboratorio a la temperatura e irradiancia observadas en campo para invierno ($16\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $353 \pm 22\text{ }\mu\text{mol fotonos m}^{-2}\text{ s}^{-1}$) y verano ($19\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $664 \pm 48\text{ }\mu\text{mol fotonos m}^{-2}\text{ s}^{-1}$) de 2014, en cámaras de incubación de microcosmos siguiendo las recomendaciones propuestas por Tengberg *et al.* (2004). Se colectaron muestras discretas de agua de mar al comienzo de la incubación y a intervalos de aproximadamente 2 h (0-6 h) para el análisis del sistema de carbono. Las muestras fueron almacenadas en botellas de borosilicato y preservadas con $100\text{ }\mu\text{L}$ de HgCl_2 saturado para su posterior determinación. El volumen muestreado en cada toma fue reemplazado por agua de mar de referencia, manteniendo el mismo volumen de incubación durante todo el periodo. Los datos de CID y AT fueron corregidos a partir del cambio en la pendiente del agua de mar de referencia (actividad metabólica de la columna de agua) colectada en campo en cada una de las estaciones y periodos muestreados (Figura 2-).

El CID se estimó por el método coulométrico descrito por Johnson *et al.* (1987), con una precisión de $\pm 3\text{ }\mu\text{mol kg}^{-1}$. La AT se determinó mediante valoración potenciométrica por el método descrito por Hernández-Ayón *et al.* (1999), con una precisión de $\pm 5\text{ }\mu\text{mol kg}^{-1}$. Como solución valorante se usó HCl 0.1 M en NaCl 0.7 M . Para el control de calidad de los datos de CID y AT se utilizaron estándares de referencia certificados (CRM) proporcionados por el A. Dickson del Instituto Scripps-UCSD, San Diego.

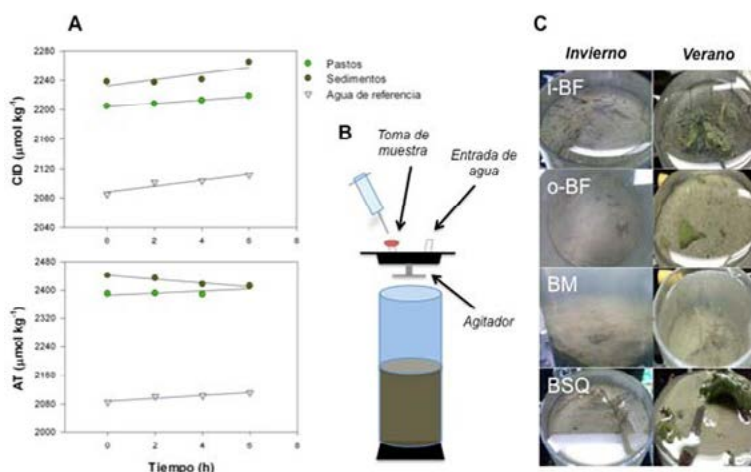


Figura 2. A) Variaciones típicas de las concentraciones de carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad total (AT) durante las incubaciones de microcosmos para los núcleos muestreados en áreas sin vegetación (círculos café), en praderas de pastos marinos (círculos verdes) y en el agua de mar de referencia (triángulos celestes). B) Diagrama simplificado de las cámaras de incubación de microcosmos utilizadas durante el experimento. C) Ejemplo de las condiciones observadas en los núcleos sedimentarios en las distintas estaciones de muestreo para los meses de marzo (izquierda) y julio (derecha) de 2014.

Los flujos de intercambio bentónico de CID ($FCID$) y AT (FAT) se estimaron a partir de los cambios en el tiempo de las concentraciones de cada uno de los parámetros durante el periodo de incubación de los núcleos de sedimento, usando la Ecuación 1 propuesta por Dollar *et al.* (1991).

$$J = V \cdot (C_t - C_0) / (A \cdot T) \quad (1)$$

donde, J es flujo bentónico por unidad de área (moles $\text{cm}^{-2} \text{s}^{-1}$); V es volumen de agua incubado en la cámara ($\sim 1000 \text{ cm}^3$); C_0 y C_t son la concentración disuelta al comienzo y final del periodo de incubación (mol cm^{-3}); A es el área de sedimento incubado ($\sim 71 \text{ cm}^2$) y, T es el tiempo de incubación (s).

Cabe mencionar que los flujos positivos representan la liberación del componente disuelto a la columna de agua, mientras que los flujos negativos representan la remoción del mismo.

Las diferencias estadísticas espaciales y temporales derivados de los flujos de intercambio de sedimento-agua para CID y AT medidos en los núcleos de sedimentos, fueron examinadas por un ANOVA de 2 vías. Se realizaron comparaciones para el ANOVA con medias de post-hoc (Student-Newman-Keuls, SNK) con el objetivo de identificar diferencias significativas dentro de las condiciones ambientales estudiadas en las comunidades de pastos marinos y en los sedimentos sin vegetación. Antes de los análisis, los datos se verificaron para la normalidad y la homocedasticidad y, se transformó cuando fue necesario. Se consideraron diferencias estadísticamente significativas en $P < 0.05$.

Resultados y Discusión

Los estudios encaminados a examinar el metabolismo de un ecosistema están implícitamente relacionados con el balance de carbono orgánico, sin embargo, las propiedades metabólicas generalmente se miden a partir de cambios en la producción o consumo de oxígeno disuelto o de carbono inorgánico (Testa *et al.*, 2013). Los cambios en los parámetros del sistema de carbono en cámaras de incubación reflejan el equilibrio entre: 1) el consumo/producción de carbono por los organismos autótrofos; 2) la producción durante el periodo de incubación debida al zooplancton, la fauna bentónica y las bacterias; 3) la señal del metabolismo inorgánico asociado a cambios no mediados biológicamente (Barrón *et al.*, 2006).

Como se observa en la Figura 3, los valores estimados de los flujos de intercambio sedimento-agua para CID y AT en las incubaciones de los núcleos sedimentarios mostraron gran variabilidad espacial y temporal.

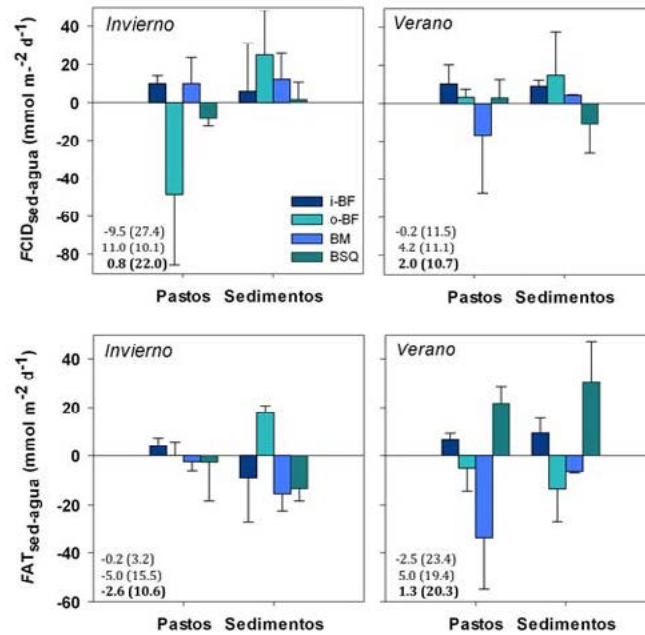


Figura 3. Flujos de intercambio de $FCID$ y FAT en la interfase sedimento-agua observadas en marzo y julio del 2014, para los núcleos localizados dentro (Pastos) y afuera (Sedimentos) de las praderas de *Zostera marina* en cada una de las estaciones muestreadas durante el periodo de estudio. En la esquina inferior izquierda de cada uno de los gráficos se muestran los promedios (\pm DS) de las incubaciones de microcosmos en Pastos, Sedimentos y Total de las muestras experimentales estimadas para cada variable y temporada de estudio.

Los flujos promedio de CID fueron positivos hacia la columna de agua para ambas temporadas ($0.8 \pm 22.0 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $2.0 \pm 10.7 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en marzo y julio de 2014, respectivamente), sin diferencias significativas ($P > 0.05$). Por otro lado, se observó la remoción desde la columna de agua hacia el sedimento en los flujos promedio de AT para marzo ($-2.6 \pm 10.6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), en contraste con el mes de julio, donde los flujos fueron positivos ($1.3 \pm 20.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Los resultados observados en la distribución de AT sugiere un cambio en los procesos bentónicos dominantes para este periodo, con diferencias significativas entre ambas temporadas ($P < 0.05$). Las incubaciones de microcosmos de los sedimentos situados en praderas de *Zostera marina* mostraron en promedio una señal de autotrofia neta, aunque con estatus tróficos muy variables, a diferencia de los núcleos de sedimento localizados afuera de las mismas, en los cuales se observa principalmente un comportamiento heterotrófico neto para los periodos de estudio (Figura 3). En ambos casos, las magnitudes promedio observadas fueron mayores en el mes de marzo con grandes variaciones que oscilaron de -48.5 a $24.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mientras que en julio los valores promedio fueron más cercanos al balance metabólico fluctuando de -33.5 a $30.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Las distintas condiciones ambientales analizadas (i-BF, o-BF, BM y BSQ) mostraron importantes diferencias espaciales en la distribución del sistema de carbono, influenciadas por las características locales y las condiciones fisicoquímicas de las temporadas de estudio.

Para simplificar el análisis de los valores estimados para los flujos bentónicos de CID asociados al metabolismo debido a procesos de producción/respiración de la materia orgánica ($FCID^*$) y AT (FAT) durante el periodo de incubación experimental en las distintas condiciones de estudio, se presentan sus variaciones relativas en la Figura 4, como indicador de los componentes y procesos biogeoquímicos dominantes en el sedimento que afectan directa o indirectamente a estas cantidades, de acuerdo con Broecker y Peng (1982), en Barrón *et al.* (2006).

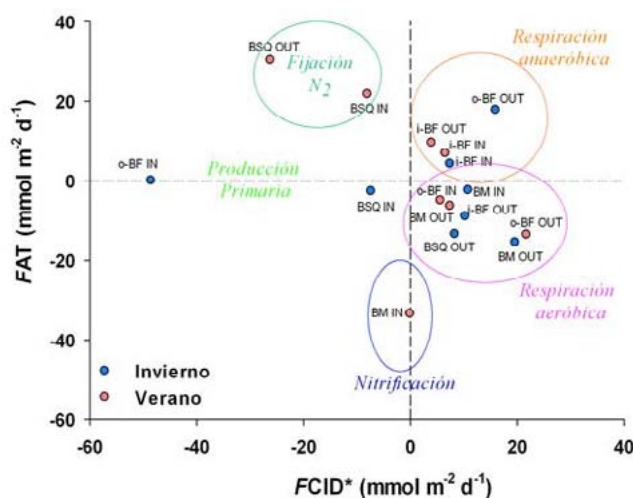


Figura 4. Variaciones relativas de los flujos de intercambio de CID* ($FCID^*$) y AT (FAT) en la interfase sedimento-agua observadas en marzo y julio del 2014, para los núcleos localizados dentro (IN) y afuera (OUT) de las praderas de *Zostera marina* en cada una de las estaciones muestreadas durante el periodo de estudio. Asimismo, se presentan posibles procesos biogeoquímicos involucrados en la liberación o captación de CID y AT entre el sedimento y la columna de agua que afectan directa o indirectamente a estas cantidades.

Como se observa en la Figura 4, las variaciones en las concentraciones de CID durante las incubaciones de los núcleos de sedimento de Bahía San Quintín mostraron, en la mayoría de los casos de estudio, la producción bentónica de CID dentro de las cámaras de microcosmos (procesos heterotróficos), con una gran variabilidad espacial y temporal característica de sistemas costeros someros dominados por macrovegetación (Barrón *et al.*, 2004). En Bahía San Quintín, al igual que en otros sistemas costeros templados, ha sido ampliamente estudiado el comportamiento heterotrófico neto (dominancia de procesos de respiración) de estos ambientes en las temporadas de invierno y verano a lo largo de un ciclo anual (*e.g.*, Smith y Hollibaugh, 1997; Camacho-Ibar *et al.*, 2003; Ibarra-Obando *et al.*, 2004; Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2008). El aumento de las tasas metabólicas de respiración en Bahía San Quintín está influenciado principalmente por la importación y/o producción *in situ* de material orgánico (particulado y disuelto), modulado por eventos de surgencias costeras que son máximas en los meses de primavera y principios de verano (Ribas-Ribas *et al.*, 2011), así como exudados asociados tanto a los productores primarios, como a los cultivos de ostión que se desarrollan en la laguna (Hernández-Ayón *et al.*, 2007; Sandoval-Gil *et al.*, 2016; Camalich-Carpizo, 2006). La disponibilidad de material orgánico en el sistema permite la intensificación de los procesos bentónicos, también influenciados por los ciclos de luz y temperatura, promoviendo la liberación de CID a la columna de agua que, a su vez, sustenta el metabolismo heterotrófico de la columna de agua para estas temporadas. Esto es consistente con los resultados observados en las variaciones de los flujos de $FCID^*$ y FAT , donde se observa una mayor importancia relativa de los procesos de degradación (aeróbica y anaeróbica) de la materia orgánica para ambas temporadas (Figura 4).

En Bahía San Quintín, los procesos bénticos dominan el metabolismo a nivel del sistema, representando aproximadamente el 70% de la respiración y la producción primaria total, controlado hasta en un 80% por la actividad de las comunidades de pastos marinos (Ibarra-Obando *et al.*, 2004). La actividad metabólica y la estructura de las comunidades asociadas a estos macrófitos, pueden modificar las propiedades físicas y químicas del ambiente donde se desarrollan (Barrón *et al.*, 2004), promoviendo: 1) la oxigenación de la rizósfera sedimento a través de las raíces y, por tanto, la intensificación de procesos aeróbicos entre el sedimento y la columna de agua; 2) el aporte de material orgánico producido por exudados o por el recambio del tejido vegetativo y 3) la retención de material particulado proveniente del sistema, que queda atrapado por el dosel vegetal de la pradera. En consecuencia, los procesos

biogeoquímicos que tienen lugar en las praderas de pastos marinos y sus comunidades microbianas bentónicas asociadas, pueden contribuir a un cambio en la condición metabólica del sistema hacia una heterotrofia neta y acontecer a la intensificación de procesos sedimentarios anóxicos (Marbá *et al.*, 2006).

Importantes procesos de respiración anaeróbica (esencialmente procesos de desnitrificación y sulfatorreducción) pueden ocurrir en los sedimentos localizados principalmente en la parte interna de Bahía Falsa (i-BF), probablemente modulados por la retención de altos aportes de materia orgánica y tiempos de residencia ligeramente más altos (Figura 4). Para este brazo de la laguna y el área de la boca, Camacho-Ibar *et al.* (2003) ya han reportado la dominancia de importantes procesos de desnitrificación y remineralización bentónica durante los meses de verano y, en menor intensidad, para la temporada de invierno. Estos autores, sugieren que estos procesos están fuertemente influenciados por altas concentraciones de materia orgánica lábil de origen fitoplanctónico y, probablemente, al aporte de material orgánico debido a importantes floraciones de macroalgas (Zertuche *et al.*, 2009; Ávila-López *et al.*, 2016), así como a los extensos cultivos de ostión localizados en esta área (Emery *et al.*, 2015). La intensa variación observada para julio en los flujos de AT dentro de praderas de pastos marinos localizadas en la boca de la bahía (BM) con respecto al resto de estaciones ($P < 0.05$), posiblemente se deban al acoplamiento de procesos de nitrificación en la superficie de los sedimentos y la columna de agua adyacente a los antes mencionados (Camacho-Ibar *et al.*, 2003) y/o, el consumo preferente de NH_4^+ por *Zostera marina* (en hojas y raíces) observado en Bahía San Quintín por Sandoval-Gil *et al.* (2015), que es una importante fuente de nitrógeno inorgánico para el desarrollo y crecimiento de estos productores primarios. Ambos procesos son reconocidos como importantes promotores del sumidero de alcalinidad en condiciones ambientales más cálidas y oligotróficas (Wolf-Gladrow *et al.*, 2007), siendo consistente con los resultados obtenidos en el presente estudio (Figuras 3 y 4).

Conclusiones

La distribución de los flujos de intercambio de los parámetros del sistema de CO_2 entre el sedimento y la columna de agua subyacente en las incubaciones de microcosmos de los núcleos de sedimento de Bahía San Quintín, mostró una gran heterogeneidad espacio-temporal dentro del sistema para los periodos de estudio. En balance, las comunidades bentónicas estudiadas de Bahía San Quintín mostraron una señal neta heterotrófica en marzo y julio de 2014 ($0.8 \pm 22.0 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $2.0 \pm 10.7 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente), no observándose diferencias claras estacionales entre ambas temporadas.

Aunque existe la dificultad inherente de inferir en el balance metabólico global de un ecosistema extrapolando las tasas metabólicas obtenidas de las incubaciones de microcosmos en escalas de horas, los datos obtenidos en el presente estudio parecen sugerir que los procesos biogeoquímicos de respiración aeróbica y anaeróbica en los sedimentos de Bahía San Quintín dominan los cambios del sistema de carbono para estos periodos, comportándose como eficaces fuentes de CO_2 hacia la columna de agua que pueden jugar un papel importante en el mantenimiento de los procesos biológicos de la laguna y el estatus trófico en este hábitat costero.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a SEP-CONACYT por el apoyo brindado a este trabajo a través del proyecto Estudio Integral del Ciclo del Nitrógeno en Bahía Falsa, Baja California (ref. no. 10412). Asimismo, se agradece la colaboración de los trabajadores de los criaderos de Nautilus de San Quintín por su apoyo en el campo.

Literatura citada

- Ávila-López, M. C., J. Hernández-Ayón, V. Camacho-Ibar, A. Félix-Bermúdez, Mejía-Trejo, I. Pacheco-Ruiz and J. Sandoval-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.
- Barrón, C., N. Marbà, J. Terrados, H. Kennedy and C. M. Duarte. 2004. Community metabolism and carbon budget along a gradient of seagrass (*Cymodocea nodosa*) colonization. *Limnology and Oceanography* 49(5):1642–1651.
- Barrón, C., C. M. Duarte, M. Frankignoulle and A. V. Borges. 2006. Organic carbon metabolism and carbonate dynamics in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuaries and Coasts* 29(3):417–426.
- 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, Mexico. *Estuaries* 26(5):1220–1237 DOI:10.1007/BF02803626.
- 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. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, Baja California, México. 87 p.
- 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 Science* 76(3):594–607 DOI:10.1016/j.ecss.2007.07.032.
- Dollar, S. J., S. V. Smith, S. M. Vink, S. Obrebski and J. T. Hollibaugh. 1991. Annual cycle of benthic nutrient fluxes in Tomales Bay, California, and contribution of the benthos to total ecosystem metabolism. *Marine Ecology Progress Series* 79:115–125.
- 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. Wilkinson, V. F. Camacho-Ibar, M. L. Pace, K. J. McGlathery, J. M. Sandoval-Gil and J. Hernández-López. 2015. Resource use of fan aquacultures Oyster (*Crassostrea gigas*) in the reverse estuary Bahía San Quintín, Baja California, México. *Estuaries and Coasts* 39:866–874 DOI:10.1007/s12237-015-0021-9.
- Gattuso, J. P., M. Frankignoulle and R. Wollast. 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 29:405–434.
- Hansell, D. A. and C. A. Carlson. 2001. Marine dissolved organic matter and carbon cycle. *Oceanography* 14:41–49.
- Hernández-Ayón, J. M., S. L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity and total CO₂ in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Analytica Chimica Acta* 394(1):101–108 DOI:10.1016/S0003-2670(99)00207-X.
- Hernández-Ayón, J. M., M. S. Galindo-Bect, V. Camacho-Ibar, Z. García-Esquivel and 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(1A): 119–132.
- Hernández-Ayón, J. M., A. Zirino, A. G. Dickson, T. Camiro-Vargas and E. Valenzuela-Espinoza. 2007. 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. *Marine Ecology Progress Series* 283:99–112 DOI:10.3354/meps283099.
- Johnson, K. M., J. M. Sieburth, P. J. I. Williams and L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: Automation and calibration. *Marine Chemistry* 21(2):117–133.
- Marbà, N., M. Holmer, E. Gacia and C. Barrón. 2006. Seagrass Beds and Coastal Biogeochemistry. In: A. W. D. Larkum (Ed.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp.135–157.
- McGlathery, K. J., I. C. Anderson and A. C. Tyler. 2001. Magnitude and variability of benthic and pelagic metabolism in a temperate coastal lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 216:1–15.
- 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(4):367–376 DOI:10.1016/j.ecss.2011.09.017.
- 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(3):593–878 DOI:10.1007/s12237-016-0102-4.
- Smith, S. V. and J. T. Hollibaugh. 1997. Annual cycle and interannual variability of ecosystem metabolism in a temperate climate embayment. *Ecological Monographs* 67(4):509e533.
- Tengberg, A., H. Stahl, G. Gust, V. Müller, U. Arning, H. Andersson and P. O. J. Hall. 2004. Intercalibration of benthic flux chambers I. Accuracy of flux measurements and influence of chamber hydrodynamics. *Progress in Oceanography* 60:1–28.
- Testa, J. M., W. M. Kemp, C. S. Hopkinson and S. V. Smith. 2013. Ecosystem Metabolism. In: J. W. Day, B. C. Crump, W. M. Kemp and A. Yáñez-Arancibia (Eds.). *Estuarine Ecology*, 2nd Edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, N. J., USA. DOI:10.1002/9781118412787.ch15.
- Smith, S. V. and J. T. Hollibaugh. 1997. Annual cycle and interannual variability of ecosystem metabolism in a temperate climate embayment. *Ecological Monographs* 67(4):509e533.
- Wolf-Gladrow, D. A., R. E. Zeebe, C. Klaas, A. Körtzinger and A. Dickson. 2007. Total alkalinity: The explicit conservative expression and its application to biogeochemical processes. *Marine Chemistry* 106:287–300 DOI:10.1016/j.marchem.2007.01.006.
- 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. *Journal of Applied Phycology* 21(6):729–736 DOI:10.1007/s10811-009-9408-y.

4.37 Flujos de CO₂ en Cabo Pulmo (B.C.S.), un arrecife de franja con influencia oceánica

Norzagaray-López Orión C.¹; Hernández-Ayón Martín J.¹; Calderón-Aguilera Luis E.³; Reyes-Bonilla Héctor⁴; Castro Rubén²; Barranco-Servín Linda M.¹ y Valdivieso-Ojeda Jacob A.¹

¹Instituto de Investigaciones Oceanográficas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California.

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

³Laboratorio de Ecología y Pesquerías de la Zona Costera, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California.

⁴Laboratorio de Sistemas Arrecifales, Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur.

Autor para correspondencia: jmartin@uabc.edu.mx

Resumen

Se midieron la presión parcial de CO₂ ($p\text{CO}_2$) y los flujos de CO₂ entre la atmósfera-océano mensualmente en el arrecife de franja en Cabo Pulmo para evaluar la magnitud y dirección del flujo en esta zona. Tanto la presión parcial de CO₂ como los flujos fueron positivos y mayores en invierno, con la presencia del Agua del Golfo de California ($11.4 \pm 5.7 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) en comparación al resto del año, estando el Agua Tropical Superficial presente ($0.8 \pm 1.0 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). El efecto biológico de la calcificación coralina y la respiración del ecosistema controlan los flujos estacionales en otros ambientes costeros y arrecifes, mientras que para Cabo Pulmo, el control sugerido es el transporte horizontal de distintas masas de agua con diferente concentración de carbono.

Palabras clave: *variación estacional; arrecife coralino.*

Abstract

The partial pressure of CO₂ and air-sea CO₂ fluxes were measured monthly at the fringing reef in Cabo Pulmo in order to assess the magnitude and direction of this flux in this reef. Both the $p\text{CO}_2$ and fluxes were positive and higher during winter, with the presence of Gulf of California Water ($11.4 \pm 5.7 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) compared to the rest of the year, where the Tropical Surface Water was present ($0.8 \pm 1.0 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). The biological effect of coral calcification and community respiration controls the CO₂ fluxes seasonally in several coastal zones and reefs, while horizontal advection of those water masses is the proposed process controlling the CO₂ system in this fringing reef.

Key words: *seasonal variation; coral reef.*

Introducción

Las variaciones estacionales de sistema del CO₂ en arrecifes están controladas por procesos físicos, que incluyen las surgencias, temperatura, o transporte horizontal de masas de agua, o bien, por procesos biológicos, como la producción-respiración de materia orgánica y/o, la calcificación-disolución de estructuras calcáreas (Norzagaray-López *et al.*, 2017). Sin embargo, para que la señal biológica de los organismos bentónicos esté presente, es necesario que el agua resida un tiempo considerable dentro del arrecife, tal como sucede en arrecifes de barrera, atolones y planicies. En estos tipos de arrecife los procesos biológicos son tan intensos que controlan el sistema del CO₂ estacionalmente (Smith, 2013). Sin embargo, en arrecifes con geomorfología abierta, como los arrecifes de franja, tienen una fuerte

influencia oceánica y, el control del CO₂ es principalmente por procesos físicos, como Cabo Pulmo (Brusca y Thomson, 1975; Riegl *et al.*, 2007; Glynn *et al.*, 2017).

Ahí, la presencia estacional de dos masas de agua con distintas propiedades físico-químicas controla el sistema del CO₂ y, la señal de procesos biológicos no son tan marcados. Esto posiblemente se deba a una combinación entre una baja cobertura de coral, la profundidad del arrecife y, a un corto tiempo de residencia del agua de mar, promovido por su geomorfología abierta. En este arrecife se detectó la presencia de dos masas de agua, Agua del Golfo de California (AGC) en invierno y Agua Tropical Superficial (ATS) el resto del año. En donde el AGC presentó una mayor concentración de carbono inorgánico disuelto, mayor salinidad y menor temperatura que el ATS, sugiriendo dos regímenes con respecto al sistema del CO₂ en esta zona. Estudios sobre los flujos de carbono en la zona costera son aun escasos, a pesar de que los procesos biológicos relacionados con la producción-degradación de la materia orgánica son intensos (Ávila-López *et al.*, 2016) y, aún más escasos son los estudios en zonas arrecifales. Con esto en mente, en este trabajo se reporta la *p*CO₂ y flujos estacionales de CO₂ para Cabo Pulmo, donde se hipotetiza que la magnitud y dirección de los flujos de CO₂ variará estacionalmente según la masa de agua presente.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Cabo Pulmo está ubicado en la entrada al Golfo de California (23.4° N, 109.4° W; Figura 1). Esta región tiene una oceanografía compleja, debido a que es una zona de transición donde convergen distintas masas de agua superficiales, como el ATS, el AGC y el agua de la Corriente de California. Las primeras dos son superficiales y están presentes en la zona de Cabo Pulmo de manera estacional, lo cual corresponde con la circulación reportada para esta región del golfo (Castro *et al.*, 2006). Estas masas de agua arriban a la zona de estudio con una distinta concentración de carbono, lo cual da lugar a que se presenten dos regímenes estacionales con relación al pH y estado de saturación con respecto a aragonita (Ω_{ara}) (Norzagaray-López *et al.*, 2017). En este sentido, el ATS presenta una menor concentración de Carbono Inorgánico Disuelto (CID), mayor pH y mayor Ω_{ara} que el AGC. Por debajo de estas masas de agua superficiales está el agua Subsuperficial Subtropical, con una mayor concentración de CID > 2200 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ (Franco *et al.*, 2014), menor temperatura (entre 9 a 18 °C) y una salinidad entre 34.5 y 35. El arrecife que habita en Cabo Pulmo es el único arrecife verdadero en el Golfo de California y su comunidad coralina está compuesta por un total de 12 especies hermatípticas, dominadas por el Género *Pocillopora* (Glynn *et al.*, 2017), con una cobertura baja (<30%), con una distribución a manera de parches (Figura 1; Norzagaray-López *et al.*, 2017).



Figura 1. Localización del área de estudio. El recuadro indica la localización del arrecife de Cabo Pulmo, el área con presencia de corales (área azul) y el transecto de 2 km playa-oceano para la colecta de agua cada 0.5 km.

Colecta y análisis de las variables del sistema del CO₂

Durante 2012 y 2013 se colectaron cuatro muestras discretas superficiales mensualmente, cada 500 m a lo largo de un transecto playa-océano de 2 km de longitud (10 meses x 4 muestras = 40 muestras superficiales; Figura 1). La colecta se realizó con botella Niskin, de la cual se extrajeron 500 ml de agua de mar en botellas de borosilicato. El agua se fijó con una solución saturada de 100 μl de cloruro de mercurio (HgCl_2). La temperatura fue medida *in situ* usando un termómetro digital directamente de la botella Niskin (4600 Precision Thermistor; ± 0.015 °C). En el laboratorio, a las muestras discretas se les midió la salinidad con un salinómetro (Autosal Salinometer 8400B, Guildline; ± 0.0001); el CID se midió por coulometría con una incertidumbre de ± 3 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, usando material de referencia (CRM, A.G. Dickson, Scripps Institution of Oceanography). A un conjunto de muestras se les midió el pH a 25 °C usando un potenciómetro Orion con un electrodo de pH Orion. La pendiente del electrodo se midió con 24 h de anterioridad a las mediciones usando soluciones buffer (pH NBS 4 y 7). Se calculó el pH 25 °C del CRM a partir de sus valores certificados de CID y alcalinidad total (AT), el cual fue medido al inicio y final de cada sesión de medición (± 0.01 unidades de pH). Mientras que a otro conjunto de muestras se les midió la AT por titulación en una celda abierta como lo describe Dickson *et al.* (2007), pero usando la técnica de Hernández-Ayón *et al.* (1999) para la determinación de la concentración con una incertidumbre de ≤ 5 $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

Cálculo de flujos de CO₂ entre atmósfera-océano

Para el cálculo de los flujos de carbono se usó la ecuación propuesta por Wanninkhof y McGillis (1999), que indica una relación entre la diferencia en la presión parcial del CO₂ ($p\text{CO}_2$) entre el océano y la atmósfera ($\Delta p\text{CO}_2$), una tasa de transferencia de gases entre ambas capas (interfase agua-aire), la cual es determinada por la influencia del viento, así como la solubilidad del CO₂, la cual es dependiente de la salinidad y temperatura. En donde valores positivos indican un flujo de gas hacia la atmósfera mientras que valores negativos indican flujos hacia el océano (Ávila-López *et al.*, 2016). Para esto, se calculó la presión parcial de CO₂ de las muestras discretas usando los valores de CID, pH, temperatura y salinidad medidos con el software CO2sys (Lewis *et al.*, 1998), con un error en la estimación de ± 10 μatm . Con el fin de eliminar el efecto que tiene cambios estacionales de temperatura sobre la solubilidad del CO₂ (Ávila-López *et al.*, 2016; Woolf *et al.*, 2016), los valores de $p\text{CO}_2$ fueron corregidos por temperatura siguiendo el método de Takahashi *et al.* (2002; $p\text{CO}_{2\text{tc}}$). Los valores de CO₂ atmosféricos (ppm) se obtuvieron de mediciones mensuales de CO₂ reportadas para La Jolla (Scripps Oceanographic Institute; 32.9 °N, 117.3 °W) a 10 m sobre el nivel del mar (Keeling *et al.*, 2005). Además, se obtuvieron datos de velocidad de viento (m s^{-1}) diarios del satélite Aquarius para el periodo de estudio usando la plataforma del Centro de distribución de archivos de Oceanografía Física (<http://podaac.jpl.nasa.gov/>). Estos datos representan el promedio de la magnitud del viento de una zona oceánica cercana a Cabo Pulmo (22.3 a 24.7° N, 109.7 a 107.1° W). Además, con el fin de observar el patrón de vientos en la zona, de una base de datos global (Cross-Calibrated Multi-Platform Ocean Surface Wind Vector L3.0, misma plataforma) se extrajeron 11 años (componentes U y V entre 2001 a 2011) de datos de viento medidos cada 6 h a 10 m de altura. Finalmente, se compararon los valores de flujos de carbono ($\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) calculados para meses con la presencia del ATS y el AGS usando la prueba no paramétrica de *U* de Mann-Whitney. Gráficos de probabilidad de las variables sugirieron una distribución normal de los datos. Se consideró significancia estadística cuando $p < 0.05$.

Resultados y Discusión

El Cuadro 1 muestra que los valores de $p\text{CO}_{2\text{tc}}$ fueron positivos para todos los meses, exceptuando septiembre y octubre, donde fueron ligeramente negativos. Por otra parte, los valores más altos de $p\text{CO}_{2\text{tc}}$ fueron registrados en diciembre, asociados a una mayor concentración de carbono inorgánico (Cuadro 1; Figura 2c). Este patrón concuerda con la presencia estacional de dos masas de agua reportada para Cabo Pulmo, donde el AGC está presente durante los meses de invierno con una mayor concentración de carbono inorgánico (Norzagaray-López *et al.*, 2017) y, en este trabajo se reporta que también presentan una mayor $p\text{CO}_{2\text{tc}}$ (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores promedio (desviación estándar) de la temperatura, salinidad y CID medidos. Además, se presentan los valores de $p\text{CO}_2$ atmosféricos, valores $p\text{CO}_2$ y $\Delta p\text{CO}_2$ con temperatura *in situ* y corregidos por temperatura (tc; media=25.5 °C) y, la velocidad del viento usados para calcular los flujos. Los meses con la presencia del AGC se muestran sombreados.

| Año | Mes | Temperatura (°C) | Salinidad | CID ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) | $p\text{CO}_2$ agua (μatm) | $p\text{CO}_2$ agua tc (μatm) | $p\text{CO}_2$ aire (μatm) | $\Delta p\text{CO}_2$ (μatm) | $\Delta p\text{CO}_{2\text{tc}}$ (μatm) | Vel. Viento (m s^{-1}) | Flujo de C ($\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) |
|------|-----|------------------|-----------|---------------------------------|---|--|---|---|--|-----------------------------------|---|
| 2012 | Sep | 31.3 | 34.2 | 1941 | 506 (53) | 395 (41) | 397 | 109 | -2 | 6.1 | -0.1 |
| | Oct | 29.3 | 34.3 | 1942 | 441 (37) | 374 (31) | 395 | 45 | -21 | 5.1 | -0.6 |
| | Nov | 27.5 | 34.5 | 1984 | 463 (26) | 424 (23) | 396 | 67 | 28 | 6.5 | 1.7 |
| | Dic | 24.4 | 35.0 | 2063 | 505 (14) | 528 (15) | 396 | 109 | 132 | 8.5 | 17.7 |
| | Feb | 20.5 | 35.0 | 2066 | 427 (25) | 527 (30) | 398 | 28 | 129 | 6.1 | 6.5 |
| 2013 | Mar | 19.9 | 35.1 | 2108 | 436 (18) | 553 (23) | 396 | 40 | 157 | 6.6 | 10.1 |
| | Abr | 22.7 | 34.5 | 2035 | 461 (74) | 520 (83) | 397 | 64 | 123 | 3.7 | 1.4 |
| | May | 25.1 | 34.7 | 2072 | 453 (48) | 461 (49) | 397 | 56 | 64 | 2.8 | 0.3 |
| | Jul | 24.9 | 34.4 | 2029 | 430 (13) | 441 (13) | 397 | 33 | 44 | 4.3 | 0.8 |
| | Ago | 29.3 | 34.8 | 2027 | 520 (2) | 442 (2) | 396 | 124 | 46 | 6.1 | 2.3 |

Los resultados obtenidos muestran que los flujos durante los meses con la presencia del AGC ($11.4 \pm 5.7 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de diciembre a marzo, fueron significativamente mayores que los meses con la presencia del ATS ($0.8 \pm 1.0 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$; $U_{12,28}=4.3$, $p<0.001$). Lo cual sugiere que durante la presencia del AGC en invierno, esta región se comporta como una fuente de CO_2 hacia la atmósfera, siendo el mes de diciembre donde se presenta el flujo más alto. Mientras que durante los meses con la presencia del ATS, el flujo positivo fue menor, incluso ligeramente negativo durante septiembre y octubre de 2012 (Cuadro 1; Figura 2e).

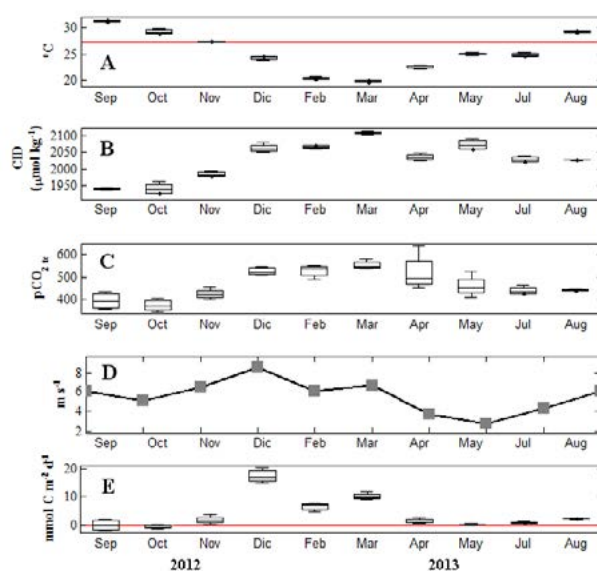


Figura 2. Valores promedio (valor central), desviación estándar (caja) e intervalo de confianza (95%; barras) de la temperatura (A; línea roja es la media en el periodo de estudio), CID (B), $p\text{CO}_{2\text{tc}}$ (C), velocidad del viento (D) y flujos de carbono (E) medidos mensualmente en Cabo Pulmo.

Estudios sobre la circulación en la región de la entrada del Golfo de California han mostrado que la zona tiene un marcado patrón estacional, con la salida del AGC durante los meses de invierno, lo cual es promovido por el viento proveniente del noreste (Figura 3a; Castro *et al.*, 2006). Para los meses de invierno, valores altos de CID correspondieron con los valores más altos de $p\text{CO}_{2\text{tc}}$ (Figura 2c) y, si se considera que la Figura 3a sugiere una intensificación de la magnitud del viento para esta temporada, esto implicaría que el efecto de viento, además de promover la advección horizontal de esta masa de agua hacia el sur (relacionado a su dirección; Figura 3b), tiene también un efecto importante en la transferencia de este gas hacia la atmósfera (relacionado a su magnitud). Una posible explicación de por qué el AGC tiene una mayor concentración de carbono está relacionada a su origen; el AGC es formada en la parte norte del Golfo de California por agua subsuperficial que ha sido evaporada, concentrando su contenido de carbono y salinidad. Mientras que el ATS proviene del Pacífico tropical, donde ha sido expuesta a procesos locales de precipitación, diluyendo así su salinidad y CID (Fiedler y Talley, 2006; Hernandez-Ayon *et al.*, 2013; Franco *et al.*, 2014).

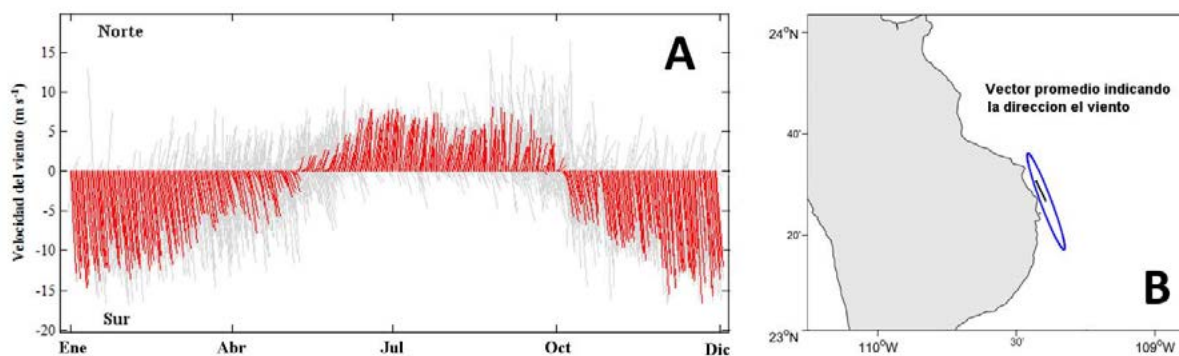


Figura 3. En A se presentan 11 años de datos satelitales de viento diarios (líneas grises; periodo de 2001 a 2011), sugiriendo que durante los meses de invierno los vientos provenientes del norte-noreste (datos crudos no rotados) se ven intensificados en comparación a los meses de verano, donde cambian dirección y magnitud. Las líneas rojas son el promedio diario de la serie de tiempo ($n=11$ años). Mientras que en B se muestra la componente rotada del viento, la cual indica la dirección promedio de dónde proviene el viento.

Norzagaray-López *et al.* (2017) usando datos de alta frecuencia de temperatura y salinidad mostraron que el patrón de circulación en la zona de Cabo Pulmo es más complejo a lo mostrado usando datos discretos. Esto es, la presencia de estructuras de mesoescala (*e.g.*, remolinos y filamentos), generan una presencia intermitente de estas dos masas de agua sobre el sitio, potencialmente mezclando sus propiedades con respecto al CO_2 . Lo anterior sugiere que los valores medidos de CID y $p\text{CO}_2$ están ligeramente subestimados y, que los flujos pudieran ser incluso mayores a lo aquí reportado.

Cabo Pulmo es un arrecife de franja, el cual tiene una fuerte influencia oceánica, por lo que los valores medidos $p\text{CO}_2$ en el área arrecifal pueden ser considerados como reflejo de condiciones oceánicas (Norzagaray-López *et al.*, 2017). En otros arrecifes los controles biológicos dominan, por ejemplo, en el arrecife de barrera en Palau (Indonesia; Suzuki y Kawahata, 1999), la diferencia entre valores de $p\text{CO}_2$ oceánicos y arrecifales están alrededor de $+48 \mu\text{atm}$. Mientras que en el atolón de Majuro (Japón) esta diferencia es menor ($+25 \mu\text{atm}$). En ambos sitios la calcificación y, en menor medida la respiración de materia orgánica, aportan CO_2 y son los principales procesos que elevan la $p\text{CO}_2$ del agua de mar que entra al arrecife por mareas. Esta agua oceánica circundante tiene una $p\text{CO}_2$ en equilibrio con la atmósfera (y potencialmente un flujo $\approx 0 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; Kawahata *et al.*, 1999; Smith, 2013). Con respecto a los flujos, el arrecife de barrera en Palau presenta una magnitud del viento baja ($\sim 3 \text{ m s}^{-1}$), por lo que concluyen que el flujo de gas desde el agua hacia la atmósfera ($+0.7$ a $+1.3 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) es limitado por la transferencia de gases y no por la magnitud del $\Delta p\text{CO}_2$. Por otra parte, en el arrecife de Bora Bay

(Japón), Gattuso y Frankignoulle (1998) reportaron flujos diarios entre +1.7 y +9.7 mmol C m⁻² d⁻¹, valores similares a los reportados en este trabajo.

Sin embargo, los ejemplos anteriores son (eran) arrecifes dominados por corales, pero en ciertos arrecifes someros, dominados por productores primarios (principalmente macroalgas) y un elevado tiempo de residencia, los flujos pueden llegar a ser negativos e intensos, alcanzando valores promedio de -300 mmol C m⁻² d⁻¹ (Gattuso y Frankignoulle, 1998). Pero resulta importante mencionar que este flujo intenso (comúnmente estacional) está relacionado a la producción de materia orgánica lábil, la cual, si no es enterrada en los sedimentos, es remineralizada, liberando el CO₂ de nuevo al medio. Por otra parte, en otros ambientes costeros hay controles de la *p*CO₂ distintos a la advección horizontal reportada aquí. Tal es el caso de una laguna costera en San Quintín (B.C.), donde Ávila-López *et al.* (2016) reportaron un marcado control biológico sobre los flujos durante los meses de verano, cuando la materia orgánica preformada es remineralizada, liberando CO₂ hacia la atmósfera, entre +5.3 a +15.1 mmol C m⁻² d⁻¹.

Conclusiones

Los flujos medidos en Cabo Pulmo pueden ser considerados un reflejo de condiciones oceánicas, ya que al ser un arrecife de franja tiene una fuerte influencia oceánica, tiene baja cobertura coralina y un potencialmente corto tiempo de residencia.

De manera estacional, se presentaron los flujos positivos más intensos estando el AGC presente. Mientras que durante el verano estos flujos se ven disminuidos, pudiendo considerarse como una ligera fuente de CO₂ hacia la atmósfera. El efecto biológico de la calcificación y respiración locales son el principal control estacional de flujos en otros ambientes costeros y arrecifes, mientras que para Cabo Pulmo, el control sugerido es el transporte horizontal de distintas masas de agua con diferente concentración de carbono.

Literatura citada

- Ávila-López, M. C., J. M. Hernández-Ayón, V. F. Camacho-Ibar, A. Félix Bermúdez, A. Mejía-Trejo, I. Pacheco-Ruiz and J. M. Sandoval-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* 40(3):792–806 DOI:10.1007/s12237-016-0178-x.
- Brusca, R. C. and D. A. Thomson. 1975. Pulmo reef: the only coral reef in the Gulf of California. *Ciencias Marinas* 1:37-53.
- Castro, R., R. Durazo, A. Mascarenhas, C. A. Collins and A. Trasviña. 2006. Thermohaline variability and geostrophic circulation in the southern portion of the Gulf of California. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 53:188-200.
- Dickson, A., C. L. Sabine and J. R. Christian. 2007. Guide to best practices for ocean CO₂ measurements. PICES Special Publication 3. 191 p.
- Fiedler, P. C. and L. D. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:143-180.
- Franco, 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* 119:2923-2937.
- Gattuso, J. P. and M. Frankignoulle. 1998. Carbonate chemistry in Bora Bay (Miyako Island, Japan) and carbon cycling in Okinawan reefs. *Proceedings of the International Workshop on CO₂ Cycling and Metabolism in Coral Reefs*. 19-20 November, Kyoto, Japón.
- Glynn, P. W., J. J. Alvarado, S. Banks, J. Cortés, J. S. Feingold, C. Jiménez, J. E. Maragos, P. Martínez, J. L. Maté, D. A. Moanga, S. Navarrete, H. Reyes-Bonilla, B. Riegl, F. Rivera, B. Vargas-Ángel, E. A. Wieters and F. A. Zapata. 2017. Eastern Pacific Coral Reef Provinces, Coral Community Structure and Composition: An Overview. *In*: P. W. Glynn, D. P. Manzello and I.C. Enochs (Eds.). *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific Persistence and Loss in a Dynamic Environment*. Springer. pp. 107-176.
- Hernández-Ayón, J. M., S. L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity and total CO₂ in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Analytica Chimica Acta* 394:101-108.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. 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.
- Kawahata, H., A. Suzuki and K. Goto. 1999. Coral Spatial reefs as sources of atmospheric CO₂ distribution of PCO₂ in Majuro Atoll. *Geochemical Journal* 33:295-303.
- 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.



- Lewis, E., D. Wallace and L. J. Allison. 1998. Program developed for CO₂ system calculations. Carbon Dioxide Information Analysis Center, managed by Lockheed Martin Energy Research Corporation for the US Department of Energy Tennessee.
- Norzagaray-Lopez, C. O., J. M. Hernandez-Ayon, 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* In press.
- Riegl, B., J. Halfar, S. J. Purkis and L. Godinez-Orta. 2007. Sedimentary facies of the eastern Pacific's northernmost reef-like setting (Cabo Pulmo, Mexico). *Marine Geology* 236:61-77.
- 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 (ASLO) Waco, TX. DOI:10.4319/svsmith.2013.978-0-9845591-2-1.
- Suzuki, A. and H. Kawahata. 1999. Partial Pressure of Carbon Dioxide in Coral Reef Lagoon. *Journal of Oceanography* 55:731-745.
- Takahashi, T., S. C. Sutherland, C. Sweeney, A. Poisson, N. Metzl, B. Tilbrook and Y. Nojiri. 2002. Global sea-air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49(9-10):1601-1622.
- Wanninkhof, R. and W. R. McGillis. 1999. A cubic relationship between air-sea CO₂ exchange and wind speed. *Geophysical Research Letters* 26(13):1889-1892.
- Woolf, D. K., P. E. Land, J. D. Shutler, L. M. Goddijn-Murphy and C. J. Donlon. 2016. On the calculation of air-sea fluxes of CO₂ in the presence of temperature and salinity gradients. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 121:1229-1248.

4.38 Los pastos marinos como elemento clave en el sistema de carbono de una bahía costera

Sandoval-Gil Jose M.¹; Ávila-López María del C.¹; Hernández-Ayón Martín¹ y Camacho-Ibar Víctor F.¹

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IO), Universidad Autónoma de Baja California (UABC). Carretera Transpeninsular Ensenada-Tijuana No. 3917, Frac. Playitas, CP 22860 Ensenada, Baja California, México.
Autor para correspondencia: jmsandovalgil@gmail.com

Resumen

Este estudio muestra resultados preliminares de un trabajo interesado en el papel de los pastos marinos (*Zostera marina*) en la distribución del sistema de carbono en una bahía costera influenciada por eventos de surgencias (Bahía San Quintín, Baja California, México). Específicamente, se muestran dos tipos de aproximaciones de estudio: 1) la caracterización de la concentración del carbono inorgánico disuelto (CID) en distintas partes de la bahía, desde zonas cercanas a su boca (y por tanto, más oceánicas) a zonas más internas y, 2) desarrollo de experimentos controlados de laboratorio con el fin de estudiar la plasticidad de las tasas de incorporación de CID (fotosíntesis) de las plantas en respuesta a distintas concentraciones crecientes de NO_3^- . Ambos tipos de estudios se realizaron en dos periodos estacionales caracterizados por la distinta influencia de surgencias oceánicas. Los resultados obtenidos mostraron que las tasas de incorporación de CID de pastos marinos pueden variar dependiendo de la concentración externa de nitratos y, que ésto pudiera reflejarse en los niveles de CID de la columna de agua; sin embargo, dichas variaciones dependerán de factores como adaptaciones del estado fisiológico de la planta en relación con los patrones estacionales, entre otros.

Palabras clave: *macrófitos marinos; Baja California; fotosíntesis; nutrientes; carbono inorgánico disuelto.*

Abstract

This study shows preliminary results about the role of seagrasses (*Zostera marina*) in the carbon system distribution in a coastal lagoon influenced by upwelling events (Bahía San Quintín, Baja California, México). In particular, two different approaches are shown: 1) the characterization of the dissolved inorganic carbon (DIC) at different sites within the bay (from those more oceanic nearest to the bay mouth, to those at the inner parts of the bay) and, 2) the development of experiments under controlled laboratory conditions with the aim to study the plasticity of the DIC uptake rates (photosynthesis) of seagrasses exposed to growing external nitrate concentrations. Our results showed that the uptake rates of DIC by seagrasses can vary depending on the external nitrate concentration and, this can lead to alterations in the CID of the water column within the bay; however, these responses may depend on some factors like the plant physiological status related to seasonal-dependent patterns, between others.

Keywords: *marine macrophytes; Baja California; photosynthesis; nutrients; dissolved inorganic carbon.*

Introducción

Los pastos marinos presentan diferencias fisiológicas/morfológicas interespecíficas, dependiendo de los rangos naturales de tolerancia a ciertas condiciones ambientales (Sandoval-Gil *et al.*, 2014). Esta

plasticidad fenotípica, debida a variaciones ecotípicas y/o genotípicas, también se puede observar entre individuos de la misma especie que, por ejemplo, ocupan rangos batimétricos o de salinidad distintos (Sandoval-Gil *et al.*, 2014). La Bahía de San Quintín es una laguna costera situada en las costas de Baja California, que representa un excelente laboratorio natural donde estudiar este tipo de plasticidad intra-específica, ya que su vegetación sumergida dominante (*e.g.*, *Zostera marina* L.) está expuesta a importantes gradientes de variables ambientales clave (*e.g.*, salinidad, pH, temperatura, nutrientes) (Camacho-Ibar *et al.*, 2003; Ribas-Ribas *et al.*, 2011). Por ejemplo, los trabajos de Sandoval-Gil *et al.* (2015, 2016) demostraron que *Z. marina* presenta distintas estrategias/capacidades de incorporación de nutrientes (nitrógeno inorgánico disuelto, NID), dependiendo de la ubicación de la pradera en la bahía, y de su exposición a la influencia de nutrientes de origen natural (surgencias oceánicas) y antropogénico (acuicultura de ostión). De forma general, se ha visto que exposiciones prolongadas ante altas concentraciones de nutrientes pueden dar lugar a mayores capacidades de incorporación de NID por la planta; ésto a su vez, se ha relacionado con mayores tasas fotosintéticas de esta especie en San Quintín y de otras especies de pastos marinos en otros sistemas (Sandoval-Gil *et al.*, 2016; Touchette y Burkholder, 2000), debido a la estrecha relación existente entre el metabolismo del carbono y del nitrógeno. Una posible explicación de esta respuesta metabólica integrada es el hecho de que mayores tasas de incorporación de carbono (o un incremento en la movilización de reservas) son necesarios para proveer de esqueletos carbonados para la asimilación del NID en compuestos orgánicos nitrogenados (*e.g.*, aminoácidos) (Invers *et al.*, 2004).

Las praderas de pastos marinos son hábitats altamente productivos entre los ecosistemas costeros, capaces de fijar cantidades significativas de CO₂ atmosférico y, que se estima que funcionan como sumideros de carbono mucho más eficaces que otros productores primarios en el medio marino (Duarte *et al.*, 2005). Las praderas de pastos marinos en Bahía de San Quintín pueden jugar un papel importante en la regulación de los procesos biogeoquímicos dentro del sistema y en su intercambio con el océano adyacente (Ribas-Ribas *et al.*, 2011). Por ejemplo, los eventos de surgencias ligadas a la corriente de California pueden suponer un incremento rápido y notable de la disponibilidad de nutrientes y carbono inorgánico disuelto (CID) para las praderas de *Z. marina*; aunque éstos son factores que podrían resultar en importantes variaciones en la productividad fotosintética de la planta, se desconoce si efectivamente estos efectos se dan para el caso de *Z. marina* en Bahía de San Quintín en un corto plazo. Por otro lado, aún se conoce muy poco sobre la respuesta de los pastos marinos (y otros macrófitos) a las variaciones espacio-temporales del sistema de carbono de la bahía. Es por esto, que realizar estudios para evaluar la dinámica del sistema de CO₂ en este tipo de ambientes, contribuye potencialmente a dilucidar algunos de los interrogantes actuales en el conocimiento de las zonas costeras y el ciclo biogeoquímico del carbono en estos hábitats.

Con base en lo anterior, entre los objetivos principales de este trabajo figuró el de explorar la plasticidad fotosintética de plantas de *Z. marina* ubicadas en distintas partes de Bahía de San Quintín frente a incrementos muy rápidos y de corta duración en la concentración de nutrientes (*e.g.*, NO₃⁻) en el medio, mediante experimentos desarrollados bajo condiciones controladas de laboratorio. Además, estos experimentos se apoyaron de mediciones de CID *in situ*, para obtener una primera evaluación de la influencia de la contribución de la producción primaria de los pastos marinos de Bahía San Quintín a la dinámica del carbono inorgánico disuelto (Ávila-López *et al.*, 2016). Dichas respuestas fueron estudiadas en dos épocas del año con distinta influencia de surgencias oceánicas.

Material y Métodos

Área de estudio: Bahía de San Quintín y praderas de *Z. marina*

La Bahía de San Quintín (43 km³, ~2 m de profundidad) es una laguna costera situada en la costa noroeste de la península de Baja California, México (30°30' N, 116° W; Figura 1). La bahía presenta una forma de “Y” con dos brazos que se abren al este y oeste (e.g., San Quintín y Bahía Falsa, respectivamente) y, cuya única conexión con el océano se realiza a través de una boca de 800 m. La geomorfología y la circulación de agua en el interior de la bahía, unidas a otros procesos (e.g., evaporación), resultan en distintos tiempos de residencia del agua en distintas partes de la misma y, por tanto, en gradientes espaciales de factores ambientales como nutrientes, salinidad o temperatura. En este sentido, una descripción más detallada de la bahía se puede encontrar en los trabajos de Camacho-Ibar *et al.* (2003), Ribas-Ribas *et al.* (2011) o Sandoval-Gil *et al.* (2015). La Bahía de San Quintín está dominada por macrófitos marinos (pastos marinos y macroalgas); en el caso de los pastos marinos, praderas monoespecíficas de *Z. marina* cubren el ~46% del sustratos intermareales e infralitorales (Ward *et al.*, 2003; Ibarra-Obando *et al.*, 2007).

Las plantas de *Z. marina* se colectaron por medio de buceo en cuatro praderas distintas dentro de la bahía; dos de las praderas están ubicadas en el brazo de Bahía falsa (e.g., i-BF y o-BF), otra pradera se ubica cerca de la boca de la bahía (BM) y, una última pradera se sitúa al inicio del brazo de bahía San Quintín (BSQ) (Figura 1). Estos sitios de recolección se seleccionaron atendiendo a criterios específicos de exposición a distintas fuentes de nutrientes (surgencias *vs* actividades acuícolas), tomando como sitio de referencia (e.g., similares condiciones ambientales de ciertos parámetros ambientales) aquel situado en el brazo oeste de San Quintín; en el trabajo de Sandoval-Gil *et al.* (2015) se ahonda con más detalle en los criterios de selección de sitios de recolección de haces de *Z. marina*. Durante la recolección, se llevó especial cuidado en el mantenimiento de la estructura clonal de la planta (e.g., conectividad entre haces y rizomas) y, en evitar la sobre-exposición a la irradiancias superficiales, que pudieran ser factores detonadores de estrés fisiológico. Dentro de las 4 h siguientes a su recolección, las plantas fueron a los laboratorios de Botánica Marina del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO; Universidad Autónoma de Baja California -UABC-). Las plantas se mantuvieron a irradiancias y temperaturas de aclimatación hasta el día siguiente en el que se realizaron las incubaciones experimentales (Sandoval-Gil *et al.*, 2015).

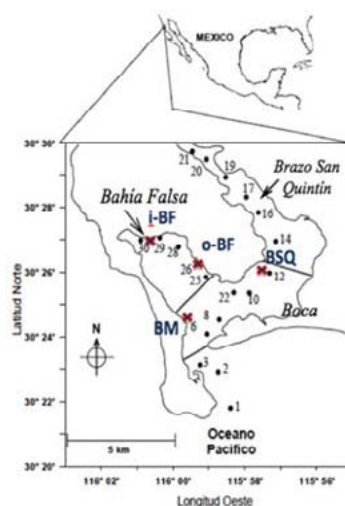


Figura 1. Mapa de la Bahía de San Quintín situada en la costa noroccidental de la Península de Baja California (México) (modificado de Camacho-Ibar *et al.*, 2003). Los cruces rojas indican los sitios seleccionados para la colecta de pastos marinos a lo largo de la laguna costera (i-BF, o-BF, BM y BSQ). Los puntos con números indican las estaciones de muestreo de agua de mar (Figura 3).

Análisis de CID en agua de mar

Los datos de análisis de CID se realizaron en los meses de mayo y octubre de 2004. En cada punto de muestreo (Figura 1), se colectaron muestras de agua de mar para la medición del CID, que se estimó por el método coulométrico descrito detallado en Ávila-López *et al.* (2016).

Incubaciones experimentales

Haces individuales de *Z. marina* de distintos sitios de la bahía (*e.g.*, i-BF, o-BF, BM y BSQ) fueron incubadas en laboratorio a distintas concentraciones de NO_3^- (*e.g.*, 5, 25 y $50\mu\text{M}$) en dos estaciones del año (invierno-febrero; primavera-junio). Para ello, los haces se colocaron en el interior de cámaras (~ 2 l) de plexiglás transparente con agua de mar filtrada y, divididas en dos compartimentos que separaban físicamente los tejidos foliares de los rizomáticos (Figura 2), siguiendo los protocolos de Sandoval-Gil *et al.* (2015). Las incubaciones experimentales tuvieron una duración de 1 h y, se llevaron a cabo en incubadoras de laboratorio (VWR 2015-2, USA) con capacidad de ajuste de irradiancia y temperatura. Dado que los experimentos se realizaron en dos estaciones del año, las condiciones de irradiancia y temperatura se ajustaron en el laboratorio atendiendo a medidas *in situ* de estas variables, adquiridas mediante el uso de sensores sumergibles (LI-193, LI-COR, USA; YSI Pro Plus, USA) (Sandoval-Gil *et al.*, 2015).



Figura 2. Fotografías de pradera marina de *Z. marina* en Bahía de San Quintín (izquierda) y del diseño experimental de cámaras de incubación en laboratorio.

Análisis estadístico

Para cada época del año, se realizó un ANOVA de 2 vías ($n=3$) con dos factores fijos, uno la pradera de origen de los haces de *Z. marina* (con cuatro niveles: i-BF, o-BF, BM y BSQ) y, otro la concentración externa de NO_3^- (con tres niveles: 5, 25 y $50\mu\text{M}$). También se exploraron los datos con un ANOVA de 1 vía ($n=3$) con un análisis *post-hoc* de Student Newman Keuls (SNK), para evaluar posibles diferencias significativas ($p<0.05$) en las tasas de incorporación de CID para cada tipo de haces de *Z. marina* expuestos a distintas concentraciones de nutrientes. Previamente a los análisis, se comprobó si los datos cumplieron con las suposiciones de normalidad y homocedasticidad. Los análisis estadísticos se desarrollaron con el paquete estadístico de SIGMAPLOT 11 (Systat Software Inc, USA).

Resultados y Discusión

En la Figura 3 se muestra el comportamiento en la variabilidad espacial del CID y de la concentración de NO_3^- durante el periodo de eventos de surgencias intensas (mayo) y de relajación de las mismas

(octubre). En mayo, los procesos más notorios fueron: 1) la alta concentración de nitratos (hasta $13 \mu\text{M}$) medidas en las estaciones cercanas a la boca de la bahía y, su reducción hacia las partes más internas y, 2) reducciones de CID encontradas hacia las partes internas de ambos brazos; dicha reducción de CID resultó más drástica para el caso del Brazo San Quintín; estos resultados sugieren que la incorporación de CID por pastos marinos (entre otros macrófitos) pueden estar jugando un papel primordial en la dinámica del carbono de la bahía, sobre todo en aquellas zonas con mayores tiempos de residencia del agua y mayores densidades/biomasas de pastos marinos. Ya que en octubre no se observó este patrón, la reducción de CID hacia las partes internas de la bahía en temporada de surgencias podría relacionarse con las mayores tasas metabólicas de los macrófitos de la bahía debido a la mayor disponibilidad de nitratos oceánicos.

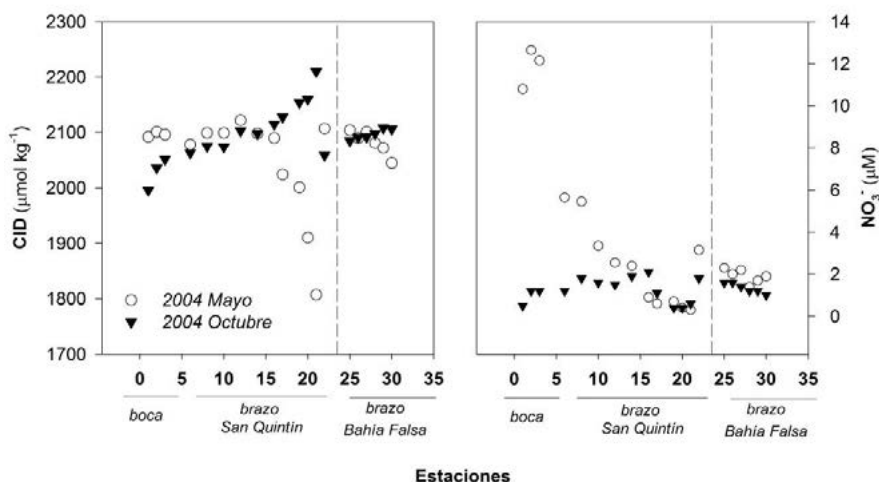


Figura 3. Variabilidad espacial del carbono inorgánico disuelto (CID) y la concentración de nitratos (NO_3^-) en Bahía San Quintín para mayo y octubre de 2004 (modificada de Ávila-López *et al.*, 2013).

Respecto de las incubaciones en laboratorio (Figura 4), en febrero las variaciones en las tasas de incorporación de CID mediadas en plantas de Bahía Falsa siguieron el mismo patrón de respuesta respecto a la concentración externa de NO_3^- ; de este modo, las tasas se incrementaron significativamente (80-100%) cuando las plantas se expusieron a una concentración externa de NO_3^- de $25 \mu\text{M}$. Ésto apoyaría la idea de que la mayor disponibilidad de nitratos en la bahía, pudieran acentuar la reducción de CID en aguas más confinadas por incrementos en las tasas de productividad fotosintética de las plantas (Figura 2). Sin embargo, este aumento no se observó cuando la concentración de NO_3^- alcanzó los $50 \mu\text{M}$, posiblemente debido a mecanismos que evitaron su incorporación con el fin de evadir concentraciones tóxicas para el metabolismo (Sandoval-Gil *et al.*, 2015). Los haces provenientes de la pradera situada en la boca de la bahía (BM), incrementaron de forma lineal sus tasas de incorporación de CID al incrementarse las concentraciones de NO_3^- desde 5 a $50 \mu\text{M}$, posiblemente debido a sus mayores propiedades adaptativas frente a la influencia oceánica de este nutriente. En junio, las plantas muestran de forma general (excepto para BSQ) mayores tasas de incorporación de CID que en febrero, como una consecuencia de la estacionalidad de variables ambientales (*e.g.*, luz, temperatura) (Cabello-Pasini *et al.*, 2003), aunque no se observó ninguna respuesta significativa frente a la concentración externa de NO_3^- . Aunque no se disponen de datos suficientes para explicar esta ausencia de respuestas en junio, es posible que las mayores tasas fotosintéticas (y por tanto de reservas internas) de la planta en esta estación de primavera-verano, le permitan asimilar el nitrógeno inorgánico en compuestos orgánicos, sin la necesidad de invertir mayores esfuerzos metabólicos en maquinaria fotosintética (*e.g.*, incrementos en pigmentos, expresión génica de enzimas fijadores de CID, etc).

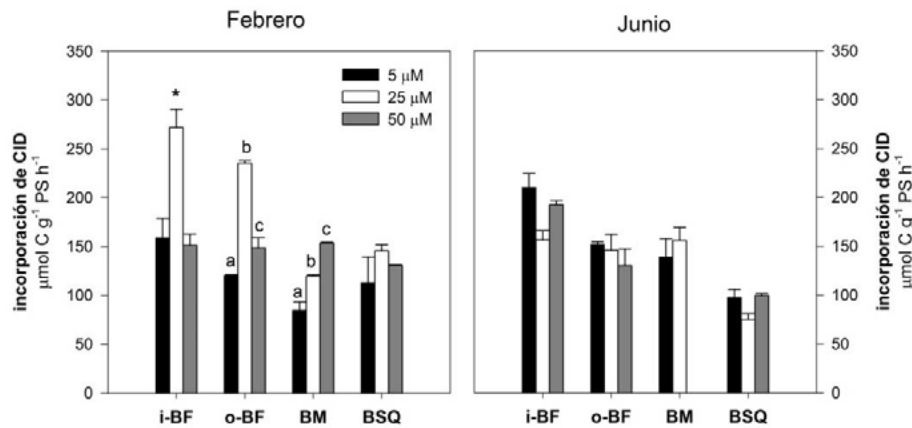


Figura 4. Tasas de incorporación de CID a distintas concentraciones de NO_3^- externas (5, 25 y 50 μM) mediados en haces (tejidos foliares) de *Z. marina* provenientes de distintas praderas de Bahía de San Quintín (Figura 1), durante los experimentos de febrero y junio. Las letras representan diferencias estadísticas encontradas entre las tasas de incorporación de CID a distintas concentraciones de NO_3^- entre haces de un mismo sitio de la bahía (ANOVA 1 vía, $n=3$, *post-hoc* SNK).

Conclusiones

Los pastos marinos de Bahía de San Quintín (*Zostera marina*) pueden incrementar sus tasas de incorporación de CID (e.g., fotosíntesis) en respuesta a incrementos de NO_3^- en el medio.

Incrementos en la productividad de pastos marinos debido a una mayor disponibilidad de NO_3^- en el medio como resultado de la influencia de surgencias oceánicas, pudieran estar relacionados con una reducción del CID en la columna de agua de las partes más internas de la bahía.

La respuesta de pastos marinos de Bahía San Quintín frente a la concentración externa de nutrientes, dependerá del estado fisiológico de la planta, que se presentan en estrecha relación con factores ambientales estacionales.

Agradecimientos

Este trabajo se desarrolló en el contexto del proyecto SEP-CONACyT: Estudio integral del ciclo del nitrógeno en Bahía Falsa, Baja California (Ref. CONACyT-UABC CB-2010-01-154376) bajo la responsabilidad técnica de V.F.C.-I. Durante el desarrollo de los experimentos, el investigador J. M. S.-G. estuvo becado a través del programa postdoctoral PROMEP (Programa de Mejoramiento de Profesorado, SEP-Subsecretaría de Educación Superior). Los autores están muy agradecidos a Nevía C. Alfaro-Castillo y Julieta Hernández-López por su apoyo al trabajo de campo y laboratorio. También quisieran agradecer a Jesús Galarza (IIO-UABC) y al personal de Ostrícola Nautilus por su apoyo durante los muestreos de campo. Por último, un profundo recordatorio a la memoria de Eduardo Ortiz-Campos (IIO-UABC), a quien los autores quisieran dedicar este trabajo; Lalo, muchas gracias.

Literatura citada

- 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. 2016. Air–Water CO_2 Fluxes and Net Ecosystem Production Changes in a Baja California Coastal Lagoon during the Anomalous North Pacific Warm Condition. *Estuaries and Coasts* 40(3):1-15.
- 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.
- 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* 76:31-47.
- Duarte, C. M., J. J. Middleburg and N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation in the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2:1-8.

- Ibarra-Obando, S. E., E. Solana-Arellano y M. Poumian-Tapia. 2007. El 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.
- Invers, O., G. P. Kraemer, M. Pérez and J. Romero. 2004. Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 303:97-114.
- Ribas-Ribas, M., M. J. 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(4):367-376.
- Sandoval-Gil, J. M., J. M. Ruiz, L. Marín-Guirao, J. Bernardeau-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. M., V. F. Camacho-Ibar, M. C. Ávila-López, J. Hernández-López, J. A. Zertuche-González and A. Cabello-Pasini. 2015. Dissolved inorganic nitrogen uptake kinetics and $\delta^{15}\text{N}$ 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(6): 1694-1708.
- Touchette, B. W. and J. M. Burkholder. 2000. Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:133-167.
- Ward, D. H., A. Morton, T. L. Tibbitts, D. C. Douglas and E. Carrera-González. 2003. Long-term change in eelgrass distribution at Bahía San Quintín, Baja California, México, using satellite imagery. *Estuaries* 26:1529-1539.



4.39 Monitoreo físico, químico y biológico de arrecifes templados en Baja California

Beas-Luna Rodrigo¹; Donham Emily M.²; Lummis Sarah²; Abadía-Cardoso Alicia¹; Lorda Julio³; Torres-Moye Guillermo¹ y Kroeker Kristy J.²

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Transpeninsular Ensenada-Tijuana No. 3917, CP 22760, Ensenada, Baja California, México.

²University of California in Santa Cruz. 115 McAllister Way, CP 95060, Santa Cruz, California, USA.

³Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Transpeninsular Ensenada-Tijuana No. 3917, CP 22760, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: rbeas@uabc.edu.mx

Resumen

Los gases invernadero han aumentado drásticamente en la atmósfera debido a las actividades humanas, resultando en la acidificación del océano como consecuencia del aumento en la concentración de CO₂. Se ha demostrado que esta acidificación afecta principalmente el desempeño y sobrevivencia de organismos con estructuras de carbonato de calcio como los corales, bivalvos y moluscos. Además, estudios recientes reportan un cambio en el comportamiento de peces expuestos a valores bajos de pH, haciéndolos más susceptibles a la depredación. Debido a su complejidad, muy pocos trabajos han descrito mecanismos de respuesta a la acidificación a nivel de la comunidad en ecosistemas templados como los bosques de sargazo de *Macrocystis pyrifera*. Sin embargo, es indispensable entender la dinámica de los procesos físicos, químicos y biológicos ya que de esta depende la subsistencia de un ecosistema altamente productivo, en un escenario rápidamente cambiante. La respuesta a cambios fisicoquímicos en el mar de los bosques de sargazo en Baja California es especialmente interesante ya que se encuentran en el límite sur de su distribución. Por esta razón, se implementó un monitoreo físico, químico y biológico, que describe los patrones de respuesta de los bosques de sargazo de Baja California a múltiples factores ambientales. Este trabajo, es fundamental para entender mejor los efectos del cambio climático en ecosistemas marinos costeros y así desarrollar mejores herramientas de manejo.

Palabras clave: acidificación; cambio climático; bosque de sargazo; *Macrocystis pyrifera*.

Abstract

Greenhouse gases have increased drastically in the atmosphere due to human activity, resulting in an acidification of the ocean. Numerous laboratory studies have demonstrated negative effects of acidification on the performance and survival of calcium carbonate shelled organisms, such as corals, bivalves and mollusks. Moreover, more recent studies report a shift in the behavior of fish exposed to lower pH, which could affect their susceptibility to predation. Due to the complexity of the potential effects, only a few studies have described the emergent effects of acidification at the community level in temperate ecosystems, such as the *Macrocystis pyrifera* kelp forests. To understand these effects, it is necessary to understand the dynamics between physical, chemical and biological processes because these highly productive ecosystems are already exposed to rapidly changing conditions. The response to changes in seawater physio-chemistry in Baja California kelp forests is especially interesting because they represent the southern limit of the distribution of giant kelp. Therefore, we implemented a physical, chemical and biological monitoring program that describes the ecological communities in Baja California kelp forests under exposure to multiple environmental factors. This work, is fundamental to better

understanding climate change effects on coastal marine ecosystems and to developing better management tools.

Key words: *acidification; climate change; kelp forest; *Macrocystis pyrifera*.*

Introducción

Los disturbios ambientales como tormentas, aumento en la temperatura, hipoxia y acidificación del océano han incrementado en frecuencia e intensidad como consecuencia del cambio climático. Esto ha provocado mortalidades masivas de especies de importancia ecológica y comercial en el Pacífico Nororiental y, ha puesto en riesgo la estabilidad económica de las comunidades de pescadores que dependen de ellas (Micheli *et al.*, 2012; Hewson *et al.*, 2014). Para poder aminorar estos riesgos, es fundamental contar con una evaluación sistemática que facilite la capacidad de predecir los efectos en las poblaciones y su respuesta a las variaciones de los disturbios ambientales.

En Baja California, las pesquerías de pequeña escala (PPEs) del Pacífico Norte están dirigidas a recursos de alto valor económico como la langosta, el abulón, el erizo y el pepino de mar, entre otras. Todas estas especies están asociadas a los bosques submarinos estructurados por el sargazo gigante, *Macrocystis pyrifera* (Beas-Luna *et al.*, 2014). Estos bosques de sargazo son uno de los ecosistemas más diversos y productivos del planeta (Figura 1). A pesar de su productividad y resiliencia, se conoce muy poco de su capacidad de adaptación a los efectos del cambio climático. En particular, los bosques de sargazo de Baja California son de interés especial ya que se encuentran en el límite sur de la distribución de *M. pyrifera*, lo que representa condiciones climáticas considerablemente variables. Se ha comprobado que organismos que viven en condiciones extremas son más aptos para soportar cambios drásticos en las condiciones ambientales (Sagarin y Gaines, 2002; Sexton *et al.*, 2009) o podrían encontrarse muy cerca de sus límites termales (Boyd *et al.* 2016). Por lo tanto, generar datos físicos, químicos y biológicos de ecosistemas en su límite de distribución representa una gran oportunidad para conocer la capacidad de adaptación de los sistemas socio-ecológicos costeros. Uno de los efectos del cambio climático más preocupantes es la acidificación del océano causada por el incremento en la concentración de dióxido de carbono (CO₂; Gattuso y Buddemeier, 2000).

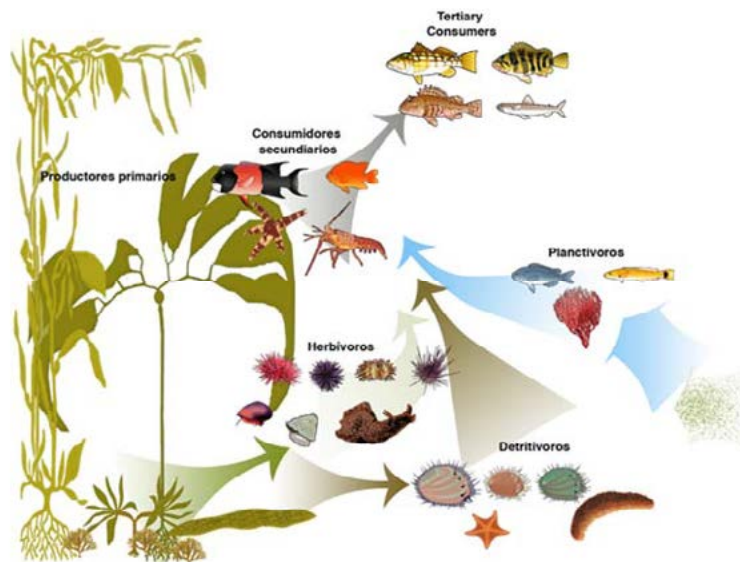


Figura 1. Bosque de sargazo en Baja California. Modificado de Carr y Reed (2015).

Todos los organismos marinos, desde productores primarios hasta depredadores tope, son susceptibles a los cambios en la química del carbono en el océano (Kroeker *et al.*, 2010) y pueden presentar respuestas como la reducción en la sobrevivencia, calcificación, crecimiento, desarrollo y abundancia (Kroeker *et al.*, 2013). Desafortunadamente, se conoce muy poco sobre los efectos que provocan transformaciones ecológicas en ecosistemas marinos tan complejos como los bosques de sargazo.

Los resultados obtenidos podrán ser utilizados para informar la capacidad de adaptación de sistemas socio-ecológicos y promover la estabilidad económica de las PPEs en el Pacífico Norte.

Materiales y Métodos

Durante el año 2016, se realizó el programa de monitoreo físico, químico y biológico para caracterizar la variabilidad de los bosques de sargazo de *M. Pyrifera* en el límite sur de su distribución. El monitoreo se llevó a cabo en dos sitios: Gavilanes ($27^{\circ}51'9.23''$ N, $115^{\circ}4'40.14''$ W) y Piedra Blanca ($27^{\circ}52'7.49''$ N, $115^{\circ}2'40.20''$ W) ubicados en Punta Eugenia, Baja California, México (Figura 2).

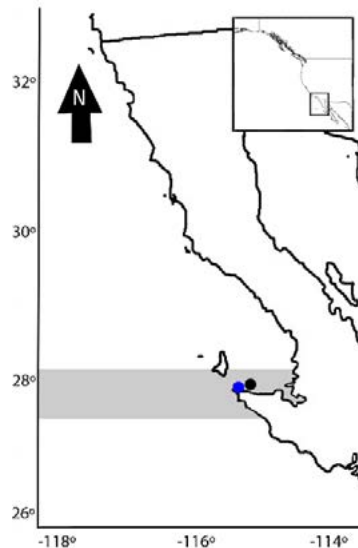


Figura 2. Límite sur de distribución de los bosques de sargazo en Baja California (área gris). Los puntos en el mapa, indican los sitios donde se instalaron los sensores oceanográficos y ubicaron los transectos de banda. El punto azul es Gavilanes y el negro es Piedra Blanca.

Datos fisicoquímicos

Para coleccionar los datos fisicoquímicos se instalaron dos sensores oceanográficos SeaFET/SeapHOx V2.0 (Martz *et al.*, 2010), que se fijaron al fondo rocoso en el centro de los bosques de sargazo persistentes. El SeapHOx se instaló en Gavilanes, que además de registrar información para calcular pH y temperatura, también tiene un sensor de oxígeno y salinidad. El SeaFET se colocó en Piedra Blanca. Los sensores oceanográficos se programaron para coleccionar datos de temperatura, oxígeno, salinidad y pH cada 30 min. Se manipularon los ajustes del sistema vía un cable RS-232 con un adaptador contra agua de cabeza DB9 utilizando el software "TeraTerm" (Martz *et al.*, 2010; Bresnahan *et al.*, 2014).

Los sensores se instalaron en los dos sitios de muestreo en marzo de 2016. Los sitios se visitaron regularmente durante todo el año para dar mantenimiento a los sensores que incluye la recuperación del equipo, limpieza, cambio de baterías, recuperación de los datos y reinstalación del equipo.

Los datos obtenidos se procesaron, filtraron y analizaron utilizando scripts del software R (R Development Core Team, 2011) a partir de los algoritmos de Martz (Martz *et al.*, 2010; Bresnahan *et*

al., 2014). Además, en cada visita se tomaron muestras de agua con una botella “Niskin” junto al sensor para calibrar la toma de los datos.

Datos biológicos

Los datos biológicos se colectaron utilizando equipo de buceo autónomo SCUBA, a partir de tres transectos de banda de 30 x 2 m en los dos sitios de muestreo (Gavilanes y Piedra Blanca), donde se identificaron, contaron y midieron todas las especies de peces, invertebrados y algas. Estos transectos se realizaron en cada una de las visitas a los sitios para el mantenimiento de los sensores.

Resultados y Discusión

En este esfuerzo de caracterización de las condiciones físicas, químicas y biológicas de los ecosistemas costeros en su límite sur de distribución, se encontró una gran variabilidad a pequeña escala.

Los datos obtenidos sugieren una alta variabilidad en el pH dentro y entre sitios (Figura 3a), con un valor máximo de pH de 8.3 y un mínimo de 7.7, con un patrón de variabilidad mayor a finales de la primavera y durante el verano (mayo, junio y julio). Se ha reportado que una variabilidad alta en el pH puede tener efectos negativos significativos en la sobrevivencia, calcificación, crecimiento, fotosíntesis y reproducción de organismos marinos (Kroeker *et al.*, 2010). El amplio rango de valores de pH que se encontraron en este estudio, sugiere un estrés considerable para los organismos que habitan estos arrecifes, especialmente porque está combinado con otros estresores como la temperatura, hipoxia y salinidad (Figura 3b, 3c y 3d). Estudios recientes indican una mejor adaptación a condiciones extremas de temperatura de los organismos en los límites de su distribución geográfica (Lester *et al.*, 2007). No obstante, también se ha sugerido que estos organismos podrían encontrarse muy cerca de sus límites de tolerancia termales (Boyd *et al.*, 2016). Actualmente, se conoce muy poco sobre los efectos del pH en organismos en los límites de su distribución y, aún menos, sobre la combinación de estresores múltiples. Por lo tanto, los resultados preliminares obtenidos en este estudio son fundamentales para encontrar patrones generales e informar programas de monitoreo y experimentos futuros enfocados a estos ecosistemas en respuesta al cambio climático.

La evaluación de las características químicas del agua de mar mostró que existen diferencias entre los dos sitios, especialmente en la temporada de verano (mayo–agosto). Curiosamente, los valores más bajos de pH se registraron en Gavilanes y los más altos en Piedra Blanca, ambos durante el mes de junio. Estas diferencias tan drásticas pueden estar influenciadas por la presencia de masas de agua con diferentes orígenes. Se ha demostrado que las masas de agua procedentes de eventos de surgencia costera presentan menor pH, temperatura y O₂ (Feely *et al.*, 2008), por lo tanto, es probable que los valores bajos de pH en Gavilanes se deban a un evento de esta naturaleza.

Desafortunadamente, sólo fue posible identificar un evento de este tipo en un sitio en la serie de tiempo actual, lo que hace imposible la comparación de patrones oceanográficos a diferentes escalas de tiempo y espacio, demostrando el valor que tendrá la continuidad de los monitoreos fisicoquímicos. Además, la caracterización de aguas costeras para poder identificar patrones oceanográficos regionales requiere de un análisis a meso escala.

En este estudio piloto, además de reportar la gran variabilidad de pH, también se registraron eventos de calentamiento drásticos de agua, con temperaturas de hasta 25 °C (Figura 3b). Además, se encontraron valores subóptimos de oxígeno disuelto en repetidas ocasiones en la serie de tiempo (Figura 3c) y un patrón claro en la disminución de la salinidad (Figura 3d).

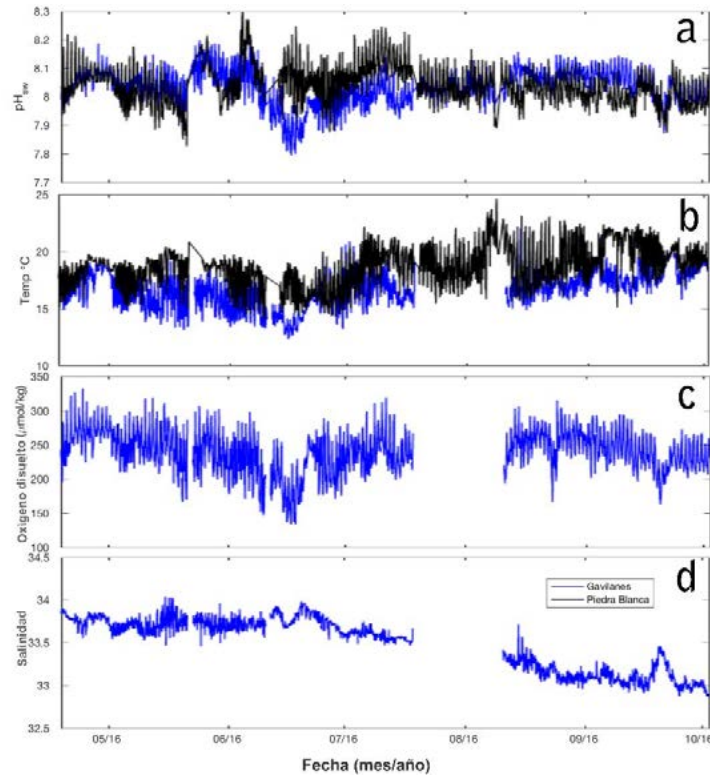


Figura 3. Series de tiempo la química de carbono del océano en Gavilanes (azul) y Piedra Blanca (negro).

El resultado del monitoreo biológico muestra una gran diversidad de respuestas. Algunas especies muestran un aumento en la abundancia y otras una disminución, posiblemente en respuesta a los cambios de los factores ambientales. Por ejemplo, en el transcurso de este estudio piloto, se registró una reducción significativa de especies de peces a finales de junio coincidiendo con los valores extremos de pH en ambos sitios (Figura 4). Estos resultados demuestran que es fundamental la integración de datos físicos, químicos y biológicos y evidencian la gran necesidad de llevar a cabo monitoreos continuos que nos permitan hacer comparaciones a diferentes escalas de tiempo y espacio para entender las respuestas del ecosistema marinos costeros de gran valor comercial como los bosques de sargazo.

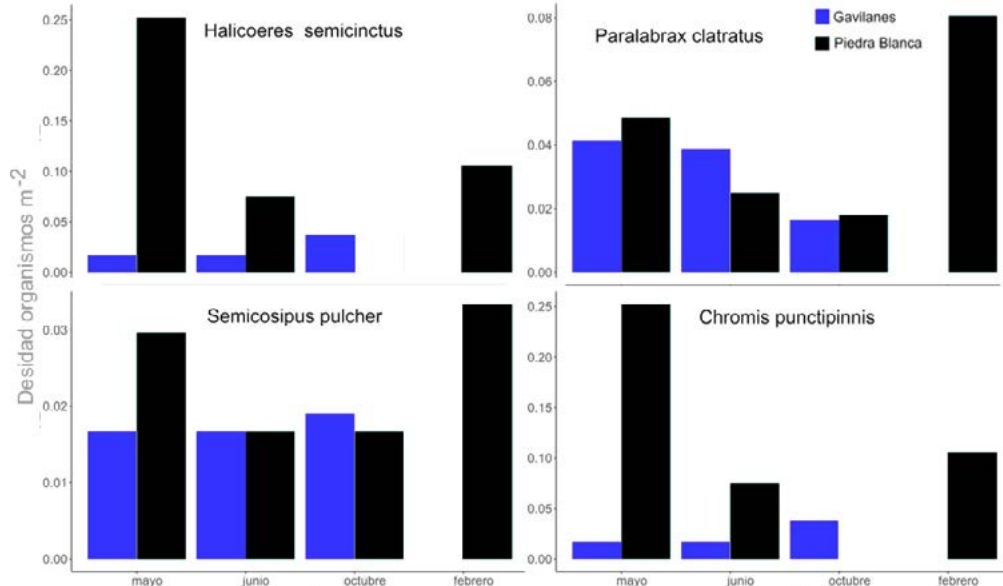


Figura 4. Ejemplo de la densidad de peces más representativos del sitio.

Conclusiones

Los disturbios ambientales como tormentas, aumento en la temperatura, hipoxia y acidificación del océano, han incrementado en frecuencia e intensidad como consecuencia del cambio climático. Esto ha provocado mortalidades masivas de especies de importancia ecológica y comercial en el Pacífico Nororiental. En este estudio, se demostró el valor de desarrollar programas de monitoreo oceanográficos y ecológicos para entender la respuesta de ecosistemas costeros complejos y productivos a los efectos de cambio climático para mejor los programas de manejo y conservación.

Agradecimientos

Se agradece profundamente a la Cooperativa de producción pesquera “La Purisima”. Especialmente a Sadoc y Enrique Canina por su apoyo logístico. Además, a todos los voluntarios que ayudaron con las actividades de buceo como Nur Arafeh, Hector Hernandez, Alan Olvera, Pamela Orta y Ainoa Vilalta. Se agradece a la Fundación de David y Lucile Packard y al programa de PRODEP NPTC UABC-PTC-549 por el financiamiento otorgado para este proyecto.

Literatura citada

- Beas-Luna, R., M. Novak, M. H. Carr, M. T. Tinker and A. Black. 2014. An online database for informing ecological network models: <http://kelpforest.ucsc.edu>. PLoS ONE 9.
- Boyd, P. W., C. E. Cornwall, A. Davison, S. C. Doney, M. Fourquez, C. L. Hurd, I. D. Lima and A. McMinn. 2016. Biological responses to environmental heterogeneity under future ocean conditions. *Global Change Biology* 22:2633–2650.
- Bresnahan, P. J. Jr, T. R. Martz, Y. Takeshita, K. S. Johnson and M. LaShomb. 2014. Best practices for autonomous measurement of seawater pH with the Honeywell Durafet. *Methods in Oceanography* 9:44–60.
- 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.
- Gattuso, J. P. and R. W. Buddemeier. 2000. Ocean biogeochemistry: calcification and CO₂. *Nature* 407:311–313.
- Hewson, I., J. B. Button, B. M. Gudenkauf, B. Miner, A. L. Newton, J. K. Gaydos, J. Wynne, C. L. Groves, G. Hendler, M. Murray, S. Fradkin, M. Breitbart, E. Fahsbender, K. D. Lafferty, A. M. Kilpatrick, C. M. Miner, P. Raimondi, L. Lahner, C. S. Friedman, S. Daniels, M. Haulena, J. Marliave, C. A. Burge, M. E. Eisenlord and C. D. Harvell. 2014. Densovirus associated with sea-star wasting disease and mass mortality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:17278–17283.
- Kroeker, K. J., R. L. Kordas, R. N. Crim and G. G. Singh. 2010. Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecology Letters* 13:1419–1434.
- Kroeker, K. J., R. L. Kordas, R. Crim, I. E. Hendriks, L. Ramajo, G. S. Singh, C. M. Duarte and J. –P. Gattuso. 2013. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. *Global Change Biology* 19:1884–1896.
- Lester, S. E., S. D. Gaines and B. P. Kinlan. 2007. Reproduction on the edge: large-scale patterns of individual performance in a marine invertebrate. *Ecology* 88:2229–2239.
- Martz, T. R., J. G. Connery and K. S. Johnson. 2010. Testing the Honeywell Durafet® for seawater pH applications. *Limnology and Oceanography: Methods* 8:172–184.
- Micheli, F., A. Saenz-Arroyo, A. Greenley, L. Vazquez, J. A. Espinoza Montes, M. Rossetto and G. A. De Leo. 2012. Evidence That Marine Reserves Enhance Resilience to Climatic Impacts (ed AP Klimley). *PloS ONE* 7:e40832–8.
- Sagarin, R. D. and S. D. Gaines. 2002. Geographical abundance distributions of coastal invertebrates: using one-dimensional ranges to test biogeographic hypotheses. *Journal of Biogeography* 29:985–997.
- Sexton, J. P., P. J. McIntyre and A. L. Angert. 2009. Evolution and ecology of species range limits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40:415–436.

4.40 Avances en la medición potenciométrica de la alcalinidad total en agua de mar

Barranco Linda M.¹; Hernández-Ayón J. Martín¹; Estudillo-Zamora Eliseo¹ y Norzagaray-López Orión C.¹

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.
Autor para correspondencia: jmartin@aubc.edu.mx

Resumen

En este trabajo se presenta la modificación del método de titulación de alcalinidad total con titulaciones potenciométricas para muestras discretas de agua de mar a partir del desarrollo de un sistema automatizado. El nuevo sistema de titulación mejora la precisión de las mediciones en un orden de magnitud respecto a su predecesor de $\pm 0.18\%$ a $\pm 0.014\%$, registrándose una máxima diferencia de $\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$ respecto al valor del material de referencia certificado que se utilizó para monitorear su desempeño. Además, la modificación en la técnica de titulación redujo más de la mitad el tiempo de titulación de 20 a ~ 7 min. Esto permite realizar de 6 a 7 titulaciones por hora.

Palabras clave: *alcalinidad total; técnica de derivada; titulación potenciométrica; agua de mar.*

Abstract

In this work present the modification of the total alkalinity titration method with potentiometric titrations for discrete samples of seawater from the development of an automated system. The new titration system improves the precision of the measurements by an order of magnitude compared to its predecessor of $\pm 0.18\%$ to $\pm 0.014\%$, registering a maximum difference of $\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$ with respect to the value of the certified reference material that it was used to monitor its performance. In addition, the modification in the titration technique reduced the titration time by more than half from 20 to ~ 7 min. This allows 6 to 7 degrees per hour.

Key words: *total alkalinity; derivative technique; potentiometric titration; sea water.*

Introducción

Para entender el sistema del CO_2 en los ecosistemas costeros y el Océano y, poder detectar los cambios que se están produciendo a raíz del incremento de las emisiones de origen antropogénico, es necesario hacer mediciones reales y precisas de sus parámetros: el pH, CO_2 total (TCO_2), fugacidad ($p\text{CO}_2$) y Alcalinidad total (A_T), (Millero *et al.*, 1993). Una de las bondades de este sistema es que al obtener dos de sus parámetros se pueden calcular los otros dos a partir de relaciones termodinámicas (Watanabe *et al.*, 2004; Wolf-Gladrow *et al.*, 2007). Debido a lo anterior, la calidad de las mediciones analíticas es de gran importancia para de esta forma minimizar la propagación del error asociado hacia los parámetros estimados.

Bockmon y Dickson (2015) mencionaron que la calidad analítica de las mediciones debe estar en función de la aplicación científica y de la máxima incertidumbre que ésta requiere. En este sentido, en la Global Ocean Acidification Observing Network (GOA-ON) se estableció que si el objetivo es evaluar las tendencias a largo plazo y detectar los cambios generados por las emisiones antropogénicas, se requiere que el cambio en la concentración del ion carbonato sea estimado con una incertidumbre

estándar del 1%. Lo cual significa que las mediciones del pH deben tener una incertidumbre de ~ 0.003 , y tanto el TCO_2 como la A_T de $\sim 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (Bockmon y Dickson, 2015; Newton *et al.*, 2014).

De manera particular, la A_T es utilizada como trazadora de masas de agua y como una medida del grado de calcificación de los ecosistemas costeros. Con el propósito de implementar un método apropiado para las zonas costeras Hernández-Ayón *et al.* (1999) propusieron la técnica de la diferencia de la derivada (mV) respecto al volumen del ácido adicionado en la titulación; esta técnica tiene la ventaja de que es relativamente insensible a interferencias generadas por la presencia de materia orgánica disuelta. El error reportado con este método fue de $\pm 0.18\%$ ($\pm 1\text{DE}$), lo cual se traduce en $\pm 5 \mu\text{mol kg}^{-1}$ en una titulación que duraba entre 15 a 20 min. Con el propósito de determinar la A_T de muestras discretas de agua de mar de manera más rápida y mejorar la precisión de la técnica, en este trabajo, se describe la modificación del método de titulación para mediciones de A_T de alta precisión con titulaciones potenciométricas a partir del desarrollo de un sistema automatizado.

Materiales y Métodos

La titulación se realiza en una celda abierta de 100 ml donde se vierten aproximadamente 60 ml de muestra, la cual es pesada. El dispositivo superior de la celda que hace la función de contenedor de los sensores tiene entradas para un electrodo Metrohm, un sensor de temperatura, una punta de dosificación del ácido y una más de inyección de aire.

El sistema de titulación consiste en una jeringa programable Metrohm (Dosimat Plus), un potenciómetro, un agitador y una bomba de aire con tarjeta de programación que fueron desarrollados en el laboratorio de Oceanografía Química. Todo esto es operado por una computadora personal a través del programa Visual Basic. El programa escrito controla la jeringa, lee el potenciómetro, da instrucciones de encendido/apagado y velocidad de agitación, así como el encendido/apagado de la inyección de aire a flujo continuo ($\sim 145 \text{ ml/min}$).

El método de adición de ácido se modificó a partir del método descrito por Hernández-Ayón *et al.* (1999), de tal forma que durante la primera etapa de titulación [*e.g.*, la protonación de los carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-)] donde se adicionaba 1 ml de ácido clorhídrico (HCl) y se esperaban aproximadamente 5 min, ahora se realizan adiciones de $40 \mu\text{l}$ hasta llegar a 1 ml. Una vez concluida esta etapa, el método de adición debe ser más fino y cambia a un volumen de $15 \mu\text{l}$ donde el HCO_3^- remanente es convertido a ácido carbónico (H_2CO_3) hasta concluir la titulación. El programa cuenta con una doble instrucción de adición del ácido: el primero es un criterio de estabilización en el cual se calculan las diferencias en el voltaje registrado, si éstas son $\leq 0.03 \text{ mV}$ entonces se realiza la siguiente adición, si el criterio no se cumple entonces el programa hace uso del criterio “tiempo”, el cual simplemente realiza la adición de ácido cada 10 s, como en la titulación tradicional (Hernández-Ayón *et al.*, 1999)

El HCl utilizado para la titulación es de 0.1 N con adición NaCl para obtener la fuerza iónica promedio de agua de mar (0.7 M) (Millero *et al.*, 1993). Después de la titulación, los datos fueron procesados en un programa de Matlab donde se calcula la diferencia derivada (Hernández-Ayón *et al.*, 1999). El desempeño del sistema de titulación se monitorea con el uso de material de referencia certificado (CRM Batch 158) para A_T , obtenido del Dr. Andrew Dickson del Instituto de Oceanografía Scripps. Finalmente se hace una comparación de un perfil medido que fue tomado en el Golfo de México con respecto a tres perfiles reportados por el World Ocean Circulation Experiment (WOCE) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

Resultados y Discusión

En la Figura 1 se muestran de manera comparativa la titulación potenciométrica reportada por Hernández-Ayón *et al.* (1999) (Figura 1a) y la generada con este sistema (Figura 1b). Una de las

diferencias respecto a ese trabajo es que el programa únicamente genera el segundo pico del gráfico correspondiente a la etapa de protonación de las especies de bicarbonato a ácido carbónico. La modificación del método permitió junto con la inyección de aire, permitió disminuir el tiempo de titulación de 15-20 min a ~7 minutos.

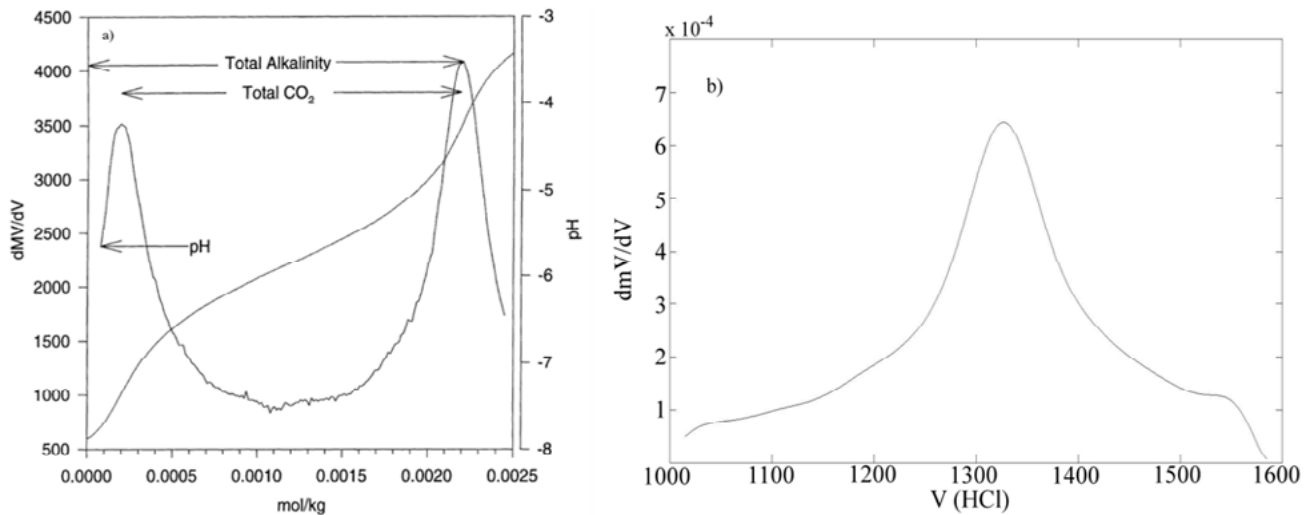


Figura 1. Titulación potenciométrica: a) Gráfico de la técnica de la derivada tomada de Hernández-Ayón *et al.* (1999), b) Gráfico generado con el sistema automatizado donde se muestra únicamente el segundo pico de titulación.

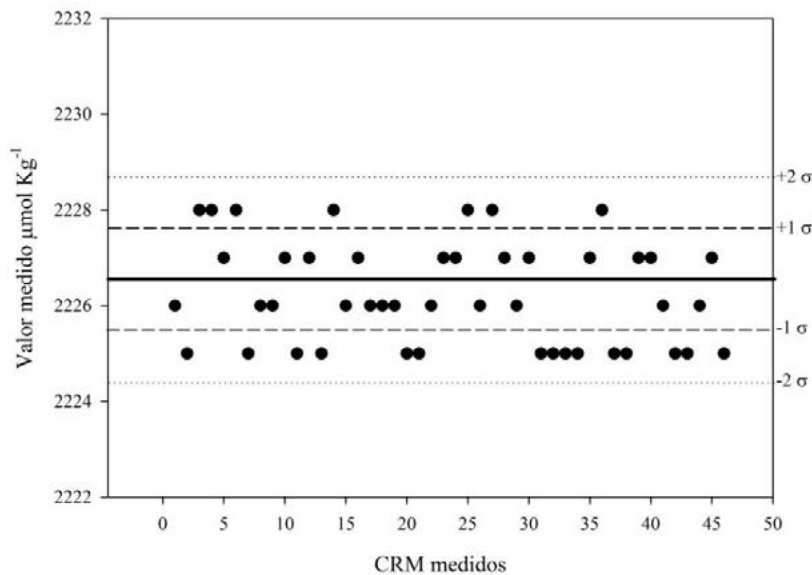


Figura 2. Monitoreo del desempeño del sistema por medio de la titulación de CRM Batch 158, con un valor de $2226.55 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (línea negra). El valor promedio de los CRM medidos fue de $2224.24 \mu\text{mol kg}^{-1} (\pm 1.08, 1D.E)$ (línea discontinua).

Los resultados de la titulación del CMR Batch 158 ($n=2$) con se muestran en la Figura 2. El error en la A_T medida fue de $\pm 0.014\%$ en comparación al $\pm 0.18\%$ reportado por Hernández-Ayón *et al.* (1999). El valor del Batch 158 fue de $2226.55 \mu\text{mol kg}^{-1}$ y la máxima diferencias registrada respecto a los valores medidos fue de $\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$.

Finalmente en la Figura 3 se muestra un perfil medido con el nuevo sistema comparado con los tres perfiles del WOCE-NOAA representativos del agua del Caribe (Figura 3a). Como se puede observar, los perfiles tienen la misma tendencia y a partir de los 1000 m se sobreponen. En la figura 3b se muestra la ubicación geográfica de los cuatro perfiles.

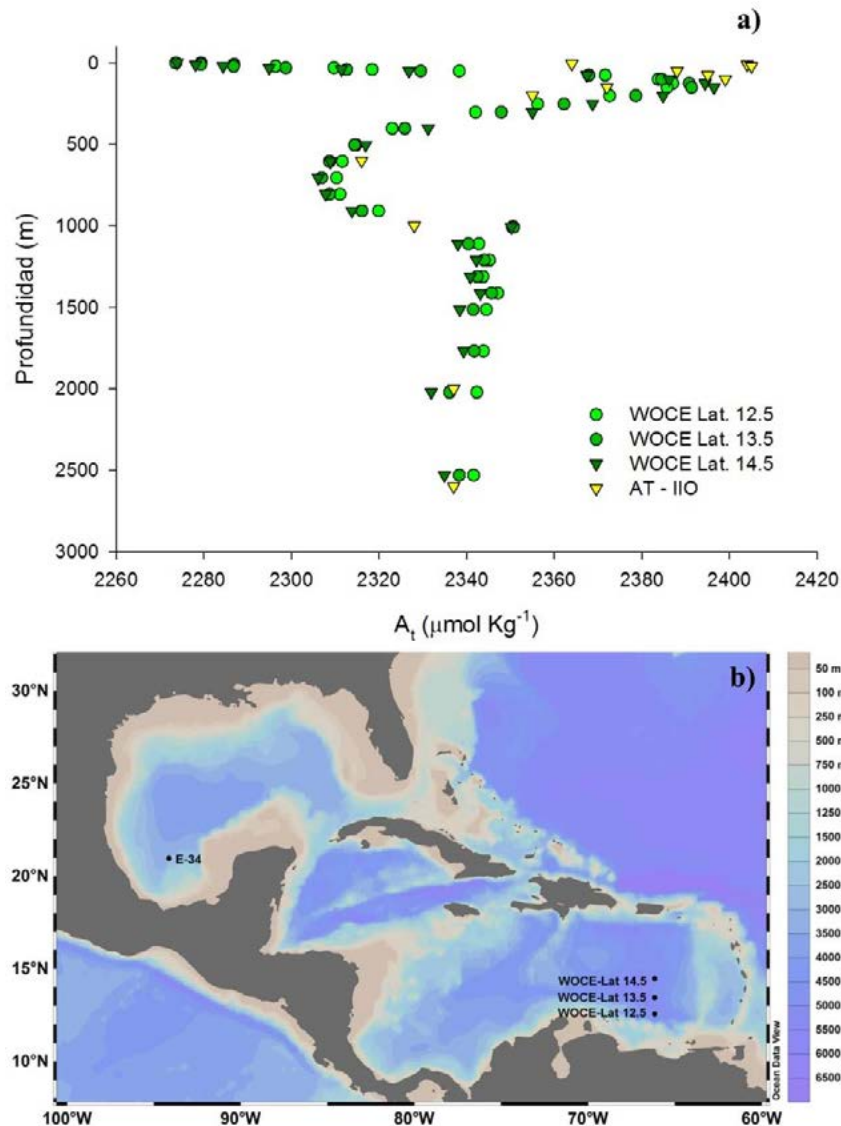


Figura 3. Comparación de un perfil (E34) medido con el nuevo sistema y perfiles de WOCE-NOAA que corresponden a las Latitudes 12.5, 13.5 y 14.5 del transecto A22.

Conclusiones

El nuevo sistema de titulación mejora la precisión de las mediciones en un orden de magnitud respecto a su predecesor de $\pm 0.18\%$ a $\pm 0.014\%$.

La diferencia máxima registrada ($\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$) respecto al valor del CMR, sitúa la calidad analítica de este sistema de titulación dentro de la incertidumbre establecida por la GOA-ON para poder evaluar las tendencias a largo plazo y detectar cambios por efecto de las emisiones de CO_2 de origen antropogénico.

La modificación en la técnica de titulación permitió reducir más de la mitad el tiempo de titulación de 20 a ~ 7 min. Esto permite realizar de 6 a 7 titulaciones por hora, lo cual es una característica que se aprecia como analista ya que se puede titular en un menor periodo de tiempo una gran cantidad de muestras.



Literatura Citada

- Bockmon, E. E. and A. G. Dickson 2015. An inter-laboratory comparison assessing the quality of seawater carbon dioxide measurement. *Marine Chemistry* 171:36-43.
- Hernández-Ayón, J. M., S. L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity and total CO₂ in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Analytica Chimica Acta* 394:101-108.
- Millero, F. J., J-Z. Zhang, K. Lee and D. M. Campbell. 1993. Titration alkalinity of seawater. *Marine Chemistry* 44:153-165.
- Newton, J. A., R. A. Feely, E. B. Jewett, P. Williamson and J. Mathis. 2014. Global ocean acidification observing network: requirements and governance plan. http://www.goa-on.org/docs/GOA-ON_Plan_final_Sept_2014.pdf.
- Watanabe, A., H. Kayanne, K. Nozaki, K. Kato, A. Negishi, S. Kudo, H. Kimoto, M. Tsuda and A. G. Dickson. 2004. A rapid, precise potentiometric determination of total alkalinity in seawater by a newly developed flow-through analyzer designed for coastal regions. *Marine Chemistry* 85:75-87.
- Wolf-Gladrow, D. A., R. E. Zeebe, C. Klaas, A. Körtzinger and A. G. Dickson. 2007. Total alkalinity: the explicit conservative expression and its application to biogeochemical processes. *Marine Chemistry* 106:287-300.

4.41 Variabilidad temporal del Carbono Inorgánico Disuelto y Oxígeno en el Golfo de México

Cervantes-Díaz G. Y.¹; Hernández-Ayón J. M.² y Siqueiros-Valencia A.²

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Apartado postal 453, CP 22800, Ensenada, Baja California, México.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Apartado postal 453, CP 22800, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: gabita23@gmail.com; jmartin@uabc.edu.mx.

Resumen

El Golfo de México (GM) presenta una hidrodinámica muy compleja, con procesos de mesoescala que modulan la circulación y los tiempos de residencia de estos grandes volúmenes de agua que ingresan a través del canal de Yucatán. De ahí que la biogeoquímica y el intercambio océano-atmósfera puedan estar sujetos a la regulación de los cambios en renovación de estas masas de agua. En 2010 se estableció un grupo de monitoreo, esto con el objetivo de evaluar en principio los impactos del derrame de petróleo del Deepwater Horizon y establecer una línea base de las características oceanográficas de la zona profunda del GM. En este trabajo se discuten los resultados de las campañas de XIXIMI realizadas en los periodos del 2013 y 2016. Se observó variabilidad de año a año, destacando el verano del 2016 que muestra las cuatro estructuras verticales identificadas en los diagramas T-S. Sin embargo, en general se observaron en superficie bajas concentraciones de CID (Carbono Inorgánico Disuelto) ($<2050 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y alto oxígeno ($>4.2 \text{ mL}^{-1}$) dentro de los primeros 250 m. Adicionalmente, se consideró que las condiciones oceanográficas debido a procesos de mesoescala y climáticos que determinaron la estructura vertical de la columna de agua al compararlos con otros datos de la región. Esto se debe principalmente a la entrada de aguas del Caribe, con propiedades químicas diferentes las cuales enriquecen en nutrientes y CID subsuperficialmente al GM.

Palabras clave: CID; CL; oxígeno; mesoescala.

Abstract

The Gulf of Mexico (GM) has a very complex hydrodynamics, with mesoscale processes that modulate the circulation and residence times of these large volumes of water that enter through the Yucatan channel. Hence, biogeochemistry and ocean-atmosphere exchange may be subject to the regulation of changes in the renewal of these bodies of water. In 2010, a monitoring group was established, with the objective of evaluating in principle the impacts of the Deepwater Horizon oil spill and establishing a baseline of the oceanographic characteristics of the deep zone of the GM. This paper discusses the results of the XIXIMI campaigns carried out in the periods of 2013 and 2016. Variability was observed from year to year, highlighting the summer of 2016 that shows the four vertical structures identified in the T-S diagrams. However, in general, low concentrations of CID (Dissolved Inorganic Carbon) ($<2050 \mu\text{mol kg}^{-1}$) and high oxygen ($>4.2 \text{ mL}^{-1}$) were observed in the first 250 m. Additionally, oceanographic conditions due to mesoscale and climatic processes that determined the vertical structure of the water column when compared with other data from the region were considered. This is mainly due to the entrance of Caribbean waters, with different chemical properties which enrich in nutrients and CID subsurface to the GM.

Key words: CID; CL; oxygen; mesoscale.

Introducción

El océano es uno de los reservorios más importantes de carbono, el cual juega un papel fundamental en la regulación del CO₂ atmosférico, esto es, el ciclo del carbono global, a través de varios procesos físicos, químicos y biológicos que resultan en un transporte de carbono desde la atmósfera hacia el interior del océano (Volk y Hoffert, 1985). De ahí las regiones templadas y polares se consideran sumideros de CO₂, tales como el océano Atlántico reconocido por su importancia ya que regula la concentración del CO₂ a largo plazo de la atmósfera, moviendo las aguas superficiales cargadas de CO₂ hacia el océano profundo (Bates *et al.*, 2002). Este proceso de secuestro de CO₂ implica que la concentración de carbono inorgánico disuelto (CID $\mu\text{mol kg}^{-1}$) por debajo de la termoclina tienda a incrementar, aunado al efecto de la remineralización de materia orgánica y la disolución del CaCO₃ (Millero, 2009; Fassbender *et al.*, 2011). Por otra parte, dentro de la circulación del Atlántico Subtropical Occidental, es importante considerar al Mar Caribe (MaC) y el Golfo de México (GM), dado que es ahí donde se genera la corriente de deriva del Atlántico Norte (Veron *et al.*, 1999). Esta corriente de deriva del Atlántico Subtropical transporta calor a latitudes altas y es fundamental para la circulación termohalina global; ya una vez en el interior del MaC, la corriente ingresa al GM a través del Estrecho de Yucatán (Fratantoni, 2001). Esta corriente presenta una gran variabilidad en espacio-temporal dado que es el inicio de la Corriente de Lazo (CL), la cual es fundamental en la circulación del GM (Sorayda *com.pers.*). En este trabajo se presentan los resultados de CID, oxígeno, salinidad y temperatura de las cinco campañas realizadas en el GM tanto en épocas como años diferentes.

Materiales y Métodos

En 2010 se estableció un Grupo de Monitoreo, con el objetivo de coordinar las acciones de monitoreo ambiental de los posibles efectos del derrame de petróleo. En este contexto, entre el 2010 y el 2016 se llevaron a cabo cinco campañas oceanográficas en la zona de aguas profundas (>1000 m) del Golfo de México (GM). La campaña XIXIMI-3 fue realizada del 19 de febrero al 10 de marzo del 2013 (invierno) mientras que el XIXIMI-5 fue realizado del 10-24 de julio del 2016 (verano). Se realizó un análisis de las variables físicas y químicas en la columna de agua a 12 profundidades en una malla de muestreo de a próximamente 47 estaciones a lo largo del GM (Figura 1).

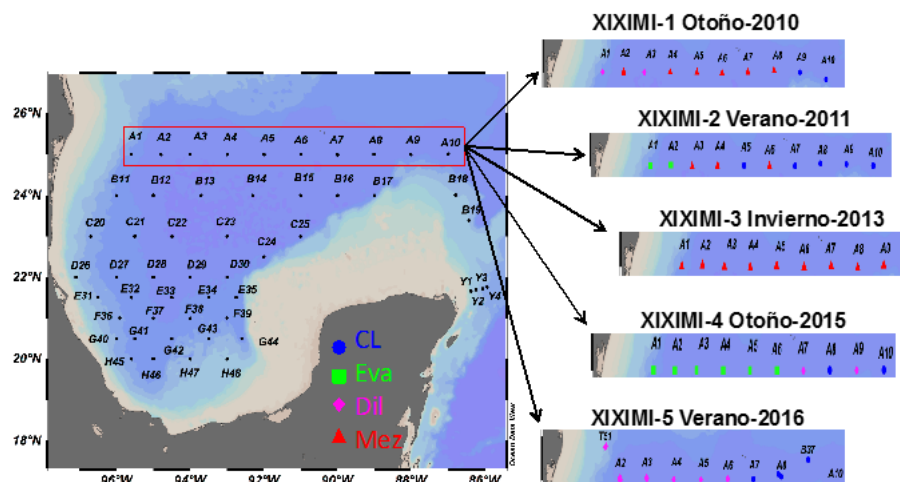


Figura 1. Red de estaciones que se cubren durante las campañas de XIXIMI-1, XIXIMI-2, XIXIMI-3, XIXIMI-4 y XIXIMI-5. El zarpe ha sido del puerto de Tuxpan, Veracruz. El recuadro rojo en marca las estaciones ubicadas en la latitud 25° N las cuales se asocia a las característica de una estructura vertical identificada en base diagramas de Temperatura (T) y Salinidad (S) para la región y, que puede variar estacionalmente. Específicamente este análisis se enfocó para las aguas superficiales (<400 m) que son las que muestran una mayor variabilidad. Esta variaciones de la estructura vertical se asociaron a ciertos procesos que se presentan en la región tales como la entrada de la Corriente del Lazo (●-CL), la Evaporación (■-Eva), Dilución (◆-Dil) y Mezcla (▲-Mez); se detalla más adelante.

Se evaluaron las variables del sistema del CO₂: Alcalinidad Total (At) titulación potenciométrica, Carbón inorgánico Disuelto (CID) por coulometría; Oxígeno (O₂) por microwinkler. Además el CTD (SB19) contaba con sensores de Salinidad, Temperatura, Oxígeno y Fluorometría.

Resultados y Discusión

En el transecto de latitud 25° N se identificaron distintas condiciones oceanográficas como resultado distintos procesos (principalmente físicos) que ocurrieron en dicha región. Se detectaron cuatro tipos de estructuras verticales de la columna del agua determinados usando diagramas de Temperatura vs Salinidad (TS) a lo largo del transecto del Golfo de México (GM). Las diferentes estructuras observadas en los diagramas T-S correspondían a profundidades entre la superficie y los 500 m de profundidad. Las características típicas de masas de agua que se observan en un diagrama TS dentro del GM se pueden observar en la Figura 2. En el TS se muestra las masas de agua presentes son: el Agua Superficiales del Caribe (CSW) que va de superficie a los 100 m, así como el Agua Subsuperficial Subtropical (SUW-50-250 m). Dentro del Golfo, se encuentra además la masa de agua conocida como Agua Común del Golfo (WCG) que oscila entre los 50-120 m y finalmente el Agua Central Tropical del Atlántico (TACW) que oscila entre los 300-600 m. Se resaltan estas masas de agua, debido a que los grandes cambios encontrados en las estructuras identificadas en los diagramas TS están asociadas principalmente a la alta dinámica que ocurre en los primeros 500 m y que se asocian a estas masas de agua como resultado de los diferentes procesos físicos que modulan su distribución.

Con base en lo antes mencionado, se definieron cuatro estructuras verticales observadas en los diagramas TS las cuales están asociadas a ciertos procesos físicos tales como: 1) la advección de aguas del Caribe que son transportadas al interior del golfo por la Corriente del Lazo (3a- ● CL), la cual genera una estructura que presenta una mayor presencia del SUW en comparación con las otras estructuras; 2) estructuras relacionadas con alta evaporación que originará un incremento en la salinidad superficial que va desde 36.2 a 36.7 (3d- ■ Eva); 3) condiciones dinámicas con una capa de mezcla más profunda y por tanto una columna de agua homogénea (3c- ▲ Mez). Finalmente una cuarta estructura, expuesta a periodos de precipitación que va originar una dilución superficial de la salinidad de hasta 34.5 (3b- ◆ Dil) con una estructura vertical muy dispersa (Figura 3). Las estructuras en cuestión no solo varían espacialmente, sino que también estacionalmente. Por ejemplo, la Figura 1 muestra la distribución espacial a lo largo de la latitud 25° N de las diferentes campañas realizadas. Además, se puede observar la comparación de dos otoños, donde se observa como las características de estas estructuras varían a lo largo del transecto. Esto indica que no existe tampoco una estacionalidad de la formación de estas estructuras TS. Lo relevante de estas estructuras es que no solo tienen diferencias en variables de T y S, sino que además tienen una química diferente que genera zonas de alta o bajas concentraciones de nutrientes. De ahí la importancia de estudiar este tipo de distribución espacial y tratar de regionalizar zonas para poder explicar de una mejor manera los diferentes procesos biogeoquímicos que se presenten.

Retomando lo anterior pero ahora en término de la distribución del CID (Carbón Inorgánico Disuelto) y el Oxígeno (O₂), se puede observar también una alta dinámica que estará sujeta a cambios en las propiedades hidrográficas que se observan dentro del GM. Por ejemplo, en la Figura 3 se muestra la distribución de las diferentes masas de agua presentes dentro del GM así como la distribución vertical de la T y S versus el O₂ y CID particularmente para el crucero XIXIMI-5. En esta figura se observa en principio la presencia de las cuatro estructuras mencionadas anteriormente (0-500 m); en las cuales, se aprecian aguas superficiales que presentan valores altos oxígeno (4.4-5 mL⁻¹) y bajo CID (<2050 μmolkg⁻¹). Mientras que las aguas subsuperficiales (mezcla de WCG, SUW y CSW; <a 300 m) muestran una alta variación entre bajos valores de oxígeno (3-3.8 mL⁻¹) y que se encuentran cercanos a las estaciones aledañas al canal de Yucatán, así como alto oxígeno (3.9-5.4 mL⁻¹) y CID (2050-2150 μmolkg⁻¹) asociado a las estaciones cerca a la plataforma y parte del centro del Golfo. Las estructuras

para este crucero podrían estar asociadas a dos procesos: 1) periodos de precipitación que presenta la región (◆-Dil) reduciendo la salinidad hasta valores de 34.5 cerca de la costa y 2) que las estaciones de la parte central y oceánicas pueden estar ganando calor debido a la temporada (verano) lo que promueve una alta evaporación y estratificación en ciertas áreas del Golfo promoviendo un incremento en la salinidad de hasta ~36.7 (■-Eva ▲-Mez). Finalmente, las condiciones observadas por debajo de los 500 m en relación al CID es una tendencia a incrementarse hacia el fondo (>2200 $\mu\text{mol kg}^{-1}$). Mientras que, el oxígeno presenta un descenso de hasta 2.3 mL L^{-1} que puede estar asociado a procesos como respiración y a la presencia de la zona de mínimo de oxígeno (ZMO) y, posteriormente tiende a aumentar cerca del fondo.

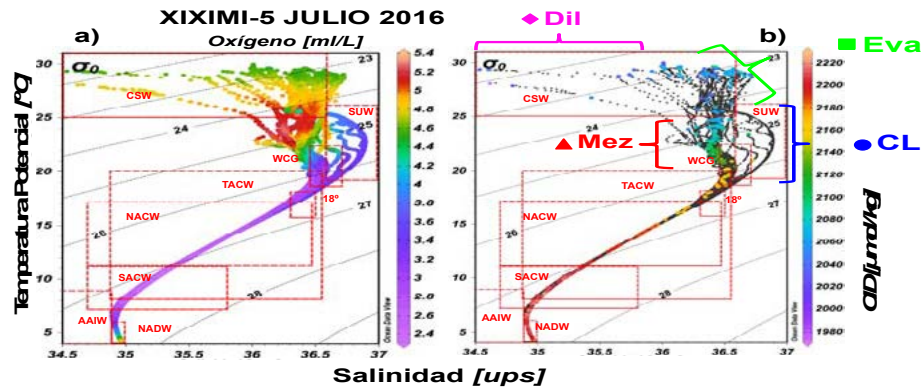


Figura 2. Diagramas TS vs oxígeno (a) y, Carbono Inorgánico Disuelto (CID) (b); correspondientes a la campaña XIXIMI-5 (verano-2016). Resalta en la Figura 3b las características asociadas a la ●-CL, ■-Eva, ◆-Dil y ▲-Mez, identificadas particularmente para este crucero.

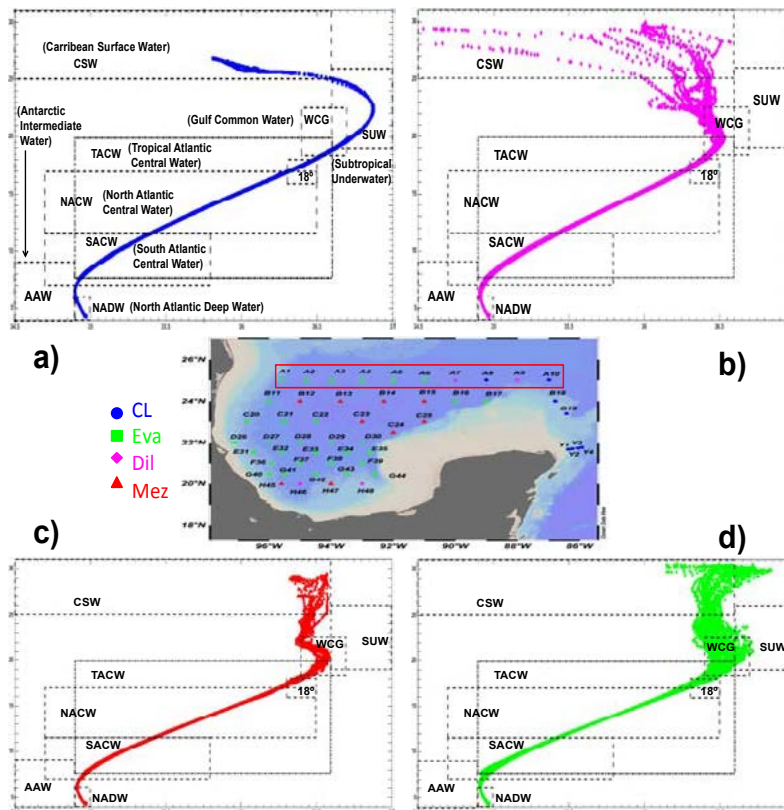


Figura 3. Identificación de diferentes estructuras verticales basados en diagramas de Temperatura vs Salinidad (TS) y su identificación de tipo de masas de aguas que se presentan dentro del GM. Estas variaciones de la estructura vertical se asociaron a ciertos procesos que se presentan en la región tales como la entrada de la Corriente del Lazo (●-CL), Evaporación (■-Eva), Dilución (◆-Dil) y Mezcla (▲-Mez).

Estas distribuciones de TS encontradas a lo largo del GM en los primeros 500 m varían tanto en escala temporal como espacial como se muestra en las Figuras 2 y 3. De ahí que la distribución del O₂ y CID esté altamente controlada por la distribución de la oceanografía física de la región y por ciertos procesos climáticos (frentes fríos, huracanes, etc.).

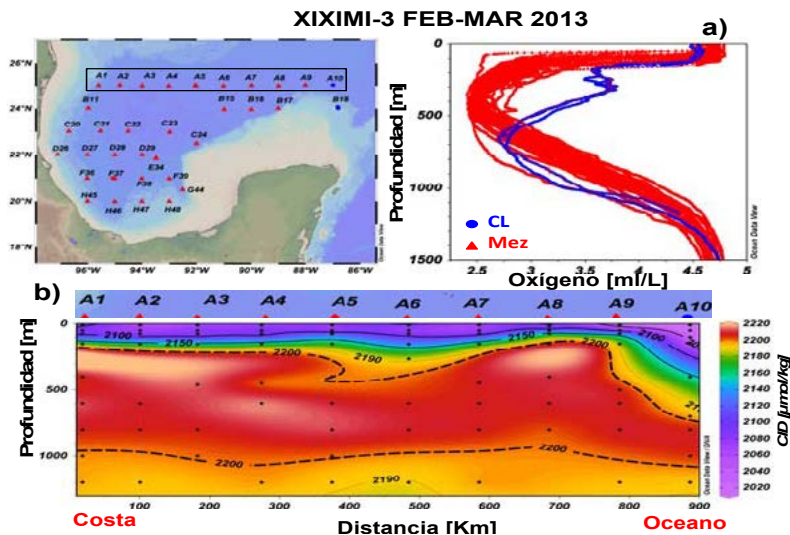


Figura 4. Transectos de la latitud 25° N del Carbono Inorgánico Disuelto (CID) y perfiles verticales oxígeno de todas las estaciones muestreadas correspondiente a la campaña XIXIMI-3 (invierno-2013). Además, se muestran las características asociadas a los procesos que dominaron en las capas superficiales (<400 m) durante ese periodo, particularmente características de la advección (▲-Mez) y la Corriente del Lazo (●-CL).

Con base en la descripción anterior de las cuatro diferentes estructuras encontradas a lo largo del GM, también se pueden encontrar solo dos típicas estructuras (como fue el caso del XIXIMI-3 donde sólo se observó la estructura 1 y 3). Se observaron altos valores de oxígeno ($\sim 4.7 \text{ mL}^{-1}$) en aguas superficiales (<150 m) asociados a la estructura 3 (▲-Mez), en contraste con las estaciones aledañas a la entrada del Golfo que presentaron valores de O₂ de $\sim 4.2 \text{ mL}^{-1}$ (●-CL). En aguas subsuperficiales se observa una separación (200-500 m) de las estaciones al interior del Golfo, asociadas a la estructura 3 (▲-Mez) *versus* las estaciones cercanas al estrecho de Yucatán (●-CL), por debajo de los 500 m al fondo presentan una menor inestabilidad y una distribución muy similar tanto en la T y S así como en las concentraciones del O₂ (Figura 4a).

Esta misma oscilación se observa en la distribución horizontal CID (latitud 25° N) donde se observan cambios en los primeros 500 m al igual que en el O₂, sin embargo este núcleo de alto CID presentó una reducción de su amplitud de costa-océano (Figura 4b). Donde la isolínea de $2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (pH <7.7) cercana a la plataforma se encuentra $\sim 200 \text{ m}$ (A1) para descender en la estación A5 y nuevamente elevarse hasta los 200 m (A8) y tener una caída por debajo de los 700 m en la estación más oceánica (A10). Este ascenso en la estación A8 puede estar asociado a la presencia de un giro ciclónico que esté elevando la carboclina cerca de la superficie. Mientras que las condiciones observadas para la estación A10, pueden atribuirse a la intensificación de la CL que advecta aguas del Caribe con características más cálidas, salinas, con alto oxígeno y bajo carbono (Figura 4b). La presencia de la CL lo originaría un hundimiento de este núcleo de CID cerca de las estaciones anexas al canal de Yucatán, con un incremento superficial del O₂ y aguas más cálidas y salinas que modificaras la estructura vertical de la columna de agua (Figura 4). Lo anterior sería modulado principalmente por la presencia de la CL la cual presenta desprendimientos de giros y meandros. Esta corriente comienza a observarse desde finales de invierno e intensificarse durante primavera y parte del verano para posteriormente retraer su flujo para finales del verano y el otoño.



Por otro lado, se puede observar también que se presenta un enriquecimiento de CID de océano-costa como lo reporta Hernández-Ayón (2014), quién encontró una tendencia del CID a incrementarse en más de $20 \mu\text{mol kg}^{-1}$ entre los 200 y 1000 m en el interior del GM hacia la bahía de Campeche, donde éstas variaciones pueden atribuirse a procesos como la respiración que generen un aumento (descenso) en las concentraciones del CID (O_2) (Figuras 2 y 4). De ahí la importancia de estudiar y regionalizar al Golfo para poder entender de una mejor manera la variación del carbono y el oxígeno los cuales están altamente modulados por la oceanografía física del mismo Golfo.

Conclusiones

Se identificaron cuatro tipos de estructuras verticales con base en la distribución de la temperatura y salinidad (TS) dentro del GM, las cuales dependen de los diferentes procesos físicos y climáticos que se encuentre presentes dentro de la región.

Se identificaron altas (bajas) concentraciones de oxígeno (CID) dentro de los primeros 250 m, asociados en principio a la entrada del CSW transportada por la CL durante primavera-verano cuando es más fuerte el flujo de esta corriente al interior del Golfo.

Se observó un incremento (descenso) del CID (O_2) entre los 200 a 1000 m que puede estar asociado a procesos de respiración dentro de la zona de mínimo de oxígeno.

Literatura citada

- Bates, N. R., A. C. Pequignet, R. J. Johnson and N. Gruber. 2002. A short-term sink for atmospheric CO_2 in subtropical mode water of the North Atlantic Ocean. *Nature* 420(6915):489-493.
- 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(11):1180-1192.
- Fratantoni, D. M. and P. L. Richardson. 1999. SOFAR float observations of an intermediate-depth eastern boundary current and mesoscale variability in the eastern tropical Atlantic Ocean. *Journal of Physical Oceanography* 29:1265-1278.
- Hernández-Ayón, M. 2014. Fase III para el monitoreo ambiental en aguas profundas del Golfo de México en respuesta al derrame petrolero asociado a la plataforma Deepwater Horizon. Informe final-xixixmi-3. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICES, Baja California, México).
- Millero, F. 2006. *Chemical Oceanography*. E.U.A.: CRC Press. 496 p.
- Veron, A. J., T. M. Church, I. Rivera-Duarte and A. R. Flegal. 1999. Stable lead isotopic ratios trace thermohaline circulation in the subarctic North Atlantic. *Deep-Sea Research II* 46:919-935.
- Volk, T. and M. I. Hoffert. 1985. Ocean carbon pumps: Analysis of relative strengths and efficiencies in ocean-driven atmospheric CO_2 changes. *In*: T. Sundquist and W.S. Broecker (Eds.). *The Carbon Cycle and Atmospheric CO_2 : Natural Variations Archean to Present*. Book Series: Geophysical Monograph Series. pp. 99-110.

4.42 Lagunas costeras hipersalinas de la Península de Baja California: Un potencial repositorio de carbono no cuantificado

Valdivieso-Ojeda Jacob A.¹; Norzagaray-López Carlos O.¹; Huerta-Díaz Miguel A.¹; Hernández-Ayón José M.¹ y Delgadillo-Hinojosa Francisco¹

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, *Campus* Ensenada. Km103 Carr. Tijuana-Ensenada, CP 22800, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: jvaldivieso@uabc.edu.mx

Resumen

Los ciclos biogeoquímicos de los elementos han sido poco estudiados en ambientes costeros hipersalinos. En este estudio se determinó que en la fosa de evaporación cinco de la salina de la ESSA, existe un enterramiento de carbono orgánico (CO) de 35.7×10^{12} g de CO año⁻¹, lo cual representa una tercera parte del CO que es enterrado actualmente en el océano. Esta magnitud es sustancial debido a la relativamente pequeña área disponible de las zonas de evaporación en la actualidad. Es por esto que se considera que los ambientes hipersalinos costeros pueden funcionar como grandes reservorios de carbono orgánico, especialmente durante el pasado geológico de la Tierra, cuando estas áreas fueron sustancialmente más abundantes y extensas.

Palabras clave: *ambientes hipersalinos; tapetes microbianos.*

Abstract

The biogeochemical cycles of the elements have been little studied in hypersaline coastal environments. In this study we determined in the evaporation pond five of the salt works of the ESSA, there is a burial of organic carbon (OC) of 35.7×10^{12} g CO year⁻¹, which accounts for a third of OC that is buried in the ocean. This magnitude is substantial due to the relatively small area available in the evaporation environments in the present. This is why we believe that the coastal hypersaline environments can function as large reservoirs of organic carbon, especially during the geological past of the Earth, when these areas were substantially more abundant and extensive.

Key words: *hypersaline environments; microbial mats.*

Introducción

La mayoría de los estudios de los procesos biogeoquímicos de los diversos componentes orgánicos (*e.g.*, P, C, N, Si) e inorgánicos (*e.g.*, Fe, Mn, Al, Mo, Cd) en sedimentos marinos, se han enfocado a los sedimentos denominados geoquímicamente “normales”, mientras que los ambientes costeros hipersalinos han sido poco estudiados, a excepción de unos cuantos trabajos enfocados principalmente en el estudio de la geoquímica de metales traza en sedimentos y tapetes microbianos del sistema hipersalino de la Laguna Ojo de Liebre (LOL) y la salina de Guerrero Negro (LOL-GN) en Baja California Sur, México (Reimer y Huerta-Díaz, 2011; Huerta-Díaz *et al.*, 2011, 2012; Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2014). Los ambientes costeros hipersalinos presentan condiciones de rápida evaporación y, poco o nulo intercambio de agua con el océano, además de que generalmente se encuentran rodeados de regiones áridas y semiáridas. Es importante señalar que si bien en la actualidad el área ocupada por zonas

de evaporación en la superficie terrestre es relativamente baja (15%), en el pasado geológico de la Tierra, especialmente durante el Pérmico (hace aproximadamente 250 a 300 millones de años) estas áreas fueron substancialmente más abundantes (Warren, 2008), con frecuencias (corregidas por área) que en algunas latitudes (*e.g.*, 30° N) llegaron a ser hasta cinco veces las actuales (75%; Warren, 2008). Es por esta razón que el estudio de zonas hipersalinas modernas tiene la ventaja adicional de servir como modelo para interpretar los procesos presentes en el pasado geológico de la Tierra, cuando estos ambientes extremos eran más abundantes y, por lo tanto, pudieron haber jugado un papel importante en la química del océano y en los ciclos biogeoquímicos globales de los elementos. Uno de los mejores lugares para el estudio de los procesos de enterramiento de carbono en un ambiente hipersalino, se encuentra en la porción media occidental de la península de Baja California, México. En este lugar se localiza la salina de la Compañía Exportadora de Sal (ESSA), la cual es la más grande del hemisferio norte y, se encuentra adyacente a la LOL (Figura 1). Una de las principales características de las zonas costeras hipersalinas, es la presencia de tapetes microbianos en la interfase agua-sedimento. Los tapetes microbianos (TM) son sistemas autosustentables, en escala de milímetros a centímetros, con una inmensa diversidad filogenética, una intrincada y compleja interacción de poblaciones con diversos metabolismos, que hacen a tales entidades un ecosistema completo (Burow *et al.*, 2011).

En este estudio se presenta una primera aproximación del comportamiento del carbono en un núcleo de sedimento (incluido el tapete microbiano) de un ambiente hipersalino, el cual pudiera servir como modelo para entender el papel que juegan los ambientes hipersalinos modernos en el enterramiento de carbono a escala global y, la influencia que han tenido en el enterramiento de carbono a través del tiempo geológico.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio del presente trabajo (Figura 1), se localiza en la porción media occidental de la península de Baja California (PBC), México y forma parte de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (RBV). Al sureste de la región se localiza la Laguna Ojo de Liebre (LOL), la cual es considerada una laguna costera hipersalina debido a que presenta características químicas distintivas como la cristalización de los minerales yeso, halita y polihalita (Holser, 1966), además de que presenta una salinidad (S) entre 45 y 48 ups (Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2014). Adyacente a la LOL se encuentra la salina de la compañía exportadora de sal (ESSA), la cual es una de las empresas más grandes productoras de sal del mundo. Agua hipersalina de la LOL es bombeada hacia las 13 fosas de evaporación en las cuales el agua es gradualmente evaporada principalmente por la acción del viento (18 km h⁻¹ dirección Norte-Noroeste; Des Marais, 1995), por lo que la salinidad se incrementa conforme aumenta el número de fosa.

Es en los fondos de algunas de las fosas (Figura 1) en donde se encuentran los tapetes microbianos de diferentes tamaños y texturas (López-Cortés, 1998). Éstas comunidades microbianas proliferan principalmente en la fosa 5 (la cual alcanza una salinidad de 105 a 130‰) y de manera incipiente en las fosas 4 y 6. Los tapetes están presentes todo el año, con un tiempo de formación y crecimiento aproximado de tres meses (López-Cortés, 1998). Toda la región está caracterizada por la baja precipitación pluvial (15 a 120 mm año⁻¹; Des Marais, 1995), excepto por los incrementos causados por huracanes ocasionales que se presentan en la zona. No hay ríos permanentes y prácticamente no existe vegetación terrestre, por lo que los aportes de carbono de origen terrígeno y asociados a materia orgánica terrestre pueden ser considerados como mínimos. Por último, esta zona se encuentra relativamente aislada de aportes antropogénicos importantes de carbono orgánico, debido a que no se encuentra cercana a grandes centros urbanos, excepto por la ciudad de Guerrero Negro cuya población (<60 000 habitantes)

y ubicación, no debería ocasionar aportes significativos de carbono hacia las fosas de evaporación que son el objeto de este estudio (Figura 1).

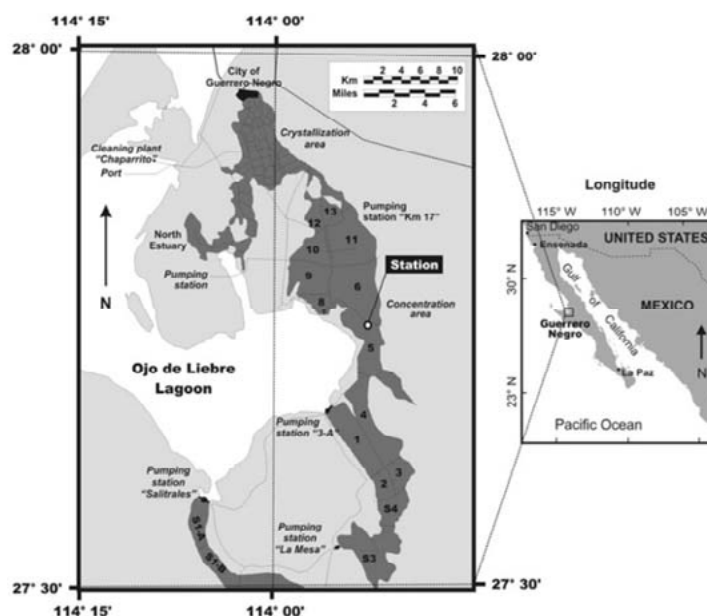


Figura 1. Localización de la estación de recolecta de muestra dentro del área de estudio (Huerta-Díaz *et al.*, 2011).

Preparación del material

Todo el material utilizado para los análisis de carbono fue lavado con jabón libre de fosfatos, enjuagado tres veces con agua destilada y mantenido durante 72 h en una solución de HCl al 5%. Posteriormente el material se enjuagó tres veces con agua desionizada ($>18 \text{ M}\Omega$) y se dejó secar a temperatura ambiente en el laboratorio. De esta forma se asegura que el material esté libre de carbono.

Obtención y análisis de las muestras

En diciembre de 1998, se recolectó un núcleo de tapetes microbianos y sedimentos subyacentes de la fosa de evaporación 5 (Figura 2), por medio de buceo a una profundidad de aproximadamente 1 m con la ayuda de un tubo de acrílico de 7.2 cm de diámetro interior. Una vez recolectado, el núcleo fue seccionado inmediatamente a intervalos de 1 cm con la ayuda de una espátula de plástico. En laboratorio se calculó el porcentaje de humedad y se realizó para cada muestra, secando aproximadamente 1 a 2 g de sedimento o tapete húmedo en una estufa a 80 °C, hasta conseguir un peso constante. El carbono total (CT) y el orgánico (CO) fueron determinados a través del método de combustión con la ayuda de un analizador elemental Leco modelo SC-144DR. Para el caso del CO, las muestras fueron preacidificadas con HCl 6N y lentamente secadas a 80 °C, enfriadas a temperatura ambiente durante 24 h y después pesadas de nuevo. Después de la combustión, el contenido de CO fue calculado aplicando una corrección gravimétrica basada en el peso inicial y final tomando en cuenta la presencia de sales higroscópicas (Huerta-Díaz y Morse, 1992). El contenido de carbono inorgánico (CI) fue subsecuentemente calculado por la diferencia entre el CT y el CO ($\text{CI}=\text{CT}-\text{CO}$).

Resultados y discusión

Elevadas concentraciones de CO fueron medidas en los tapetes microbianos y sedimentos de la Fosa de evaporación 5 (rango 0.44 a 10 mmol g⁻¹; Figura 2). Sin embargo en los primeros 5 cm, los cuales corresponden al tapete microbiano, es en donde se observa una acumulación de CO y una disminución del CI (Figura 2). A partir de los 3 cm de profundidad, aun dentro del tapete microbiano, se observa que la tendencia del CO y del CI, es disminuir con la profundidad del sedimento. Esta tendencia continúa al cruzar la interfase tapete-sedimento hasta alcanzar el mínimo (0.44 mmol g⁻¹, 0.17 mmol g⁻¹; respectivamente a los 10 cm de profundidad (Figura 2). Después de los 10 cm de profundidad, la concentración de ambas formas de carbono se comienza a incrementar hacia los 17 cm de profundidad, donde se observa un segundo máximo de (5.4 mmol g⁻¹, 4.9 mmol g⁻¹; respectivamente, Figura 2). Finalmente, un último máximo en la concentración de CO y CI se observa a los 19 cm (3.89 mmol g⁻¹, 3.1 mmol g⁻¹; respectivamente, Figura 2). Como se puede observar en la Figura 2, en general, el comportamiento del perfil de CO con la profundidad sugiere que es en los tapetes microbianos donde se está acumulando, probablemente debido a la gran cantidad de material orgánico que pueden producir (e.g., sustancias exopoliméricas), producto de las elevadas tasas de fotosíntesis oxigénica (hasta 1000 μM min⁻¹; Des Marais, 1995). Además de la elevada fijación de carbono a través de la intensa fotosíntesis oxigénica, se observa una transferencia del carbono hacia las partes más profundas de los sedimentos subyacentes al tapete microbiano. Este comportamiento sugiere que el carbono, además de ser fijado intensamente, está siendo sepultado hacia los sedimentos.

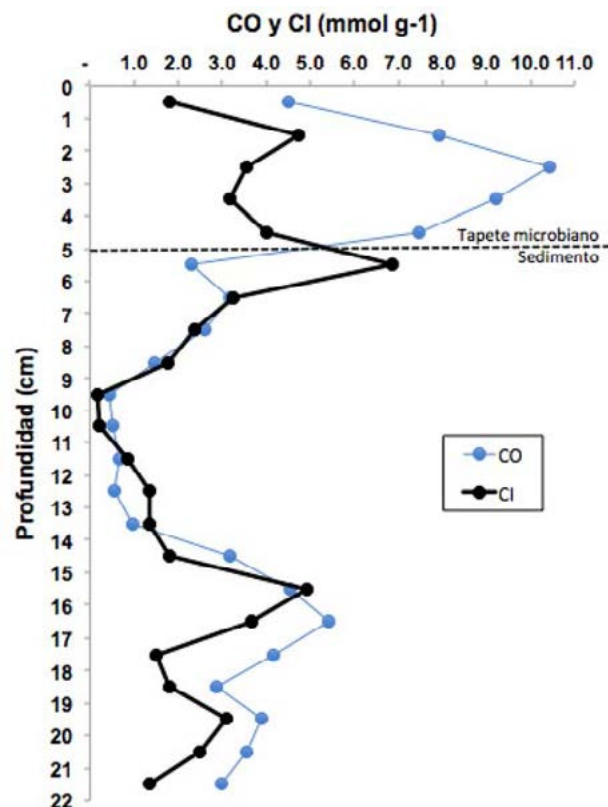


Figura 2. Perfiles de carbono orgánico (CO) e inorgánico (CI), con la profundidad del núcleo de tapete microbiano y sedimento de la fosa de evaporación 5 de la salina de Guerrero Negro.

Si se toma en cuenta que: 1) la tasa de depositación sedimentaria en las fosas de evaporación es, en general, muy semejante (0.40 a 0.50 cm año⁻¹; Des Marais *et al.*, 1992), 2) los tapetes microbianos han existido desde que se construyeron las fosas de evaporación por lo que tienen 60 años de antigüedad,

debido a que es el tiempo que tiene la ESSA establecida en la región, 3) que la máxima concentración a 17 cm de profundidad de CO de 5.4 mmol g^{-1} representa la cantidad de CO que es sepultada, 4) que el área que cubre la fosa de evaporación 5 es de 24 km^2 (Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2014) y, 5) que la densidad seca del tapete es de $0.54 \pm 0.05 \text{ g cm}^{-3}$ (Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2014). Con toda esta información se puede calcular que la cantidad de carbono enterrado en los sedimentos de la fosa de evaporación 5 es de $1.19 \times 10^{10} \text{ mol de CO}$. Suponiendo que el total de ese CO se encuentra en forma de la molécula $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$, entonces la cantidad de CO enterrado en la fosa de evaporación 5 es de $2\ 143\ 842\ 120 \text{ ton de CO}$. Esto representaría $35.7 \times 10^{12} \text{ g de CO año}^{-1}$. Si bien esta cantidad de carbono, es una primera aproximación, representa una tercera parte del carbono enterrado en todo el océano ($97 \times 10^{12} \text{ g de CO año}^{-1}$; Emerson y Hedges, 1988), pero en un área mucho más pequeña. Una de las principales razones por las cuales no se ha estudiado la dinámica del carbono en ambientes hipersalinos es, en parte, debido a que no se han desarrollado las técnicas analíticas para poder determinar ciertas variables químicas (*e.g.*, pH, alcalinidad, metales disueltos) tanto en el agua hipersalina, como en tapetes microbianos y, los sedimentos que las subyacen.

Conclusiones

Los ambientes hipersalinos costeros pueden funcionar como grandes reservorios de carbono orgánico. En la actualidad muy poco se sabe de los procesos biogeoquímicos que ayudan a enterrarlo en los sedimentos.

La presencia de tapetes microbianos en la interfase agua sedimento de estos ambientes, promueve la remoción de carbono del agua y, su eventual sepultamiento en los sedimentos que los subyacen, pudiendo enterrar hasta $35.7 \times 10^{12} \text{ g de CO año}^{-1}$. Aunque esta cantidad de carbono solo representa 1/3 de la cantidad de carbono que se entierra en todo el Océano, es una cantidad de CO sustancial relativa al área disponible de las zonas de evaporación en la actualidad.

Literatura citada

- Reimer, J. and Huerta-Díaz. 2011. Phosphorus speciation and sedimentary fluxes in hypersaline sediments of the Guerrero Negro salt evaporation area, Baja California Sur, Mexico. *Estuaries and Coasts* DOI 10.1007/s12237-010-9308-z.
- Huerta-Díaz M. A., F. Delgadillo-Hinojosa, X. L. Otero, J. M. Hernández-Ayón, J. A. Segovia-Zavala, M. S. Galindo-Bect and E. Amaro-Franco. 2011. Iron and trace metals in microbial mats and underlying sediments: results from Guerrero Negro saltern, Baja California Sur, México. *Aquatic Geochemistry* 17:603-628.
- Huerta-Díaz, M. A., F. Degadillo-Hinojosa, A. Siqueiros-Valencia, J. A. Valdivieso-Ojeda, J. J. Reimer and A. Segovia-Zavala. 2012. Millimeter-scale resolution of trace metal distributions in microbial mats from a hypersaline environment in Baja California, Mexico. *Geobiology* 10:531-547.
- Valdivieso-Ojeda, J. A., M. A. Huerta-Díaz and F. Delgadillo-Hinojosa. 2014. High enrichment of molybdenum in hypersaline microbial mats of Guerrero Negro, Baja California Sur, Mexico. *Chemical Geology* 363:341-354.
- Warren, J. K. 2008. Salt as sediment in the Central European Basin system as seen from a deep time perspective (Chapter 5.1). *In*: R. Littke, (Ed.). *Dynamics of complex intracontinental basins: The Central European Basin System*. Elsevier.
- 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.
- Holser, W. T. 1966. Diagenetic polyhalite in recent salt from Baja California. *American Mineralogist* 51:99-109.
- Des Marais, D. J. 1995. The Biogeochemistry of hipersaline microbial mats. *In*: J. Gwynfryn-Jones (Ed.). *Advances in Microbial Ecology*, Volume 14. Plenum Press, New York. pp. 251-274.
- López-Cortés. 1998. Ecología y biotecnología de las comunidades microbianas. *Ciencia y desarrollo* 139:11-17.
- Huerta-Díaz, M. A. y J. Morse. 1992. Pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56:2681-2702.
- Des Marais, D. J., E. Amilío, J. D. Farmer, B. B. Jørgensen, A. C. Palmisano and B. K. Pierson. 1992. Case study of a modern microbial mat-building community: the submerged cyanobacterial mats of Guerrero Negro, Baja California Sur, Mexico. *In*: W. J. Schopf and C. Klein (Eds.). *The Proterozoic Biosphere: a multidisciplinary study*. Cambridge University Press, New York. pp. 325-334.
- Emerson, S. and J. I. Hedges. 1988. Processes controlling the organic carbon content of open ocean sediments. *Paleoceanography* 3:621-634.



4.43 Efecto del pH reducido en el desarrollo temprano del erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus*

Olivares-Bañuelos Tatiana N.¹; Moreno-Sánchez Eduardo D.¹; Benítez-Mata Ángel B.¹; Escobar-Fernández Roberto¹; Medina-Rosas Pedro² y Hernández-Ayón José M.¹

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad No. 203, Delegación Ixtapa, CP 48280, Puerto Vallarta, Jalisco, México.

Autor para correspondencia: tatiana.olivares@uabc.edu.mx

Resumen

Durante 200 años los océanos han absorbido el 30% de las emisiones totales del CO₂ antropogénico generando una disminución del pH oceánico conocida como acidificación. Estos cambios impactan de manera distinta a los organismos marinos calcificadores en todas sus etapas de desarrollo, por lo que el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto del pH reducido en procesos de calcificación de gástrulas (G) y larvas equinopluteus de 4-brazos (4B) del erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus* del Pacífico mexicano. En laboratorio se cultivaron larvas en tres condiciones de pH (8.0, 7.7 y 7.5, escala NBS) y se analizó sobrevivencia, morfometría, material calcificado y niveles de expresión de genes SM30, SM29 y Anhidrasa Carbónica (AC). Se encontró que condiciones de pH reducido no modifican la sobrevivencia larval pero reducen el tamaño de G (3.79% - pH 7.7; 6.76% - pH 7.5) y 4B (4.14% - 7.7; 9.63% - 7.5). El material calcificado disminuye en G (5.56% - 7.7; 6.01% - 7.5) y 4B (9.63% - 7.5). Se observó aumento en SM29 en G (1.40% - 7.7; 2.80% - 7.5) y 4B (5.60% - 7.7); además una disminución de SM30 en G (56.08% - 7.7; 65.33% - 7.5) y 4B (68.42% - 7.7; 81.58% - 7.5). AC aumentó en G (11.90% - 7.7; 17.30% - 7.5) y 4B (68% - 7.7; 52.30% - 7.5). Los resultados sugieren que larvas de *S. purpuratus* en condiciones de acidificación presentan menor calcificación, lo cual podría representar un factor de aclimatación ante la reducción del pH oceánico.

Palabras clave: larvas de equinodermos; acidificación; expresión de genes; calcificación; Pacífico mexicano.

Abstract

Over 200 years the oceans have absorbed 30% of total anthropogenic CO₂ emissions producing a decrease in the oceanic pH known as acidification. These changes have a different impact on development stages of marine calcifying organisms. Therefore, the objective of this work was to evaluate the effect of reduced pH on calcification processes of gastrulae (G) and 4-arm pluteus larvae (4B) in the purple sea urchin *Strongylocentrotus purpuratus* of the Mexican Pacific. Under laboratory conditions larvae were cultured at three pH (8.0, 7.7 and 7.5, NBS scale) and survival, morphometry, calcified material and, gene expression levels of SM30, SM29 and Carbonic Anhydrase (CA) were analyzed. It was found that reduced pH conditions don't modify larval survival but decreased size of G (3.79% - pH 7.7, 6.76% - pH 7.5) and 4B (4.14% - 7.7, 9.63% - 7.5). Calcified material diminished in G (5.56% - 7.7, 6.01% - 7.5) and, 4B (9.63% - 7.5). There was an increase in SM29 in G (1.40% - 7.7, 2.80% - 7.5) and 4B (5.60% - 7.7) and a decrease in SM30 in G (56.08% - 7.7, 65.33% - 7.5) and 4B (68.42% - 7.7, 81.58% - 7.5). CA increased in G (11.90% - 7.7; 17.30% - 7.5) and 4B (68% - 7.7; 52.30% - 7.5). The results suggested that under acidification conditions larvae of *S. purpuratus* reduced its calcification, which could represent an acclimatization factor as response to the oceanic pH reduction.

Key words: *echinoderm larvae; acidification; gene expression; calcification; Mexican Pacific.*

Introducción

Los registros indican que la concentración de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico ha aumentado de 280 ppm a 401.72 ppm. Se prevé que para el año 2100 esta concentración aumente a 970 ppm, con el subsecuente aumento en la temperatura global por efecto invernadero. El CO_2 atmosférico es capturado por los océanos y al disolverse en el agua se hidrata generando ácido carbónico (H_2CO_3). El ácido carbónico se disocia a bicarbonato (HCO_3^-) y carbonato (CO_3^{2-}) liberando protones (H^+) en el medio marino, lo que disminuye el pH oceánico, en un fenómeno conocido como acidificación oceánica (Orr *et al.*, 2005; Doney *et al.*, 2009). Actualmente el pH del mar es de 8.02 ± 0.1 (escala de iones de hidrógeno total) (Hofmann *et al.*, 2011) y se tiene previsto que este valor disminuya entre 0.3 y 0.5 unidades para el 2100 (Wolf-Gladrow *et al.*, 2007). Un decremento en el pH trae como consecuencia no solo la reducción de las especies de carbonato (bicarbonato y carbonato), sino que también disminuye el estado de saturación de la calcita (el mineral utilizado en la calcificación) y promueve su disolución. Un decremento en el estado de saturación de la omega calcita (Ω_{Ca}) tendrá un impacto en la capacidad de calcificación de los organismos marinos. Se piensa que los estadios larvales de los invertebrados calcificadores se encuentran entre los organismos marinos que podrán llegar a sufrir un mayor impacto por los cambios en el pH oceánico, debido a alteraciones fisiológicas y a una reducción en la disponibilidad de los componentes químicos necesarios para la calcificación (Doney *et al.*, 2009; Kroeker *et al.*, 2013).

El erizo de mar morado *S. purpuratus* es un invertebrado calcificador del grupo de los equinodermos, estructurador de la zona intermareal de costas rocosas. Se distribuye de Alaska a Isla Cedros en Baja California (BC) en el Pacífico (Duggins, 1981; Sagarin y Gaines, 2002). Los erizos de mar poseen un estadio larval conocido como equinopluteus con simetría bilateral que inicia con el cigoto y se divide hasta formar una gástrula ciliada en la que inicia la calcificación. A las 96 h postfertilización, las larvas desarrollan dos pares de brazos (un par postoral y un par anterolateral) posicionados en el lado anal de la larva; a los 9 d la larva se encuentra en el estadio equinopluteus de seis brazos tras desarrollar un par más de brazos (preorales) y, a los 12 d la larva desarrolla un último par de brazos (posterorales). Transcurridos 36 d la larva se encuentra en competencia, lista para entrar a metamorfosis y convertirse en un erizo juvenil (Smith *et al.*, 2008). Las larvas equinopluteus presentan un endoesqueleto hecho por espículas de calcita (y aproximadamente un 5% de magnesio) que les proporciona soporte y estructura y además, es necesario para el correcto desarrollo y la orientación de las larvas en la columna de agua (Pennington y Strathmann, 1990; Raz *et al.*, 2003).

Durante su desarrollo, las larvas de erizo morado toman de la columna de agua el carbonato, el calcio y el magnesio necesario para sus procesos de calcificación. Las espículas poseen una matriz proteica interna en donde se han identificado al menos 231 proteínas entre las que destacan SM29 y SM30, porque participan en el depósito de carbonato de calcio y en la elongación de las espículas. Además de éstas proteínas, existen enzimas como la Anhidrasa Carbónica (AC), que catalizan la reacción reversible de transformar CO_2 diluido en bicarbonato durante la calcificación (Wilt *et al.*, 2013). Las variaciones de pH en el océano pueden tener un efecto negativo sobre la calcificación, sobre los procesos homeostáticos y/o en los procesos de desarrollo en equinodermos. Estudios previos indican que la reducción simulada de pH oceánico produce modificaciones en el desarrollo de larvas del erizo, aumentos en la tasa de respiración, la demanda energética y, en la expresión de genes involucrados con la regulación iónica celular (Evans *et al.*, 2013; Padilla-Gamiño *et al.*, 2013; Pan *et al.*, 2015).

De acuerdo a lo reportado en diferentes organismos, el efecto de la reducción de pH en equinodermos es específico para cada especie (Dupont *et al.*, 2010). Esto resalta la importancia de realizar estudios

sobre el efecto que tiene el pH reducido en las etapas tempranas del desarrollo larval del erizo morado *S. purpuratus* que habita en las costas de BC, México, considerada como una zona de transición influenciada por eventos de surgencia (típicamente en primavera). En las costas del Pacífico Norte se han registrado valores de pH de 7.7 en la plataforma continental y, particularmente en la zona de Arbolitos, Baja California, México, se registraron valores de pH costero de 7.9 (Oliva-Méndez, 2012). Considerando lo anterior, es importante esclarecer el efecto que tendrá la reducción de pH en los patrones de desarrollo y/o calcificación larval de equinodermos marinos cuyo hábitat está expuesto actualmente a cambios en el pH del agua de mar (como los que habitan en Arbolitos, Baja California). Los resultados generados proporcionan información importante para establecer precedentes sobre el papel que tiene el pH reducido en el desempeño de las larvas de erizo morado, cuyos progenitores han estado expuestos a eventos de surgencia.

Materiales y Métodos

Cultivo de larvas y desarrollo experimental

Adultos de erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus* fueron colectados de la costa de Arbolitos, en Punta Banda, Ensenada, Baja California (31°42'08.74 N, 116°41'01.77 O) mediante buceo de enero a marzo del 2016. Se trasladaron al Instituto de Investigaciones Oceanológicas donde se mantuvieron en un tanque con agua de mar corriente y aireación constante para su aclimatación de 3 ± 1 d. Los erizos fueron alimentados diariamente con hojas del alga *Macrocystis* spp. Fueron inducidos al desove mediante inyecciones intracelómicas por la parte oral con 0.5 ml de KCl 0.5 M. La fertilización se hizo en agua de mar filtrada a $1 \mu\text{m}$ y esterilizada con luz UV (A_{MFUV}) con una mezcla de los gametos de tres hembras y tres machos, en una proporción de 5 millones de ovocitos por 1 ml de solución de espermatozoides. Los cigotos fueron repartidos equitativamente en tres cubetas de 20 l con A_{MFUV} , una por tratamiento (pH 8.0 o grupo control y, grupos experimentales pH 7.7 y pH 7.5, pH reducido con CO_2 gaseoso; escala NBS). Tras 24 h, el producto de fertilización de cada tratamiento fue repartido en cuatro recipientes de plástico con 2.6 l de A_{MFUV} , con una densidad final de 4 larvas/ml. Las larvas fueron cultivadas con aireación hasta alcanzar el estadio de equinopluteus de cuatro brazos a los 4 d postfertilización y se alimentaron con *Rhodomonas* sp. (6000 células/ml). Diariamente se monitoreó el pH, oxígeno disuelto y temperatura (17.07 ± 0.02 °C). Se realizaron cuatro experimentos con tres tratamientos de pH cada uno (N=4), cada tratamiento contó con cuatro pseudoreplicas (n=4). El agua de los cultivos fue cambiada cada 2 d. Diariamente se tomó una muestra de 1 ml para determinar sobrevivencia. Para los análisis de morfometría se utilizaron 100 larvas, para cenizas totales o material calcificado 8000 larvas y, para los ensayos de PCR-Tiempo Real, 8000 larvas. En los análisis morfométricos se fotografiaron los organismos con un objetivo 4X y se midieron con el programa AxioVs40 4.8.0.0. En gástrulas se tomaron mediciones del largo y del ancho corporal y en larvas 4B del largo y ancho corporal, así como del largo de un brazo postoral. Para las cenizas las larvas se lavaron, se depositaron en capsulas de papel aluminio y se colocaron en una estufa a 60 °C por 24 h y después se incineraron en mufla durante 4 h a 450 °C. El porcentaje de cenizas de cada muestra se normalizó a cero con el valor del tratamiento a pH 8.0. Para el análisis de expresión de genes se obtuvo RNA total siguiendo el método de TRIzol (Life Technologies). La síntesis de DNA complementario se hizo utilizando el kit High Capacity RNA-to-cDNA (Applied Biosystems) a partir de 500 ng de ARN total de cada muestra. Por medio de reacciones de PCR se amplificó el DNAc de los mensajeros de los genes SM29, SM30 y Anhidrasa Carbónica (AC), utilizando primers de *S. purpuratus* específicos con el sistema SYBER Green® (Applied Biosystems). Las secuencias de los primers utilizados, así como sus temperaturas de alineamiento, se describen en el Cuadro 1. La expresión relativa de los genes fue determinada mediante el método de Livak ($\Delta\Delta C_T$),

donde la expresión del gen de interés es comparada contra la expresión de un gen constitutivo (Ribosomal 18S). Todos los datos se analizaron con el programa estadístico GraphPad 6.01.

Química del agua

Las mediciones diarias de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) y Alcalinidad Total se realizaron en el Laboratorio de Oceanografía Química del Instituto de Investigaciones Oceanológicas UABC, a cargo del Dr. José Martín Hernández Ayón. Para las mediciones del contenido de CID del de agua de los cultivos se acidificaron 2 ml de muestra con ácido fosfórico. El CO₂ fue acarreado con gas N₂ al equipo analítico infrarrojo LI-7000 CO₂/H₂O Gas Analyzer (LI-COR Inc, NE). El equipo fue calibrado utilizando el material de referencia estándar certificado con un valor de DIC conocido, proporcionado por el Dr. Andrew Dickson de Scripps Institution of Oceanography (CO₂ CRM, Scripps-UCSD, CA). El análisis de la alcalinidad total de las muestras de agua se llevó a cabo de acuerdo al método de valoración potenciométrico, descrito por Hernández-Ayón *et al.* (1999). Los $\Omega_{\text{Aragonita}}$ y Ω_{Calcita} se calcularon con los datos de Alcalinidad Total, CID, Temperatura y Salinidad utilizando el programa CO2Sys (Pelleiter *et al.*, 2005).

Cuadro 1. Secuencia de primers para PCR en Tiempo Real. R18S, gen ribosomal 18S; AC, gen Anhidrasa Carbónica.

| Gen | Primer | Secuencia | # bases | Tm° | GC% | # bases amplificadas |
|------|-------------|-------------------------|---------|------|------|----------------------|
| R18S | R18S F | CGCTACACTGGCGGAATCA | 19 | 67.3 | 57.8 | 64 |
| | R18S R | GTTTAGCGGATTACCCAGACCTT | 23 | 65.1 | 47.8 | 64 |
| SM29 | SM29F | ACAAAATCTGGATGGGTCTCG | 21 | 65.0 | 47.6 | 114 |
| | SM29R | TGAAGCGGTTGAAGACGAAG | 20 | 65.4 | 50.0 | 114 |
| SM30 | SM30F | TCGTCTATGTGTTGGTGTGC | 20 | 62.3 | 50.0 | 142 |
| | SM30R | GCATACTTCTGTCCTGGTTCG | 20 | 62.3 | 55.0 | 142 |
| AC | AnhCarb12 F | ACGACAAGTCTAAATACGCCG | 21 | 62.9 | 47.6 | 131 |
| | AnhCarb12 R | GATGTA ACTCAGGACGGAATCG | 22 | 64.5 | 50.0 | 131 |

Resultados y Discusión

Durante este trabajo se observó que el estado de saturación de la Ω_{Ca} presentó valores de 1.53 en el tratamiento a pH 7.7 y, de 1.19 para pH 7.5, en comparación con el tratamiento a pH 8.0, el cual presentó valores de 2.89 (Cuadro 2). Se encontró que el tratamiento a pH 7.5 presentó una reducción de Ω_{Ca} cerca del 50% en comparación con la condición control y un valor menor a 1 en el día 3 postfertilización, lo cual pudo dificultar la calcificación larval. Durante el transcurso del experimento se observaron variaciones en la concentración de DIC y de Ω_{Ca} las cuales podrían explicarse debido a las condiciones químicas iniciales del agua utilizada para los cambios de agua. En este estudio se encontró que la reducción de pH en 0.5 unidades, por efecto del CO₂, llega a reducir de forma significativa la morfometría larval, al igual que el material calcificado. La reducción de pH implementada en este estudio no tuvo un impacto significativo en la sobrevivencia de gástrulas y de larvas equinopluteus de cuatro brazos de *S. purpuratus*. Lo anterior coincide con otros trabajos realizados en larvas de *S. purpuratus*, donde se ha observado tras 20 d postfertilización, un aumento de 11% en la sobrevivencia larval, pero sin ser significativo.

Cuadro 2. Parámetros químicos de los cultivos larvales. La tabla muestra el promedio \pm error estándar del pH_{NBS}, oxígeno, temperatura, Carbono inorgánico Disuelto (CID), Alcalinidad Total (AT), $\Omega_{\text{Aragonita}}$ y Ω_{Calcita} en los tres tratamientos experimentales (pH 8.0, 7.7 y 7.5) de los cultivos de larvas de erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus*.

| Tratamiento | pH (NBS) | Oxígeno (mg/l) | Temperatura (°C) | CID ($\mu\text{mol/kg}$) | AT ($\mu\text{mol/kg}$) | $\Omega_{\text{Aragonita}}$ | Ω_{Calcita} |
|-------------|-----------------|-----------------|------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| pH 8.0 | 8.02 \pm 0.02 | 6.41 \pm 0.09 | 17.11 \pm 0.01 | 2119 \pm 11 | 2265 \pm 4 | 1.89 \pm 0.13 | 2.90 \pm 0.20 |
| pH 7.7 | 7.72 \pm 0.01 | 6.47 \pm 0.03 | 17.11 \pm 0.01 | 2230 \pm 16 | 2268 \pm 2 | 1.00 \pm 0.1 | 1.53 \pm 0.16 |
| pH 7.7 | 7.51 \pm 0.01 | 6.51 \pm 0.03 | 17.11 \pm 0.01 | 2270 \pm 18 | 2268 \pm 2 | 0.78 \pm 0.11 | 1.20 \pm 0.17 |

El pH reducido modificó la morfometría de los organismos, lo cual se pudo observar como un decremento en sus proporciones corporales (Figura 1-A y D). En gástrulas se observó que tanto en pH 7.7 como en pH 7.5, hubo una reducción estadísticamente significativa en largo y ancho corporal, en comparación con el tratamiento control. Lo anterior también se observó en larvas de cuatro brazos, las cuales además, presentaron una reducción en el largo del brazo postoral en condiciones de pH 7.7 y 7.5.

Los resultados en este trabajo concuerdan con lo encontrado en otros trabajos en larvas de *S. purpuratus* en condiciones de pH reducido hasta 7.5, donde se observa un decremento general del tamaño corporal.

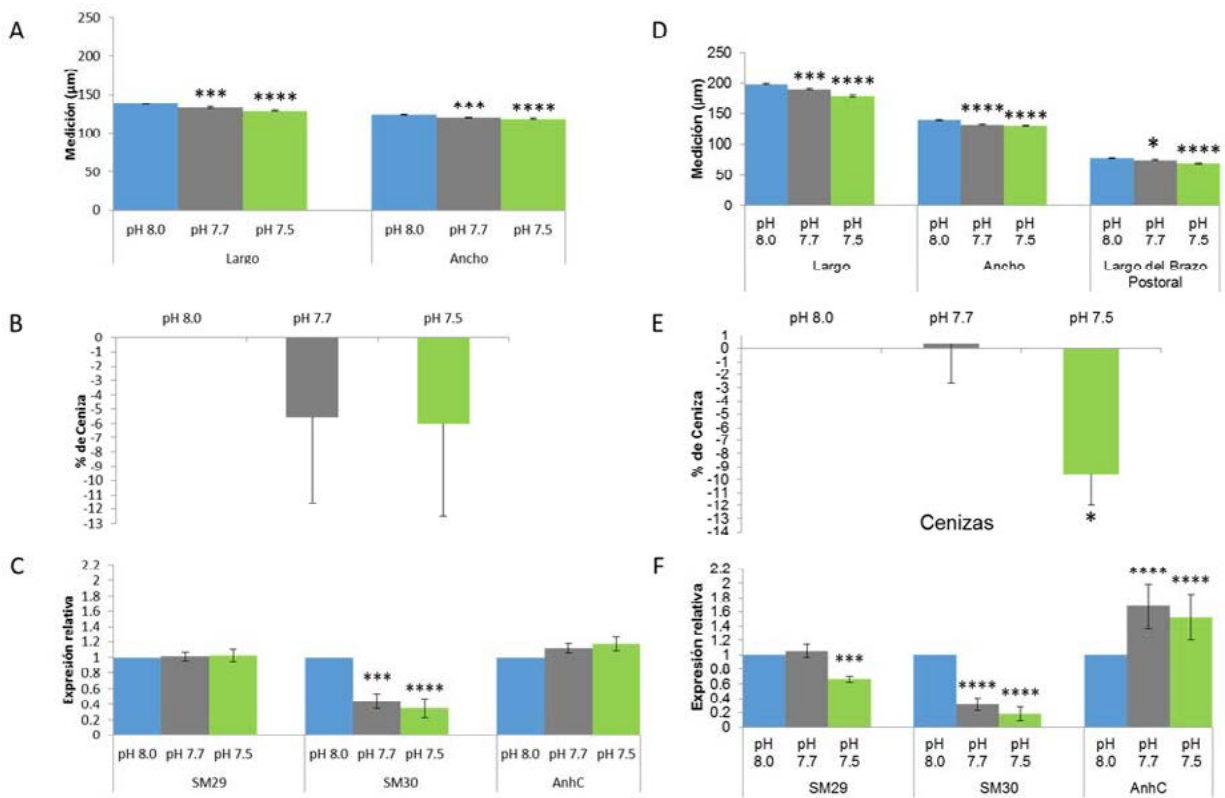


Figura 1. Resultados en gástrulas y larvas equinopluteus de cuatro brazos de erizos morados *Strongylocentrotus purpuratus* cultivadas en pH reducido. En las dos etapas larvales se hicieron análisis morfométricos (panel A y D), de cenizas totales o material calcificado (panel B y E) y de expresión de los genes SM29, SM30 y Anhidrasa Carbónica (panel C y F).

* = $p \leq 0.05$, *** = $p \leq 0.001$, **** = $p \leq 0.0001$.

Al analizar el contenido de cenizas en gástrulas y larvas equinopluteus de cuatro brazos (en pH 7.5), se observó una disminución en el contenido de material calcificado (Figura 1-B y E). La reducción en el material calcificado encontrado durante este estudio concuerda con lo reportado para otras especies de larvas de equinodermos cultivadas en condiciones de pH reducido, como *Tripneustes gratilla*, *Evechinus chloroticus* y *Pseudochinus huttoni*. En larvas de *Arachnoides placenta* o *Paracentrotus lividus* no se

encontraron diferencias significativas en la calcificación y concuerda con los resultados obtenidos en gástrulas y en larvas de cuatro brazos en pH 7.7. Durante este trabajo se encontró que las larvas de cuatro brazos cultivadas a pH 7.7 presentaron un aumento en el porcentaje de material calcificado. Es posible que a este pH la calcificación en larvas de cuatro brazos se vea estimulada para mantener una tasa de calcificación similar a la de larvas en pH 8.0. Martin *et al.* (2011) sugiere que la tasa de calcificación en los organismos es dependiente del tamaño del organismo y del estadio de desarrollo. En gástrula se encontró una disminución en la expresión relativa de SM30 en menos del 50% en pH 7.7 y, en larvas de cuatro brazos una disminución en expresión en un 81% en comparación con el control pH 8.0 (Figura 1C y 1F). En larvas de cuatro brazos cultivadas en condiciones de pH 7.7 y 7.5, este gen presentó una disminución estadísticamente significativa en su expresión. Es probable que el decremento de pH en el medio modifique la ruta metabólica que controla la expresión de este gen. Los resultados obtenidos en el presente estudio en relación a la expresión de SM30 no son coincidentes con previos estudios, donde se ha reportado un aumento en su expresión en gástrulas de *S. purpuratus*. El gen de AC no mostró un aumento en su expresión en gástrulas. Sin embargo, esto contrasta con lo encontrado por Stumpp *et al.* (2011) en larvas de *S. purpuratus*, donde el pH reducido no modificó la expresión del gen. El incremento en la expresión del gen AC en ambas condiciones experimentales sugiere que el organismo trata de compensar la pérdida de material calcificado a causa de la reducción de pH, al aumentar la concentración de carbonato disponible en la célula. Al haber un aumento en la expresión del gen AC se esperaría una mayor actividad de esta enzima y por lo tanto, un mayor contenido de material calcificado por el aumento en la concentración de iones de carbonato disponibles en la célula.

Conclusiones

La reducción del pH en el agua de mar, bajo condiciones de laboratorio, no genera cambios en la sobrevivencia de larvas de *S. purpuratus* tras 4 d postfertilización.

El pH reducido modifica los patrones de crecimiento de los organismos y cambia los patrones de la expresión genética de los genes SM29, SM30 y Anhidrasa Carbónica, de manera dependiente con el estadio de desarrollo larval. Además, el pH reducido disminuye el material calcificado en larvas equinopluteus de cuatro brazos cuando se cultivan a pH 7.5.

Tanto la disminución en tamaño corporal como la disminución en calcificación, pueden comprometer el desempeño de la larva en la columna de agua e incrementar las probabilidades de su depredación. Las condiciones de acidificación probablemente funcionen como un factor más de los procesos de selección natural.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Programa para el Desarrollo Profesional Docente (PRODEP) por el apoyo NTPC a Tatiana N. Olivares Bañuelos y, a CONACyT por beca número 385235 a Eduardo Damián Moreno Sánchez para sus estudios de maestría. Además agradecen al Dr. Francisco Correa del IIO – UABC por las facilidades del laboratorio de Genética y al Dr. Enrique Valenzuela y laboratorio de Producción de Microglas del IIO – UABC por proporcionar alimento vivo para el cultivo de larvas.

Literatura citada

- Caldeira, K. and M. E. Wickett. 2005. Ocean model predictions of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean. *Journal of Geophysical Research* 110.
- 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* 1:169–192.
- Duggins, D. O. 1981. Sea urchins and kelp: The effects of short term changes in urchin diet. *Limnology and Oceanography* 26:391–394.
- Dupont, S., O. Ortega-Martínez and M. Thorndyke. 2010. Impact of near-future ocean acidification on echinoderms. *Ecotoxicology* 19:449–



- Evans, T. G., F. Chan, B. A. Menge and G. E. Hofmann. 2013. Transcriptomic responses to ocean acidification in larval sea urchins from a naturally variable pH environment. *Molecular Ecology* 22:1609–25.
- Hernández-Ayón, J. M., S. L. Belli, A. Zirino. 1999. pH, alkalinity and total CO₂ in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Analytica Chimica Acta* 394:101–108.
- Hofmann, G. E., J. E. Smith, K. S. Johnson, U. Send, L. A. Levin and F. M. 2011. High-frequency dynamics of ocean pH: a multi-ecosystem comparison. *PLoS ONE* 6:e28983.
- Kroeker, K. J., R. L. Kordas, R. Crim, I. E. Hendriks, L. Ramajo, G. S. Singh, C. M. Duarte and J. -P. Gattuso. 2013. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. *Global Change Biology* 19:1884–1896.
- Oliva-Méndez, N. L. 2012. Evaluación del estado de saturación de aragonita en las costas de Baja California, México. Tesis. Facultad de Ciencias Marinas/Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC). Baja California, México.
- Orr, J. C., V. J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S. C. Doney, R. A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos and R. : Key. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437:681–686.
- Padilla-Gamiño, J. L., M. W. Kelly and G. E. Hofmann. 2013. Temperature and CO₂ additively regulate physiology, morphology and genomic responses of larval sea urchins, *Strongylocentrotus purpuratus*. *Proceeding Biological Sciences Journal* 280:20130155.
- Pan, T. -C. F., S. L. Applebaum and D. T. Manahan. 2015. Experimental ocean acidification alters the allocation of metabolic energy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112:4696–4701.
- Pennington, J. T. and R. R. Strathmann. 1990. Consequences of the Calcite Skeletons of Planktonic Echinoderm Larvae for Orientation, Swimming, and Shape. *Biological Bulletin* 179:121–133.
- Raven, J. and K. Caldeira. 2005. Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide. *Royal Society*
- Raz, S., P.C. Hamilton, F. H. Wilt, S. Weinerr and L. Addadi. 2003. The transient phase of amorphous calcium carbonate in sea urchin larval spicules: The involvement of proteins and magnesium ions in its formation and stabilization. *Advanced Functional Materials* 13:480–486.
- Sagarin, R. D. and S. D. Gaines. 2002. Geographical abundance distributions of coastal invertebrates: Using one-dimensional ranges to test biogeographic hypotheses. *Journal of Biogeography* 29:985–997.
- Smith, M. M., L. C. Smith, R. A. Cameron and L. A. Urry. 2008. The larval stages of the sea urchin, *Strongylocentrotus purpuratus*. *Journal of Morphology* 269:713–733.
- Wilt, F., C. E. Killian, L. Croker and P. Hamilton. 2013. SM30 protein function during sea urchin larval spicule formation. *Journal of Structural Biology* 183:199–204.
- Wolf-Gladrow, D. A., R. E. Zeebe, C. Klaas, A. Körtzinger and A. G. Dickson. 2007. Total alkalinity: the explicit conservative expression and its application to biogeochemical processes. *Marine Chemistry* 106:287–300.

4.44 Variabilidad y efectos antropogénicos en el pH de tres lagunas costeras en San Diego

Lorda Julio^{1,3}; Abadía-Cardoso Alicia²; Almeida Monica³; Beas-Luna Rodrigo²; Boudreau Danielle³; Bellringer Holly³; Cordrey Michelle³; Goodrich Kristen³; McCullough Justin³ y Crooks Jeff³

¹Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California.

³Tijuana River National Estuarine Research Reserve. 301 Caspian Way, CP 91932, Imperial Beach California, USA.

Autor para correspondencia: jlorda@uabc.edu.mx

Resumen

La concentración de CO₂ atmosférico recientemente alcanzó un nuevo máximo de 410 partes por millón en los últimos 400 000 años. Uno de los efectos de las altas concentraciones de CO₂ en la atmósfera es la acidificación del océano, la cual tiene efectos negativos sobre una gran variedad de organismos marinos. Además de estos procesos atmosféricos, el pH en sistemas semicerrados como las lagunas costeras, es afectado por factores biológicos locales. En este estudio se presenta la variabilidad en el pH y su relación con la temperatura del agua en tres laguna costeras del condado de San Diego. Estas lagunas costeras a pesar de encontrarse geográficamente cerca, tienen diferentes características geomorfológicas y diferentes presiones antropogénicas. Los resultados obtenidos sugieren que los efectos del cambio climático también podrían ser diferentes en estas lagunas costeras.

Palabras clave: *Tijuana River Estuary; Los Peñasquitos Lagoon; South San Diego Bay; eutrofización; cambio climático.*

Abstract

The atmospheric CO₂ concentration recently reach a new maximum of 410 parts per million in the last 400 000 years. One of the effects of the high concentrations of atmospheric CO₂ is the acidification of the ocean, which has negative effects on many marine organisms. The pH in semi-closed systems like coastal lagoons is not solely affected by atmospheric processes but also from local biological processes. Here present the variability on pH and its relationship with the water temperature in three coastal lagoons in San Diego County. These coastal lagoons have different geo-morphological characteristics as well as different anthropogenic pressures even though they are geographically close. The results present in here suggest the effects of climate change could be different in these coastal lagoons.

Key words: *Tijuana River Estuary; Los Peñasquitos Lagoon; South San Diego Bay; eutrophication; climate change.*

Introducción

Las lagunas costeras son ecosistemas complejos donde una gran cantidad de variables físico-químicas interactúan y determinan la función de estos ecosistemas. Las lagunas costeras han sido muy importantes históricamente para las asentamiento humanos ya que brindan una gran variedad de servicios ecosistémicos, incluidos recientemente la captura y almacenamiento de carbono y sedimentos que pueden

mitigar y amortiguar algunos efectos del cambio climático (Callaway *et al.*, 2012; Chmura *et al.*, 2003; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) tiene un sistema de 29 reservas de investigación estuarinas a lo largo de las costa este y oeste de los Estados Unidos de América. Una de las funciones de estas reservas es llevar a cabo monitoreos biológicos y fisicoquímicos. Tijuana River National Estuarine Research Reserve (TRNERR) es una de estas reservas. TRNERR se encuentra en la Bioregión del Sur de California que abarca desde Punta Concepción, en Santa Bárbara, California, hasta Bahía San Quintín, Baja California. TRNERR ha monitoreado por varios años las lagunas costeras de Los Peñasquitos (LPL), South San Diego Bay (SSDB) y el Tijuana River Estuary (TRE).

En este estudio se presenta la variabilidad y diferencias del pH en estas tres lagunas costeras. Estos datos preliminares sugieren que los efectos del incremento en la temperatura y la concentración de CO₂ en la atmósfera podrían ser diferentes en estas lagunas costeras, debido en parte a factores antropogénicos a pesar de su cercanía geográfica.

Metodología

Sitios de Muestreo

Los esteros o lagunas costeras son sistemas variables que experimentan un mayor rango de condiciones fisico-químicas que el mar abierto (Hoffman *et al.*, 2011). Esta variabilidad es parcialmente debida a la diferencias entre los sistemas incluyendo la conexión entre el mar y las lagunas costeras (Jacobs *et al.*, 2010). Se muestran datos de monitores a largo tiempo de tres lagunas costeras con diferentes niveles de apertura intermareal. South San Diego Bay (SSDB: 32°35'45.42" N, 117°7'5.46" W) con una conexión intermareal permanente, Tijuana River Estuary (TJE: 32°34'6.07" N, 117°7'52.54" W) con una conexión intermareal truncada y Los Peñasquitos Lagoon (LPL: 32°56'2.04" N, 117°15'25.05" W) con una conexión intermareal intermitente que periódicamente se abre y se cierra.

Monitoreos

Estos monitoreos fueron llevados a cabo utilizando la metodología y especificaciones del plan de monitoreo de las reservas de investigación (SWMP por sus siglas en inglés) (National Estuarine Research Resrves, 2011). Los datos son recabados cada 15-30 min con sondas YSI y EXO con múltiples sensores. Las sondas se encuentran sujetas a estructuras permanentes como muelles o postes. Los monitoreos en cada una de las lagunas empezó en diferentes años, con SSDB con 7 años de monitoreo, LPL con 12 y TRE con 16. Los análisis de datos y gráficas fueron realizados con los programas R (paquete SWMPPr-R) y JMP.

Resultados y Discusión

En la Figura 1 se observa la variabilidad del pH en las lagunas costeras, comparados con datos de la boya CC2 (34°19'26.4" N, 120°48'50.4" W), que es parte de la red de observación global la acidificación del océano (GOA-ON, por sus siglas en inglés). El pH en las lagunas costeras fue en promedio 0.5 más bajo y un orden de magnitud más variable que el mar abierto durante el año de 2015.

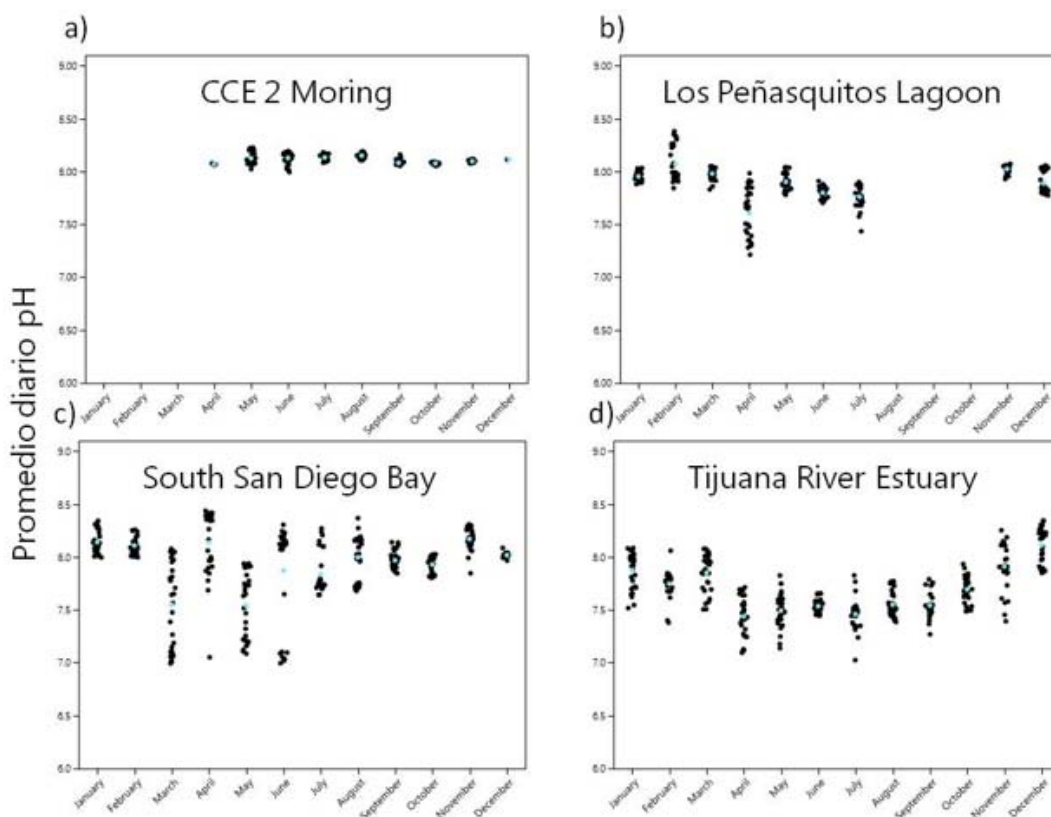


Figura 1. Promedios diarios por mes del pH durante el año de 2015 en mar abierto (a) y tres lagunas costeras (b-d) en el condado de San Diego.

También se encontró que el pH está negativamente relacionado con la temperatura en las tres lagunas costeras. En la Figura 2 se muestran las diferencias en pH entre las lagunas y su relación con la temperatura del agua ($F=66.80$, $DF=1$, $P < 0.0001$). La laguna del TRE tiene menor pH que SSDB y LPL ($F=67.65$, $DF=2$, $P < 0.0001$) y una pendiente estadísticamente más pronunciada ($F=9.54$, $DF=2$, $P < 0.0001$) (Modelo Linear General; $F=46.21$, $DF=5$, $P < 0.0001$, $R^2=0.35$).

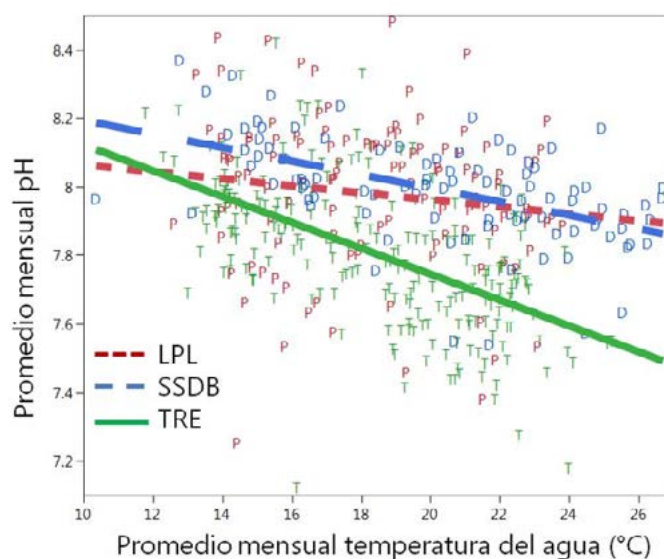


Figura 2. Relación entre los promedios mensuales del pH y temperatura del agua en tres lagunas costeras en el condado de San Diego (rojo, P, línea de trazos cortos= Los Peñasquitos Lagoon; azul, D, línea de trazos largos = South San Diego Bay; verde, T, línea continua = Tijuana River Estuary).

Conclusiones

A pesar de la cercanía geográfica de las tres lagunas costeras, hay una considerable diferencia en las condiciones físico-químicas del agua. Estas diferencias son probablemente debidas a las actividades antropogénicas en las cuencas hidrológicas y las características propias de dichas lagunas. Por ejemplo SSDB es un cuerpo de agua somero y muchas más grande que LPL y TRE, donde el tiempo de recambio del agua es más extenso, por lo cual en promedio la temperatura es alrededor de 2 °C mayor que LPL y TRE. El pH más bajo en TRE es probablemente debido a la eutrofización del sistema por el excesivo ingreso de agua negras de la ciudad de Tijuana.

La relación entre el pH y la temperatura en estas lagunas costeras muestra la importancia que los procesos biológicos, como el metabolismo bacteriano, tienen en las condiciones locales (Kapsenberg y Hofmann, 2016).

Las diferencias en las condiciones físico-químicas del agua en las lagunas costeras, a pesar de su cercanía geográfica, sugieren que los efectos del cambio climático, incrementos en CO₂ y temperatura (Kroeker *et al.*, 2013; Mathesius *et al.*, 2015), podrían ser diferentes. Sobre todo si estas diferencias son mayores a la capacidad de adaptación local de los organismos (Hofmann *et al.*, 2014; Vargas *et al.*, 2017).

En investigaciones próximas examinarán los datos de monitoreos biológicos en estos sistemas, como la concentración de clorofila en la columna de agua y su relación con el pH, para entender mejor las diferencias entre estas lagunas costeras. También se expandirán los monitoreos a laguna costeras en Baja California para comprender los procesos de las lagunas costeras de la región.

Agradecimientos

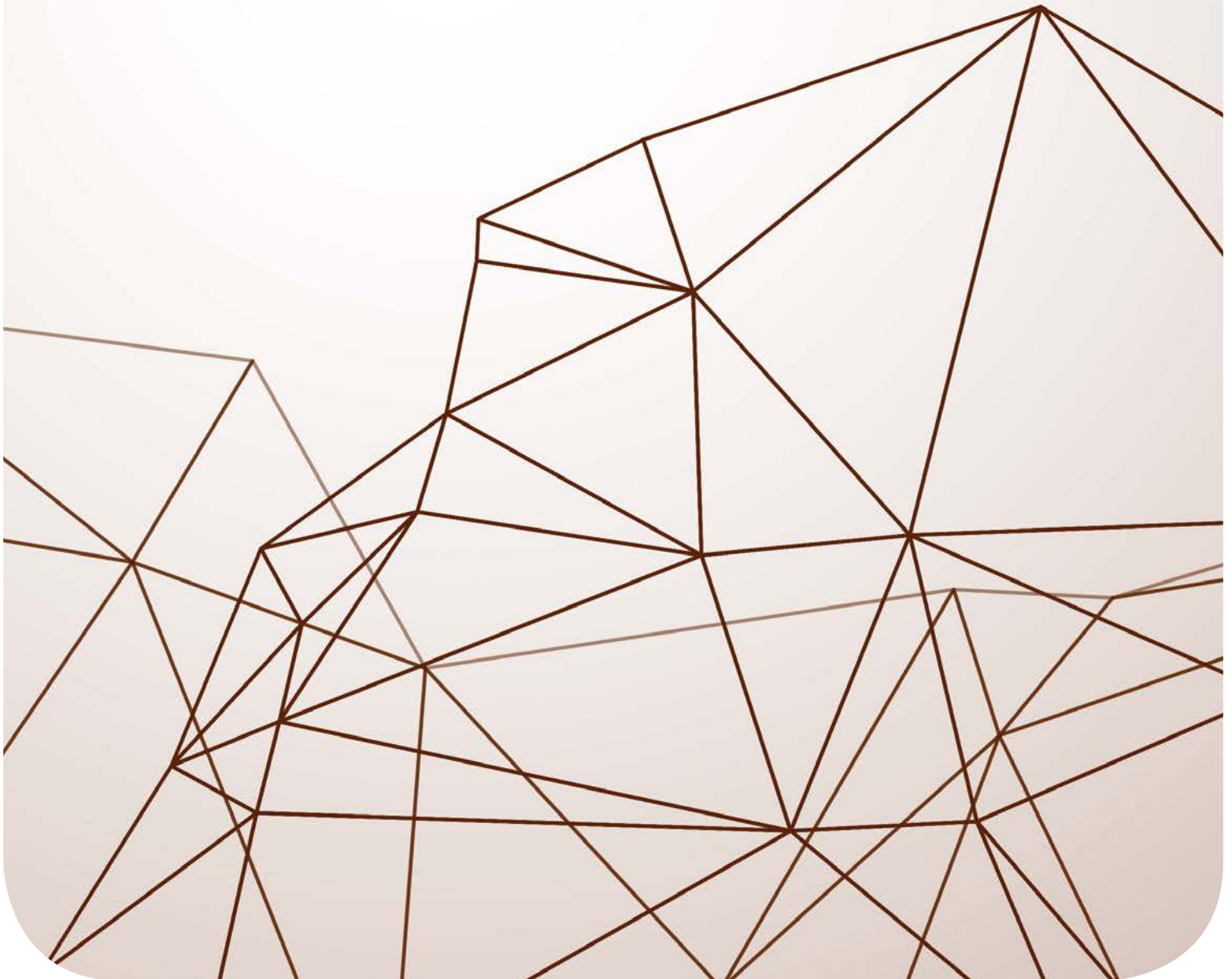
Se agradece a San Diego Foundation por financiar este estudio a través del programa Blasker Rose Miah for Environment (Grant ID # BLSK201564981) y a NOAA por financiar porciones de este proyecto a través de los proyectos TIME (NOAA Grant Number NA09NOS4190153) y CURRV NOAA (Grant Number NA12OAR4310103).

Literatura citada

- Callaway, J. C., E. L. Borgnis, R. E. Turner and C. S. Milan. 2012. Carbon Sequestration and Sediment Accretion in San Francisco Bay Tidal Wetlands. *Estuaries and Coasts* 35:1163–1181 DOI:10.1007/s12237-012-9508-9.
- Chmura, G. L., S. C. Anisfeld, D. R. Cahoon and J. C. Lynch. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17 DOI:10.1029/2002GB001917.
- Hofmann, G. E., T. G. Evans, M. W. Kelly, J. L. Padilla-Gamiño, C. A. Blanchette, L. Washburn, F. Chan, M. A. McManus, B. A. Menge, B. Gaylord, T. M. Hill, E. Sanford, M. Lavigne, J. M. Rose, L. Kapsenberg and J. M. Dutton. 2014. Exploring local adaptation and the ocean acidification seascape and andash; Studies in the California Current Large Marine Ecosystem. *Biogeosciences* 11:1053–1064 DOI:10.5194/bg-11-1053-2014.
- Jacobs, D., E. D. Stein and T. Longcore. 2010. Classification of California Estuaries Based on Natural Closure Patterns: Templates for Restoration and Management. Technical Report 619. 55 p.
- Kapsenberg, L. and G. E. Hofmann. 2016. Ocean pH time-series and drivers of variability along the northern Channel Islands, California, USA. *Limnology and Oceanography* 61:953–968 DOI:10.1002/lno.10264.
- Kroeker, K. J., R. L. Kordas, R. Crim, I. E. Hendriks, L. Ramajo, G. S. Singh, C. M. Duarte and J. P. Gattuso. 2013. Impacts of ocean acidification on marine organisms: Quantifying sensitivities and interaction with warming. *Global Change Biology* 19:1884–1896.
- Mathesius, S., M. Hofmann, K. Caldeira and H. J. Schellnhuber. 2015. Long-term response of oceans to CO₂ removal from the atmosphere. *Nature Climate Change* 5:1–8 DOI:10.1038/nclimate2729.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, D. C., USA.
- National Estuarine Research Resrves. 2011. System-wide monitoring program plan. Silver Spring.
- Vargas, C. A., N. A. Lagos, M. A. Lardies, C. Duarte, P. H. Manríquez, V. M. Aguilera, B. Broitman, S. Widdicombe and S. Dupont. 2017. Species-specific responses to ocean acidification should account for local adaptation and adaptive plasticity. *Nature Ecology & Evolution* 1(84): DOI:10.1038/s41559-017-0084.

5

Ecosistemas Terrestres



5.1 Ecuaciones alométricas preliminares para la estimación de biomasa subterránea en *Pinus patula*

Medrano-Meraz Frinet¹; López-López Miguel A.¹; De Jong Bernardus H. J.²; Ángeles-Pérez Gregorio¹ y Cruz-Cobos Francisco³

¹Posgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

²Departamento de Ciencias en la Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur. Avenida Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial Lerma, CP. 24500, Campeche, Campeche, México.

³Programa en Desarrollo Forestal Sustentable, Instituto Tecnológico del Salto. Mesa del Tecnológico S/N, CP 34942, El Salto, Durango, México.

Autor para correspondencia: medrano.frinet@colpos.mx

Resumen

Los bosques en crecimiento son considerados un importante sumidero de carbono; éstos presentan gran variabilidad en cuanto a capacidad de fijación. Para conocer dicha capacidad es necesario hacer determinaciones de biomasa y contenido de carbono en los componentes tanto aéreos como subterráneos del árbol. Particularmente en la parte subterránea, debido a las dificultades logísticas que representa su determinación, la información existente es escasa. Con el objetivo de generar herramientas para subsanar esta deficiencia, en el presente estudio se desarrollaron ecuaciones alométricas para la estimación de biomasa subterránea en *Pinus patula*. Se seleccionaron y derribaron cuatro árboles de *P. patula* de dimensiones variadas, localizados en sitios diversos. La parte aérea se cuantificó por censo, muestreo o por alometría y se extrajo la totalidad de raíces. Se elaboraron ecuaciones alométricas de biomasa subterránea a nivel de raíz individual y a nivel árbol mediante el ajuste de modelos exponenciales y potenciales en función del diámetro basal y diámetro normal, respectivamente. Los niveles de ajuste indican que las mencionadas variables independientes explican altos porcentajes de la variación de las variables dependientes relacionadas con la biomasa subterránea. La proporción de biomasa subterránea con respecto a la total varió de 11.36% a 16.55% y aumentó al incrementar las dimensiones de los árboles. Se concluye que es posible utilizar relaciones alométricas para estimar los componentes de la biomasa subterránea de *P. patula* en función del diámetro normal de los árboles.

Palabras clave: *alometría; fijación de dióxido de carbono; raíces gruesas; raíces finas.*

Abstract

Standing forests may be seen as important carbon sinks. Such forests, however, display a high variability in their capacity to fix CO₂. If forest CO₂-fixation ability is to be known, determinations of biomass and carbon content have to be done for both aboveground and belowground components of the trees. Available data are scarce, particularly for belowground components of trees especially due to the logistic difficulties their determination imply. In order to generate tools to amend such a scarcity of information, in the present study we developed allometric equations for estimation of belowground *Pinus patula* biomass. Four uneven sized *P. patula* trees were selected at different locations and were felled. Aboveground components were determined by means of a census, sampling or allometry and roots were fully extracted. Individual-root-level, as well as tree-level allometric equations were developed by fitting data to exponential or potential models, as a function of root basal diameter and diameter at breast height, respectively. Square-R values indicate that the abovementioned independent variables explain high proportions of variation in the dependent variables associated to belowground biomass. Ratio of

belowground to total biomass varied from 11.36 to 16.55% and, increased as tree size augmented. We may conclude that it is possible to use allometric relationships to estimate *P. patula* belowground biomass components as a function of tree diameter at breast height.

Key words: *allometry; fixation of carbon dioxide; coarse roots; fine roots.*

Introducción

El Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) define cambio climático como una importante variación estadística en el estado del clima o en su variabilidad, que persiste durante un periodo prolongado.

Las actividades humanas son consideradas la principal causa de cambios en el clima; por la quema de combustibles fósiles como petróleo, carbón y gas natural, particularmente, pero no exclusiva, para la producción de cemento y para el transporte en los países industrializados. Aunado a ello, actividades como el cambio de uso de suelo y la deforestación también contribuyen de manera muy importante a la producción de gases de efecto invernadero. De los gases generados y liberados a la atmósfera, el dióxido de carbono es considerado el más susceptible a cambios en su concentración por las actividades humanas (Brown y Lugo, 1992; Putman *et al.*, 2016).

Los bosques desempeñan un papel fundamental en el ciclo global del carbono y son considerados un reservorio de gran importancia en función de su eficiencia fotosintética y crecimiento (Sanquetta *et al.*, 2001). Se estima que en total los bosques almacenan 2.4 Pg de carbono por año (Pan *et al.*, 2011). Sin embargo la capacidad de fijación de carbono para cada especie es diferente, por lo que son necesarias determinaciones de biomasa y carbono para cada una de ellas en sus diferentes componentes.

Mediante ecuaciones alométricas es posible conocer montos y tasas de fijación de carbono en los bosques, tanto para la parte aérea como para la masa subterránea (Méndez-González *et al.*, 2011). Sin embargo, en la mayoría de estudios no se incluye el componente subterráneo debido principalmente a las dificultades metodológicas que presenta y que resultan en un proceso lento y costoso (Sanquetta *et al.*, 2001; Gárate y Blanco 2013).

El objetivo del presente estudio es generar ecuaciones alométricas, para la estimación de biomasa subterránea en plantaciones de *Pinus patula*, especie de importancia ecológica y económica.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en sitios en donde *P. patula* se distribuye naturalmente y en plantaciones, con la finalidad de cubrir las diferentes condiciones en donde la especie se desarrolla. *P. patula* se localiza sobre las formaciones montañosas de la Sierra Madre Oriental y Eje Volcánico. Se distribuye en los estados de Nuevo León, Puebla, Tamaulipas, Veracruz, Oaxaca, Hidalgo, Querétaro, Distrito Federal y Tlaxcala (Vela, 1980). En Puebla, Hidalgo y Veracruz, se encuentran las poblaciones más abundantes y, por esta razón, son los estados considerados para realizar el estudio (Figura 1).

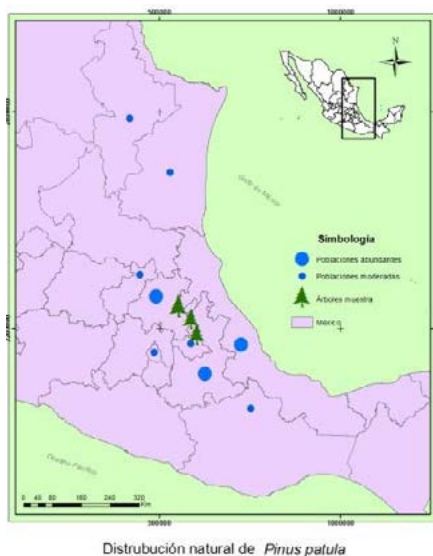


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

El proyecto de investigación contempla dos enfoques: elaborar ecuaciones para estimar biomasa subterránea a nivel árbol y ecuaciones para estimar biomasa de raíces individuales.

Para la elaboración de las ecuaciones alométricas a nivel árbol, la base de datos resultó de un muestreo dirigido que consistió en cuatro árboles de *P. patula* de diferentes dimensiones. Las variables medidas en cada uno de los árboles son: diámetro normal, diámetro de copa, altura total, biomasa de raíces gruesas (diámetro basal >2 mm) y finas (diámetro <2 mm) y biomasa de fuste, ramas y follaje. Las biomasa de la parte aérea han sido determinadas por censo en los árboles pequeños (menores a 10 cm de diámetro a la altura del pecho [DAP]); por muestreo de los componentes aéreos en el caso del árbol mediano (16.4 cm de DAP) y estimadas mediante ecuaciones alométricas en el caso del árbol grande (46.5 cm de DAP).

La biomasa de raíces fue determinada, en todos los árboles, mediante censo, extrayendo la totalidad de raíces gruesas y finas en forma totalmente manual, utilizando herramientas de jardinería.

En laboratorio el total de raíces fue secado hasta obtener su peso constante, en una estufa de circulación forzada, a 70 °C para la obtención de su biomasa o peso seco.

En los casos en que se realizó muestreo para el componente aéreo, se obtuvo su peso seco por compartimento (fuste, ramas y follaje) y total, mediante la Ecuación 1.

$$PS\ CPMTO = \frac{PHCMTO * (100 - CHPROM)}{100} \quad (1)$$

donde, *PS CPMTO* representa el peso seco por compartimento (kg), *PHCMTO* es el peso húmedo del compartimento (kg) y *CHPROM* es el contenido de humedad promedio de la muestra (%).

Para la elaboración de las ecuaciones para la estimación de biomasa de raíces individuales se siguió el mismo procedimiento, para este enfoque, se cuenta actualmente con una base de datos de 27 raíces de diámetro basal variable.

En el análisis estadístico se probaron distintos modelos, que se parametrizaron en función del diámetro normal, diámetro de copa y altura total para ecuaciones a nivel árbol. Las ecuaciones a nivel de raíz individual se definieron en función del diámetro basal.

Resultados y Discusión

Ecuaciones para estimación de biomasa de raíces individuales

En el Cuadro 1 se presentan las principales variables descriptivas de un total de 27 raíces cuyos diámetros basales varían de 6.82 hasta 113 mm. La variable que presentó la mayor variabilidad fue la biomasa total de raíces ($s=1694.63$), seguida por la biomasa de raíces gruesas (1670.57). La variable biomasa de raíces primarias finas presentó la menor variabilidad debido a que es un tipo de biomasa poco frecuente en los árboles. De hecho, sólo cuatro de las 27 raíces que se extrajeron presentaron raíces de este tipo.

Cuadro 1. Principales variables descriptivas de raíces individuales.

| Variable | N | Promedio | Desviación Estándar | Mínimo | Máximo |
|---|----|-------------|---------------------|-----------|-------------|
| Diámetro basal (DB) | 27 | 38.59 (mm) | 30.29 | 6.82 (mm) | 113.00 (mm) |
| Longitud (Long) | 25 | 454.21 (cm) | 268.13 | 72.5 (cm) | 1183 (cm) |
| Biomasa de raíces gruesas (BRG) | 27 | 916.2 (g) | 1670.57 | 10.31 (g) | 5868 (g) |
| Biomasa de raíces finas (BRF) | 27 | 21.09 (g) | 25.77 | 0.94 (g) | 116 (g) |
| Biomasa total de raíces (BTR) | 27 | 937.3 (g) | 1694.63 | 12.16 (g) | 5984 (g) |
| Biomasa de raíces primarias gruesas (RPG) | 21 | 600.2 (g) | 891.26 | 7.3 (g) | 3038 (g) |
| Biomasa de raíces secundarias gruesas (RSG) | 21 | 192.94 (g) | 350.35 | 2 (g) | 1255 (g) |
| Biomasa de raíces terciarias gruesas (RTG) | 14 | 145.65 (g) | 454.28 | 0.16 (g) | 1721 (g) |
| Biomasa de raíces primarias finas (RPF) | 4 | 2.08 (g) | 1.26 | 0.33 (g) | 3 (g) |
| Biomasa de raíces secundarias finas (RSF) | 21 | 7.65 (g) | 5.01 | 1 (g) | 19 (g) |
| Biomasa de raíces terciarias finas (RTF) | 20 | 15.87 (g) | 25.06 | 0.2 (g) | 110 (g) |

N: número de observaciones.

Los modelos a los que mejor se ajustaron los datos son el exponencial y el potencial (Cuadro 2). En el caso de las raíces primarias finas (RPF), no fue posible ajustar los datos a un modelo, debido a que este tipo de raíces fueron escasas. Los demás modelos resultaron significativos ($\alpha < 0.05$) y presentaron coeficientes de determinación (R^2) mayores a 0.8 con excepción de la ecuación de RSF.

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas ajustadas para la estimación de biomasa de raíz, a nivel de raíz individual.

| Variable dependiente | Ecuación | R^2 | P>F | N |
|----------------------|---------------------------|-------|--------|----|
| BTR | $BTR=17.503e^{0.0612*DB}$ | 0.89 | 0.0001 | 27 |
| BRG | $BRG=15.247e^{0.0626*DB}$ | 0.89 | 0.0001 | 27 |
| BRF | $BRF=0.0626DB^{1.528}$ | 0.86 | | 27 |
| RPG | $RPG=15.086e^{0.0606*DB}$ | 0.9 | 0.0001 | 21 |
| RSG | $RSG=2.3167e^{0.069*DB}$ | 0.89 | 0.0001 | 21 |
| RTG | $RTG=0.0514e^{0.096*DB}$ | 0.8 | 0.0001 | 14 |
| RPF | --- | --- | --- | 4 |
| RSF | $RSF=0.3014DB^{0.8541}$ | 0.55 | | 21 |
| RTF | $RTF=0.9826e^{0.0461*DB}$ | 0.8 | 0.0001 | 20 |

R^2 : coeficiente de determinación ajustado; N: número de observaciones; P>F: significancia.

En general, las biomásas de mayor variabilidad, como son la total y las de raíces gruesas se ajustaron al modelo exponencial, mientras que las de raíces finas, con excepción de las raíces terciarias, se ajustaron al modelo potencial (Cuadro 2).

Biomasa subterránea a nivel árbol

De acuerdo con el Cuadro 3, las proporciones de biomasa subterránea con respecto a la biomasa total de los árboles, al parecer dependen de la especie. En *Vochysia guatemalensis* Donell-Smithii, la biomasa subterránea representó 18.6% de la biomasa total (Fonseca *et al.*, 2012), siendo ese valor superior al encontrado en el presente estudio.

Cuadro 3. Biomasa de los componentes subterráneo, aéreo y sus proporciones en árboles de *Pinus patula* de dimensiones variables.

| DAP (cm) | BS (Kg) | BA(Kg) | BT (Kg) | BS (%) | BA (%) |
|----------|---------|--------|---------|--------|--------|
| 16.4 | 13.13 | 85.23 | 98.37 | 13.35 | 86.64 |
| 46.7 | 196.41 | 990.43 | 1186.84 | 16.55 | 83.45 |
| 1.5 | 0.05 | 0.39 | 0.44 | 11.36 | 88.64 |
| 9.0 | 3.18 | 16.20 | 19.38 | 16.41 | 83.59 |

DAP: Diámetro a la altura del pecho; BS: Biomasa subterránea; BA: Biomasa aérea; BT: Biomasa total.

De acuerdo con la Figura 3, la proporción de biomasa subterránea con respecto a la biomasa total en árboles de *P. patula*, aumenta conforme incrementa el DAP. Este comportamiento es contrario al determinado por Peichl y Arain (2007), quienes encontraron que el cociente raíz/parte aérea disminuyó al aumentar la edad de rodales de *Pinus strobus* L. en Canadá. Sin embargo, el comportamiento de la proporción de biomasa subterránea encontrado en el presente estudio (Figura 2) es congruente con el descrito por Schlesinger (1997) para el caso de rodales de *Abies amabilis* Douglas ex J. Forbes.

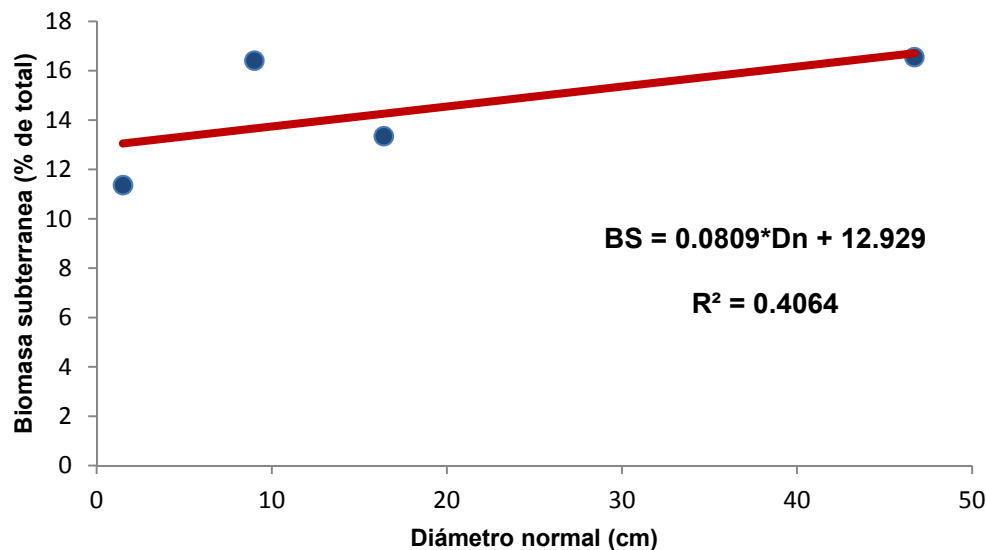


Figura 2. Comportamiento de la proporción de biomasa subterránea con respecto a la biomasa total en árboles de *Pinus patula* de diversas dimensiones.

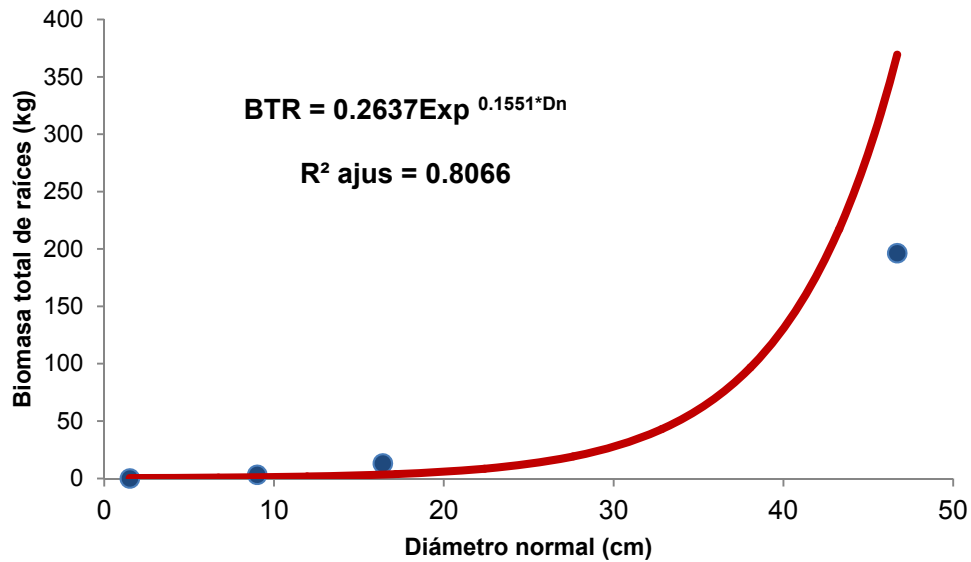


Figura 3. Ecuación alométrica para la estimación de biomasa subterránea total a nivel árbol.

En el Cuadro 3 se presentan las ecuaciones alométricas a nivel árbol para los diferentes componentes de la biomasa de raíces, en función del DAP, así como sus respectivos coeficientes de determinación (R^2). Las variables dependientes se ajustaron mejor al modelo exponencial, indicando que en general, al aumentar el tamaño de los árboles, incrementa la tasa de acumulación de biomasa en los componentes subterráneos, excepto en RPF, en cuyo caso disminuye la biomasa, lo que denota que este tipo de raíces finas, las cuales emergen directamente del brote central del árbol, dejan de generarse conforme el árbol envejece.

Cuadro 3. Ecuaciones alométricas para la estimación de biomasa subterránea a nivel árbol.

| Variable dependiente | Ecuación | R^2 | P>F | N |
|----------------------|---------------------------------|-------|--------|---|
| RPG | $RPG=0.053e^{0.1638 \cdot Dn}$ | 0.81 | 0.0001 | 4 |
| RSG | $RSG=0.0042e^{0.2100 \cdot Dn}$ | 0.77 | 0.0001 | 4 |
| RTG | $RTG=0.0007e^{0.1947 \cdot Dn}$ | 0.71 | 0.0001 | 4 |
| RPF | $RPF=0.0118e^{-0.015 \cdot Dn}$ | 0.46 | 0.0001 | 4 |
| RSF | $RSF=0.0357e^{0.0276 \cdot Dn}$ | 0.06 | 0.0001 | 4 |
| RTF | $RTF=0.0026e^{0.1339 \cdot Dn}$ | 0.86 | 0.0001 | 4 |

N: número de observaciones.

Aun cuando el presente estudio es preliminar, es posible detectar que la mayoría de componentes de la biomasa subterránea guardan relación con el DAP de los árboles, lo que permite utilizar esta última variable, la cual es fácil de medir, para estimar los mencionados componentes subterráneos, especialmente RPG, RSG, RTG, BTR y RTF. La variación del diámetro normal explica solamente 6.8% de la variabilidad de la biomasa de raíces secundarias finas (RSF, Cuadro 3). Es probable que la inclusión de más árboles en el modelo, mejore el ajuste de esta variable a algún modelo matemático.

En general la biomasa de las raíces que son más comunes (RPG y RTF) presentan mayor dependencia con respecto al DAP, mientras que las menos comunes (RPF y RSF) presentan la menor dependencia (Cuadro 3).

Conclusiones

El ajuste de las ecuaciones exponenciales principalmente y potenciales para los datos de raíces individuales y a nivel árbol es adecuado, utilizando como variable independiente diámetro basal y diámetro normal, respectivamente. De acuerdo a la significancia y R^2 presentada en el ajuste de las ecuaciones, es posible estimar la biomasa subterránea tanto por componente como la biomasa subterránea total. Sin embargo se necesita un mayor número de árboles para mejorar las estimaciones en las ecuaciones de biomasa.

La proporción de biomasa subterránea de *Pinus patula* aumenta conforme incrementa el tamaño de los árboles. Sin embargo, la biomasa de raíces primarias finas disminuye conforme aumenta el tamaño de los árboles.

Agradecimientos

Al Colegio de Postgraduados, en especial al Postgrado en Ciencias Forestales; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico y un agradecimiento especial a todas las personas involucradas en la exhaustiva toma de datos.

Literatura citada

- Brown, S. and A. E. Lugo. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17:8-18.
- Fonseca, W., F. E. Alice and J. M. Rey-Benayas. 2012. Carbon accumulation in aboveground and belowground biomass and soil of different age native forest plantations in the humid tropical lowlands of Costa Rica. *New Forests* 43:197 DOI:10.1007/s11056-011-9273-9.
- Gárate, M. y J. A. Blanco. 2013. Importancia de la caracterización de la biomasa de raíces en la simulación de ecosistemas forestales. *Ecosistemas* 22:66-73.
- Méndez-González, J., S. L. Luckie, M. A. Capó y J. A. Nájera. 2011. Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrobus* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia* 45:479-491.
- 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.
- Peichl, M. and M. A. Arain. 2007. Allometric and partitioning of above- and belowground tree biomass in an age-sequence of white pine forests. *Forest Ecology and Management* 253:68-80.
- Putman, W. M., L. Ott, A. Darnenov and A. daSilva. 2016. A global perspective of atmospheric carbon dioxide concentrations. *Parallel Computing* 55:2-8.
- Sanquetta, C. R., L. F. Watzlawick, J. E. Arce y A. A. de Mello. 2001. Ecuaciones de biomasa aérea y subterránea en plantaciones de *Pinus taeda* en el sur del estado de Paraná, Brasil. *En: Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*. Valdivia, Chile. 18-20 de octubre 2001. pp. 1-11.
- Schlesinger, W. 1997. *Biogeochemistry: An analysis of global change*. Academic Press, San Diego. 588 p.
- Vela, G. L. 1980. Contribución a la ecología de *Pinus patula* Schl. et Cham. *Publicación especial No. 19. INIF/SARH*. México. 109 p.



5.2 Pérdida de carbono Orgánico de Suelo por la Conversión de Vegetación Natural a Pastizales, México

Aryal-Deb R.¹; Pinto-Ruiz René²; Gómez-Castro Heriberto²; Guevara-Hernández Francisco²; Venegas-Venegas José A.¹; Gómez de Jesús Adrián¹ y Ley de Coss Alejandro³

¹CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Carretera Ocozacoautla Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas.

²Cuerpo Académico de Agroforestería Pecuaria, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas.

³Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad Autónoma de Chiapas. Entronque carretera Costera y estación Huehuetán Km 1 CP 30660, Huehuetan, Chiapas.

Autor para correspondencia: drajar@conacyt.mx

Resumen

La conversión de vegetación natural a pastizales, es una de las fuentes importantes de emisión de gases de efecto invernadero. Estas conversiones conllevan el cambio en el almacenamiento de carbono orgánico de suelo (COS). Existen diferentes perspectivas sobre el cambio de COS en el mundo por esa conversión. En México hace falta una síntesis de los estudios realizados en diferentes regiones. En este estudio, se revisó y analizó la literatura publicada sobre la diferencia o cambio en el almacenamiento de COS entre los ecosistemas naturales y pastizales de diferentes edades (tiempo después de la conversión de vegetación natural a pastizales). Se encontraron grandes variaciones en las profundidades que reportan COS. La síntesis demuestra un promedio general de $32.6 \pm 3.6\%$ de pérdida de COS, cuando una vegetación natural se convierte a pastizal. Se demostró que el reservorio de COS en pastizales sigue disminuyendo con el tiempo, con un promedio anual de $1.6 \pm 0.9\%$ de la cantidad original de COS en la vegetación natural. La relación inversa entre la edad de pastizal y tasa anual de pérdida de COS indica que la pérdida es mayor en edades tempranas después de la conversión. Esto demuestra que los productores de ganado deben buscar estrategias alternativas para disminuir la pérdida de COS o aumentar el almacenamiento de carbono en pastizales desde un principio. Algunos estudios en Neotrópicos reportan que la incorporación de árboles en diferentes arreglos silvopastoriles puede aumentar hasta 40% de COS, en sistemas de producción ganadera.

Palabras clave: *reservorio de carbono; mitigación de emisiones; sistemas de producción ganadera.*

Abstract

The conversion of natural vegetation to pastureland is one of the important sources of greenhouse gas emissions. Such conversion lead to the change in soil organic carbon (SOC) storage. There are different perspectives on SOC changes related to land use conversion in the world. In Mexico, a synthesis of the studies carried out in different regions is needed. In this study, we reviewed and analyzed the published literature on the difference or change in SOC storage between natural ecosystems and pastures of different ages (time after conversion of natural vegetation to pasture). Large variations were found in the reported depths of SOC. The synthesis showed an average loss of $32.6 \pm 3.6\%$ of SOC, when a natural vegetation is converted to pasture. The results showed that the SOC in grasslands continues to decline over time, with an average annual loss of $1.6 \pm 0.9\%$ of the original amount of SOC. The inverse relationship between pastureland age and annual SOC loss rate indicated that the loss was greater at early ages after conversion. This demonstrates that livestock producers should seek alternative strategies from the beginning to reduce the loss of SOC or increase carbon storage in grasslands. Some studies in

Neotropics report that the incorporation of trees in different silvopastoral arrangements can increase up to 40% of SOC in livestock production systems.

Key words: *carbon pool; emission mitigations; livestock production systems.*

Introducción

El suelo es el más grande reservorio de carbono en los ecosistemas terrestres y tiene una gran capacidad para almacenar carbono orgánico (Lal, 2004). El almacenamiento y el flujo del carbono en el suelo son parte de las emisiones y remociones de gases de efecto invernadero (GEI) del sector uso del suelo y su manejo puede afectar significativamente la concentración atmosférica de bióxido de carbono (Murty *et al.*, 2002). La cantidad de carbono orgánico almacenado en el suelo de un ecosistema depende del equilibrio dinámico de las entradas y pérdidas (Lal, 2004). La entrada de carbono al suelo de los ecosistemas naturales como los bosques maduros se proviene principalmente por el proceso de caída de la hojarasca, la mortalidad de los árboles, la renovación de la raíces y la descomposición de todos los materiales orgánicos (Aryal *et al.*, 2014). La respiración del suelo y el flujo lateral de carbono son los procesos principales de pérdida de carbono en estos ecosistemas (Vargas, 2012).

El tamaño de los reservorios de carbono de los ecosistemas cultivados depende en gran medida de las prácticas de manejo. Se ha reportado que la pérdida de carbono orgánico del suelo (COS) por la conversión de ecosistemas naturales a ecosistemas cultivados alcanza hasta 60-75% en los trópicos (Lal, 2004; Smith *et al.*, 2016). La pérdida de carbono por el cambio en el uso del suelo puede variar con el tipo de ecosistema original y las prácticas de manejo que se les da a los ecosistemas cultivados. La pérdida de COS en los pastizales cultivados o inducidos puede estar asociada a las alteraciones en el flujo de nutrientes derivadas de la variación del cambio en la composición de las especies vegetales, la productividad, la tasa de descomposición de la materia orgánica y mineralización (García-Oliva *et al.*, 1994, Navarrete *et al.*, 2016). El aumento en el almacenamiento de carbono en los ecosistemas cultivados es un importante servicio ambiental que puede ayudar a mitigar el problema de emisiones de gases de efecto invernadero (Ferreiro-Domínguez *et al.*, 2016). Sin embargo, no se ha comprendido ampliamente la magnitud y la dinámica temporal de la pérdida de carbono relacionada con la conversión de las tierras forestales a los pastizales. En este estudio se evaluó el grado de pérdida del COS relacionado con la conversión de los ecosistemas forestales naturales a pastizales para la producción ganadera en México.

Materiales y Métodos

Búsqueda de literatura y recopilación de información relevante

Se realizaron búsquedas de los reportes publicados de investigación científica relacionados con los cambios o diferencias en el almacenamiento de COS por la conversión de bosques u otros ecosistemas naturales a pastizales para la ganadería extensiva en México. Se utilizaron los buscadores como Web of Science, Google Scholar y CONRICYT (Consortio Nacional de Recursos de Información Científica y Tecnológica) para explorar la literatura publicada en revistas arbitradas. Se utilizaron las combinaciones de palabras claves como: cambios en el almacenamiento de carbono, pastizales, ecosistemas forestales y, México para buscar la literatura. El presente estudio consideró los artículos publicados hasta marzo de 2017. No se incluyeron en el análisis los artículos que reportan el almacenamiento de carbono estimado del método de percepción remota sin muestreo en campo.

Cambio en carbono orgánico del suelo

El almacenamiento de COS se reporta normalmente como la cantidad por unidad de área de tierra (Mg C ha^{-1}), pero algunos artículos reportaron COS como fracción de suelo (porcentaje del peso de la muestra). Se utilizaron los datos de densidad aparente y profundidad del suelo para calcular el almacén de COS (Mg C ha^{-1}) utilizando la Ecuación 1.

$$COS (\text{Mg C ha}^{-1}) = DA (P \times 10.000) \times (COSF / 100) \quad (1)$$

donde, DA es la densidad aparente del suelo (g cm^{-3}); P es la profundidad del suelo (m); $Y COSF$ es la fracción de carbono orgánico del suelo (%).

Hubo una gran variación en las profundidades de suelo reportadas, lo que hizo difícil comparar la cantidad de pérdida de stock COS en cantidades (Mg C ha^{-1}) de un estudio al otro. Por lo tanto, se comparó la pérdida en el porcentaje del almacenamiento original de COS en las profundidades correspondientes del suelo. La pérdida media anual de COS se calculó utilizando la Ecuación 2.

$$\text{Pérdida media anual} = \text{Pérdida total de COS (\%)} / \text{edad de pastizal (años)} \quad (2)$$

La pérdida COS se refiere a la diferencia total en el stock del COS entre el ecosistema natural y el pastizal y se expresa como el porcentaje del stock original de la vegetación natural. La edad de los pastizales se refiere a la edad (años) de los pastizales después de la conversión de los bosques u otros ecosistemas nativos.

Análisis de datos

Los artículos que reportaron almacenamiento de carbono y su cambio por la conversión de uso de suelo se clasificaron en cinco ecosistemas principales de México: selvas tropicales secas, selvas tropicales húmedas, bosques de tierras altas, manglares y matorrales tropicales. Se utilizó ANOVA de una vía para comparar las diferencias significativas en la pérdida de COS entre los tipos de ecosistemas naturales que se convirtieron a pastizales. Se realizó la prueba de Wilcoxon para analizar si los valores de pérdida de carbono fueran significativamente diferentes de cero. Se realizaron análisis factoriales multivariados para identificar las relaciones entre la pérdida de COS y otras variables independientes como el stock original de COS en los ecosistemas nativos, la edad de los pastizales (años después de la conversión del bosque) y las profundidades del suelo.

Resultados y Discusión

Se encontró un mayor número de estudios que reportaron cambios en el COS por la conversión de ecosistemas naturales a pastizales en los bosques de las tierras altas (Cuadro 1). La diferencia (pérdida) de COS por la conversión de ecosistemas naturales a pastizales varió de -24.05% a -42.46% del stock original (Cuadro 1). Aunque numéricamente la pérdida fue más alto en los bosques de tierras altas, no se encontraron diferencias significativas en la pérdida de COS (%) entre los ecosistemas naturales. La pérdida media anual de COS varió de -0.97% a -1.89% y no varió significativamente entre los tipos de ecosistemas originales (Cuadro 1). La pérdida de COS por la conversión de manglares a pastizales demostró una alta variación demostrado por el intervalo de confianza (10-61%) indicando la vulnerabilidad de este ecosistema en término de la pérdida de COS.

Cuadro 1. Pérdida (%) de carbono orgánico de suelo (COS) por la conversión de vegetaciones naturales a pastizales en México.

| Ecosistemas originales | N | Promedio de pérdida | 95% IC (-) | 95% IC (+) |
|--------------------------------------|----|---------------------|------------|------------|
| Pérdida (% de COS original) | | | | |
| Selva tropical húmeda | 14 | -27.27 | -45.94 | -8.60 |
| Selva tropical seca | 10 | -24.05 | -42.75 | -5.36 |
| Bosques de tierras altas | 18 | -42.46 | -51.59 | -33.32 |
| Manglares | 13 | -35.22 | -60.95 | -9.49 |
| Matorrales y praderas naturales | 11 | -27.67 | -43.77 | -11.56 |
| Pérdida media anual (% / año) | | | | |
| Selva tropical húmeda | 14 | -1.45 | -2.28 | -0.62 |
| Selva tropical seca | 10 | -0.97 | -2.12 | 0.17 |
| Bosques de tierras altas | 18 | -1.89 | -2.35 | -1.42 |
| Manglares | 13 | -1.88 | -3.25 | -0.50 |
| Matorrales y praderas naturales | 11 | -1.66 | -2.79 | -0.53 |

Los valores negativos indican la pérdida (%) comparada con la COS de los ecosistemas naturales originales.
N=número de observación, IC=intervalo de confianza.

Tanto la pérdida total de COS como la pérdida media anual fueron significativamente diferentes de cero ($p < 0.001$, prueba de Wilcoxon). El promedio general de pérdida de COS por la conversión de vegetación natural a pastizal en México fue $32.6 \pm 3.6\%$, mientras que la pérdida media anual fue de $1.6 \pm 0.2\%$ de los almacenes originales (Cuadro 2).

Cuadro 2. Prueba de Wilcoxon para observar la diferencia significativa entre la pérdida de COS y cero.

| Variables | Promedio general \pm error estándar | N | T | Z | p |
|---|---------------------------------------|----|-------|-------|--------|
| Pérdida (diferencia) de COS stock (% de COS original) | -32.56 ± 3.62 | 66 | 130.0 | 6.159 | <0.001 |
| Pérdida media anual del COS (% / año) | -1.62 ± 0.19 | 66 | 153.0 | 6.008 | <0.001 |

Los valores negativos representan la pérdida de carbono por la conversión de vegetación natural a pastizal.

En un análisis de variables múltiples, se observó que la pérdida de COS (%) se correlacionó positivamente con la edad de los pastizales. Pero, la pérdida media anual se correlacionó inversamente con la edad de los pastizales, lo que indica que la tasa de pérdida fue inicialmente más alta y disminuye con el aumento de la edad de los pastizales (Figura 1). En el primer análisis factorial (Figura 1A), el factor 1 explicó 46% de la varianza total y las variables como los almacenes reservas originales de COS (Mg C ha^{-1}) de los ecosistemas naturales y la profundidad del suelo se correlacionaron fuertemente con este factor. El factor 2 explicó el 30% de la varianza total y las variables como la edad de pastizal y la pérdida de COS se correlacionaron fuertemente con este factor. En el segundo análisis factorial (Figura 1B), el factor 1 y 2 en combinación explicaron el 75% de la varianza total. Al igual que el primer PCA, el stock inicial del COS y la profundidad del suelo mostraron correlaciones más fuertes con el factor 1, mientras que la edad de pastizal y la pérdida media anual de SOC mostraron correlaciones más fuertes con el factor 2 (Figura 1).

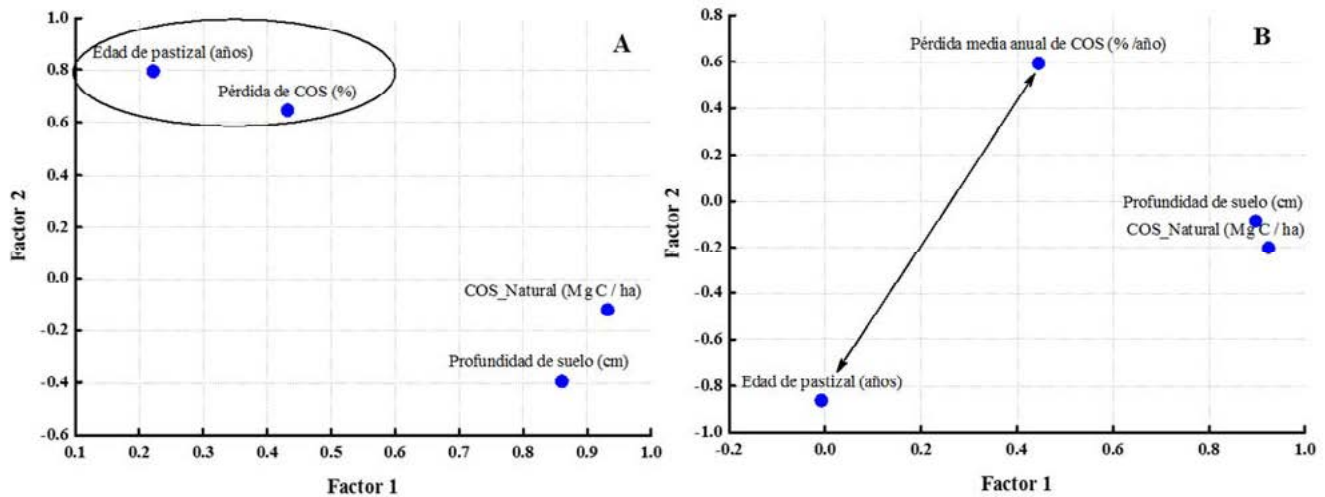


Figura 1. Análisis de factores de los variables como el stock original de COS stocks de los ecosistemas naturales (Mg C ha^{-1}): A) edad de pastizal (años), profundidad de suelo (cm) y la pérdida de COS (%) por la conversión, B) pérdida media anual de COS SOC ($\% \text{ año}^{-1}$) después de la conversión.

Los resultados de la pérdida del COS por la conversión de ecosistemas naturales a pastizales en México son consistentes con otros estudios en diferentes partes del mundo. Utilizando el modelo dinámico de la vegetación global (DGVM), Smith *et al.* (2016) estimaron una pérdida del 40% al 63% del COS por la conversión de los bosques tropicales globales en pastizales. El contenido de COS en pastizales fue 42% menor en comparación con los bosques tropicales húmedos adyacentes en la India (Pandey *et al.*, 2010). Los almacenes de carbono orgánico del suelo (0-30 cm de profundidad) fueron de 20% a 28% más bajas en pastos tropicales altamente pastoreados (2.7 cabezas de ganado por hectárea) en comparación con los bosques primarios en la Amazonia colombiana (Navarrete *et al.*, 2016). El efecto combinado de los incendios repetidos y el pastoreo intensivo de ganado en el monocultivo de pastos reduce drásticamente contenido de carbono orgánico del suelo y, en última instancia, la productividad de la tierra a largo plazo (García-Oliva *et al.*, 1994). Se ha reportado que diferentes arreglos silvopastoriles podrían aumentar el almacenamiento de COS en sistemas de producción de ganados en los trópicos. Los sistemas silvopastoriles bajo los árboles de *Guazuma ulmifolia*, *Tabebuia rosea*, *Albizia saman* y *Enterolobium cyclocarpum* aumentaron significativamente el contenido de carbono en suelo comparando con los pastizales abiertos en Matalagalpa, Nicaragua (Casals *et al.*, 2014). Los stocks de carbono orgánico del suelo (0-60 cm de profundidad) aumentaron en un 27%, 38% y 43% respectivamente después de 4 años de inclusión de *Dalbergia retusa*, *Diphisa robinoides* y *Pitchelobium saman* en los pastizales tropicales de *Brachiaria brizantha* en Guanacaste, Costa Rica (Andrade *et al.*, 2008).

Conclusiones

Una cantidad significativa de carbono orgánico de suelo se pierde cuando una vegetación natural se convierte a pastizal en México.

La relación inversa entre la pérdida media anual y la edad de pastizal indica que la pérdida de COS es inicialmente más alto y demuestra la necesidad de intervención temprana para retener o aumentar los almacenes de carbono en los pastizales.

El análisis de pérdida de carbono y su dinámica temporal podría ser útil para tomar decisiones de manejo adecuado que recuperen o retienen los reservorios de carbono en el suelo de los sistemas de producción ganadera en México.

Agradecimientos

Los autores agradecen a todos los investigadores cuyos datos publicados fueron sintetizados y analizados en este estudio.

Literatura citada

- Andrade, H., J. R. Brook and M. Ibrahim. 2008. Growth, production and carbon sequestration of silvopastoral systems with native timber species in the dry lowlands of Costa Rica. *Plant and Soil* 308:11-22.
- Aryal, D., B. H. 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 Ecosystem and Environment* 195:220-230.
- Casals, P., J. Romero, G. M. Rusch and M. Ibrahim. 2014. Soil organic C and nutrient contents under trees with different functional characteristics in seasonally dry tropical silvopastures. *Plant and Soil* 374:643-659 DOI:10.1007/s11104-013-1884-9.
- Ferreiro-Domínguez, N., A. Rigueiro-Rodríguez, K. E. Rial-Lovera, R. Romero-Franco and M. R. Mosquera-Losada. 2016. Effect of grazing on carbon sequestration and tree growth that is developed in a silvopastoral system under wild cherry (*Prunus avium* L.). *CATENA* 142:11-20 DOI:10.1016/j.catena.2016.02.002.
- García-Oliva, F., I. Casar, P. Morales and J. M. Maass. 1994. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* 99:392-396.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627.
- Murty, D., M. U. Kirschbaum, R. E. Mcmurtrie and H. Mcgilvray. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology* 8:105-123.
- Navarrete, D., S. Sitch, L. E. Aragão and L. Pedroni. 2016. Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to contrasting soil carbon dynamics depending on land management practices. *Global Change Biology* 22:3503-3517.
- Pandey, C. B., G. B. Singh, S. K. Singh and R. K. Singh. 2010. Soil nitrogen and microbial biomass carbon dynamics in native forests and derived agricultural land uses in a humid tropical climate of India. *Plant and Soil* 333:453-467 DOI:10.1007/s11104-010-0362-x.
- Smith, P., J. I. House, M. Bustamante, J. Sobocká, R. Harper, G. Pan, P. C. West, J. M. Clark, T. Adhya and C. Rumpel. 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology* 22:1008-1028.
- Vargas, R. 2012. How a hurricane disturbance influences extreme CO₂ fluxes and variance in a tropical forest. *Environmental Research Letters* 7:1-9 DOI:10.1088/1748-9326/7/3/035704.

5.3 Producción y descomposición de hojarasca en una cronosecuencia de selva mediana subperennifolia en Calakmul, Campeche

Sánchez-Silva Sarai¹; De Jong Bernardus H. J.¹ y Aryal Deb Raj²

¹El Colegio de la Frontera Sur. Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial Lerma, C P 24500, Campeche, Campeche.

²CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Carretera Ocozacoatla-Villaflores km 84.5, CP 30470, Villaflores, Chiapas.

Autor para correspondencia: bjong@ecosur.edu.mx

Resumen

El objetivo del presente estudio fue conocer uno de los flujos de C importantes en una cronosecuencia de selva mediana subperennifolia (9, 14, 24 años y selva madura), mediante el análisis de la producción y descomposición de hojarasca. Se instalaron 16 parcelas donde se recolectó la producción mensual de octubre 2012 a octubre de 2016. El total de hojarasca varió de 57.99 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en octubre 2012 a 2347 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en febrero de 2013. La mayor producción de hojarasca intra-anual se observó en los meses de febrero a mayo. Se realizó un ANOVA de una vía con una prueba de Tukey. Se encontró diferencia significativa entre la producción de hojarasca interanual y por etapa sucesional. Para determinar la tasa de descomposición se colocaron 17 bolsas de descomposición con 10 g de una mezcla compuesta de la hojarasca colectada y 17 bolsas testigo. Se recolectaron de octubre 2015 a octubre 2016. Para obtener la constante de descomposición k se utilizó el modelo de doble exponencial. La constante presenta una tendencia a disminuir conforme se incrementa la edad de las parcelas, con una k de 1.50 para acahuales de 9 años y $k=1.14$ en selva madura, mientras el constante p no varía. Los valores de k y p testigo no presentan variación entre las etapas sucesionales, por lo que la diferencia en la tasa de descomposición se debe a la diferencia en la composición en las hojas.

Palabras clave: *flujo de carbono; constante de descomposición.*

Abstract

Monthly litterfall production was collected from October 2012 to September 2016. The total litterfall amount varies from 58 kg ha⁻¹ month⁻¹ (October 2012) to 2347 kg ha⁻¹ month⁻¹ (February 2013). A peak of litterfall was observed in all years between February to May, coinciding with the dry season. Significant differences exist in litterfall production between years and successional stage, with lowest litterfall in early sucesional stages and highest in advanced stages, lowering again in mature forests. The decay rate was obtained from the decomposition litterbag experiments, with a mixture of leaves of each successional stage. To eliminate the effect of ecological conditions between the plots, control litterbags with litter from the same species were established in each plot. Bags were collected periodically from October 2015 to September 2016. The double exponential decay model was used to estimate the decay rate. The K constant was >1.0 in all cases and tends to diminish with forest age, whereas p was always lower than 1 and did not vary among sucesional stages. This means that the reduction in decomposition rate over time, expressed in p , did not vary among sucesional stages. The parameters k and p from the control bags did not vary, so we can assume that the slowing down of decomposition along the sucesional gradient is due to certain leaf traits. We will examine various leaf trait parameters of the most common species in each plot, to determine which factor is best correlated to the observed variation in decomposition rate.

Key words: *litterfall; litter decay function; secondary succession.*

Introducción

La conversión de bosque maduro a sistemas agrícolas, como tumba roza-quema (RTQ), en los trópicos genera áreas deterioradas, donde la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, como los flujos de carbono (C), son modificados. Por otra parte, durante la etapa de barbecho del sistema RTQ, los bosques secundarios actúan como sumideros de C atmosférico (IPCC, 2007). En general en los bosques existen cinco reservorios de C: (i) biomasa viva superficial, (ii) madera muerta, (iii) mantillo, (iv) carbón orgánico del suelo y (v) biomasa viva subterránea (Gibbs *et al.*, 2007).

Parte de la biomasa superficial conforma las hojas que al caer se convierten a hojarasca y mantillo y forma parte del ciclo de nutrientes del ecosistema. Una parte importante de la Producción Primaria Neta (PPN) se recicla en forma regular a través de las hojas y es el eslabón entre la captura de C por la fotosíntesis y la emisión de CO₂ a través del proceso de descomposición (Meentemeyer *et al.*, 1982) y, forma parte del sistema de entrada y salida de nutrientes (Das y Ramakrishnan, 1985). La producción y descomposición de hojarasca puede ser impactada por los cambios en composición y estructura que ocurren a lo largo de la sucesión secundaria (Brown y Lugo, 1990; Sundarapandian y Swamy, 1999; Ostertag *et al.*, 2003).

A pesar que se han realizado diversos estudios acerca de la producción y descomposición de hojarasca en bosques tropicales secundarios (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003; Ostertag *et al.*, 2008; Fonseca *et al.*, 2011), aún existe un debate científico acerca del papel de los bosques tropicales en el ciclo global del C. El estudio de la dinámica de hojarasca y mantillo es importante para entender la dinámica de C en ecosistemas forestales, la productividad y, la capacidad de los ecosistemas forestales para recuperarse del impacto humano. El objetivo del presente estudio fue conocer la variación de uno de los flujos de C en una cronosecuencia de selva mediana subperennifolia mediante el análisis de la producción y descomposición de hojarasca.

Materiales y Métodos

La zona de estudio se localiza en el área de influencia de la Reserva de la Biosfera de Calakmul localizada al sur de la Península de Yucatán, México. Los sitios de muestreo se localizan en dos comunidades: Cristóbal Colon y El Carmen II. Se establecieron 16 parcelas experimentales de 1000 m², en cuatro fases de sucesión (E1=9, E2=14, E3=24 y E4>100 años). Estos sitios fueron seleccionados en un paisaje de mosaicos de bosques y agricultura, originados a partir del cultivo de rotación y subsecuente barbecho.

En septiembre de 2012 se colocaron 12 canastas circulares de 0.5 m² en cada parcela para coleccionar la hojarasca. Se recolectó la producción cada mes a partir de octubre de 2012 a septiembre de 2016. Las muestras se secaron a 70 °C hasta obtener el peso constante (PC). Para obtener el peso libre de ceniza (PLC), se analizaron 0.5 g de submuestras en una mufla a 500 °C por 4 h y convirtieron todos los datos a PLC (Ostertag *et al.*, 2008). Se realizó un ANOVA de una vía con una prueba de Tukey para analizar las diferencias en producción de hojarasca entre los años y fases sucesionales.

Para determinar la tasa de descomposición de hojarasca se colocaron en cada una de las parcelas 17 bolsas de descomposición con un tamaño de 20 x 20 cm con una luz de malla de 1 mm de la parte ventral y, de 2 x 2 mm de la superficie dorsal; lo que previene la pérdida de hojarasca debido a la fragmentación, pero que permite el acceso de los descomponedores (Sundarapandian y Swamy, 1999). Las bolsas contenían 10 g de una mezcla compuesta de hojarasca colectada en las canastas de la misma parcela. Como control se instalaron 17 bolsas de *Piscidia piscipula* para eliminar el efecto de variación ambiental. Las bolsas se colectaron de octubre de 2015 a septiembre de 2016 en forma semanal (n=4), quincenal (n=4) y mensual (n=9). Las muestras se limpiaron de raíces emergentes, se secaron a PC y se determinó el PLC en submuestras.

Para la selección del modelo de descomposición de la hojarasca se utilizó el modelo 1 de la constante con una entrada para la pérdida de masa potencial.

$$X/X_0 = e^{-kt} \quad (1)$$

donde, X/X_0 es la fracción de la masa remanente en el tiempo t , X representa la masa que permanece en el tiempo t , X_0 es la masa original, e es la base del logaritmo natural, k es el coeficiente de descomposición y t es el tiempo. Se aplicó el modelo a cada bolsa colectada, para ver si la constante k variaba en el tiempo. Dado que la k disminuyó en el tiempo en la mayoría de los sitios, se optó por usar el modelo 2 de doble exponencial, en el cual la constante p sirve para modelar la disminución gradual en la tasa de descomposición en el tiempo.

$$Y = x \exp(-kt^p) + \mathcal{E} \quad (2)$$

donde, Y es el peso remanente, x es PLC inicial, k y p las variables que determinan la tasa de descomposición en cada parcela. Un k y p mayor significa una tasa de descomposición más rápida, un $p > 1$ significa que la tasa aumenta en el tiempo, mientras un $p < 1$ significa una reducción en la tasa de descomposición en el tiempo. \mathcal{E} es un componente de azar y representa la información que no se puede explicar con el modelo (Kelly y Beauchamp, 1987). Este modelo de ecuaciones se generó con el programa Statistica. Se usó una prueba ANOVA para determinar la diferencia entre las constantes de descomposición entre etapas sucesionales para la hojarasca de la parcela y el control.

Resultados y Discusión

Producción de hojarasca

El promedio mensual de hojarasca varió de 58 (± 4 SE) kg ha^{-1} en octubre de 2012 a un máximo de 2348 (± 301 SE) kg ha^{-1} en febrero de 2013, entre todas las etapas sucesionales en los 4 años de muestreo (Figura 1). La mayor producción de hojarasca abarca los meses de secas (febrero, marzo, abril y mayo). Las variables medioambientales impactan a los patrones estacionales de la hojarasca, siendo la precipitación y la radiación los factores que regulan la producción de hojarasca en los bosques tropicales (Zhang *et al.*, 2014).

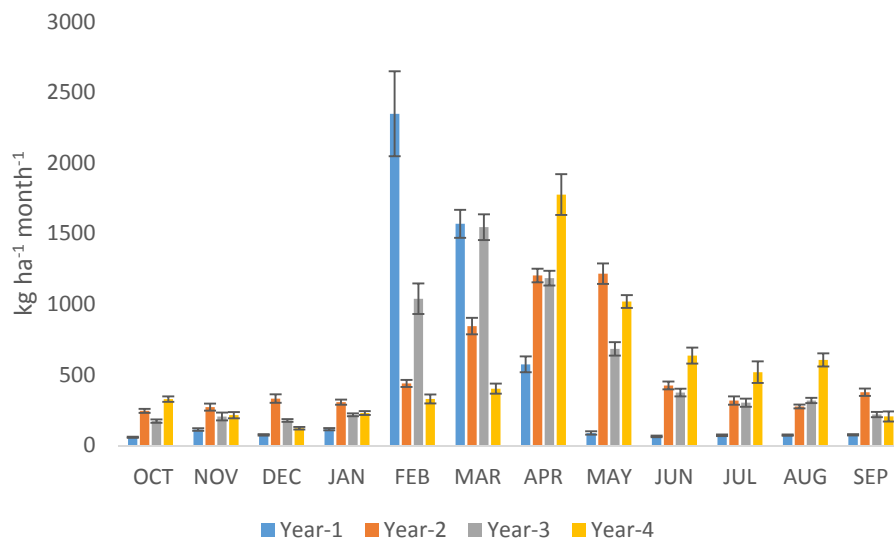


Figura 1. Producción mensual de hojarasca (promedio \pm error estándar, kg ha^{-1}) de octubre de 2012 a septiembre de 2016.

Los resultados muestran que en el año 1 (octubre de 2012 a septiembre de 2013) existe significativamente menor producción de hojarasca en comparación a los años 2, 3 y 4 (Figura 2A). La

producción de hojarasca en la etapa 1 (9 años) presenta una diferencia significativa comparado con las etapas 2 y 3 (14 y 24 años, respectivamente; Figura 2B). Al comparar la producción de hojarasca para cada etapa sucesional en cada año de medición, se encuentra que existen diferencias significativas en la producción de hojarasca entre etapas en el primer año y entre años para las selvas maduras (Cuadro 1).

Los resultados muestran que la composición de especies en cada etapa sucesional afecta la producción de hojarasca en los sitios, ya que se presentan las mismas condiciones ambientales en las parcelas (Sundarapandian y Swamy, 1999; Ostertag *et al.*, 2008). Se observa que la producción de hojarasca en promedio tiende a aumentar en las etapas sucesionales tempranas a tardías y disminuye en la selva madura, aunque hay variación interanual. Resultados similares muestran un incremento acelerado de la biomasa en las primeras etapas de sucesión, seguida por un incremento más lento debido a la mortalidad de especies pioneras o heliófilas, la producción se estabiliza cuando los bosques se encuentran en etapas intermedias o avanzadas (Fonseca *et al.*, 2011; Aryal *et al.*, 2015).

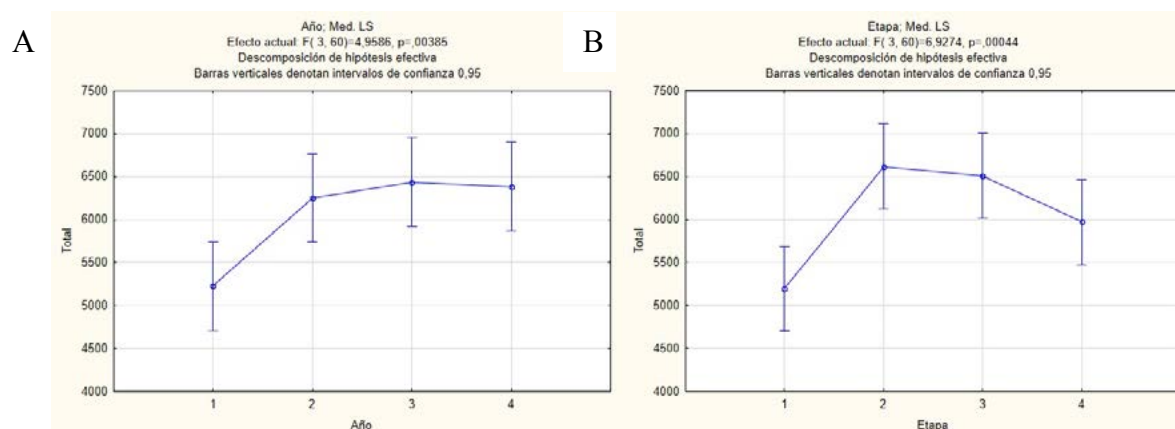


Figura 2. A) Producción de hojarasca ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) en cuatro años (2012-2016), B) Producción de hojarasca en diferentes etapas de sucesión.

Cuadro 1. Producción de hojarasca en cuatro etapas sucesionales de octubre de 2012 a septiembre de 2016 (promedio \pm error estándar, $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$). Diferentes letras muestran diferencias significativas. Las letras minúsculas indican diferencias entre etapas en cada año y las mayúsculas diferencias entre años para cada etapa.

| | Año 1 | Año 2 | Año 3 | Año 4 |
|----------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Etapas 1 | 3709 \pm 566 ^{aA} | 5636 \pm 599 ^{aA} | 5507 \pm 650 ^{aA} | 5922 \pm 550 ^{aA} |
| Etapas 2 | 6161 \pm 345 ^{bA} | 6729 \pm 326 ^{aA} | 6951 \pm 158 ^{aA} | 6633 \pm 117 ^{aA} |
| Etapas 3 | 6312 \pm 376 ^{bA} | 6276 \pm 193 ^{aA} | 6950 \pm 150 ^{aA} | 6513 \pm 87 ^{aA} |
| Etapas 4 | 4711 \pm 211 ^{abA} | 6366 \pm 210 ^{abB} | 6342 \pm 283 ^{abB} | 6466 \pm 432 ^{abB} |

Descomposición de hojarasca

El modelo de doble exponencial presenta buen ajuste con la disminución de peso en las bolsas en el tiempo para modelar la descomposición en todas las etapas sucesionales (Figura 3). El valor de k es mayor que 1.0 en todas las etapas sucesionales. Se observa una reducción en la k en las selvas maduras, comparado con los k en vegetación secundaria (Tuckey HSD 0,038; $p < 0,05$), mientras las p no varían significativamente (aunque se observa una tendencia hacia la baja sobre el gradiente de edad). Esto significa que la tasa de descomposición es más baja en selvas maduras comparado con la vegetación secundaria, pero que la reducción en la tasa en el tiempo es similar en todas las fases sucesionales. Al comparar la k entre el tratamiento y el testigo, se observa que la tasa de descomposición de las bolsas control (*Piscidia piscipula*) en cada una de las etapas sucesionales no muestran diferencias significativas ni tendencias, esto sugiere que las condiciones microclimáticas (temperatura, humedad de suelo) dentro de las parcelas no influyen en la variación de pérdida de masa (Cuadro 2). Zou *et al.* (1995) encontraron,

al comparar un bosque secundario de 50 años y un bosque maduro en Puerto Rico, que las tasas de descomposición fueron mayores en el bosque secundario, esta diferencia fue producto de la calidad de la hojarasca, no de la calidad del sitio. Por lo anterior se espera que las diferencias en las tasas de descomposición se expliquen por las diferencias en ciertas características de las hojas entre especies, tales como la relación entre carbono y nitrógeno en la hoja (Singh y Gupta, 1977); el tamaño de la hoja y la densidad relativa de la masa foliar. En la siguiente fase de estudio se analizará la relación entre estas características y las tasas de descomposición, para determinar cuál(es) de los factores explican la variación en las tasas.

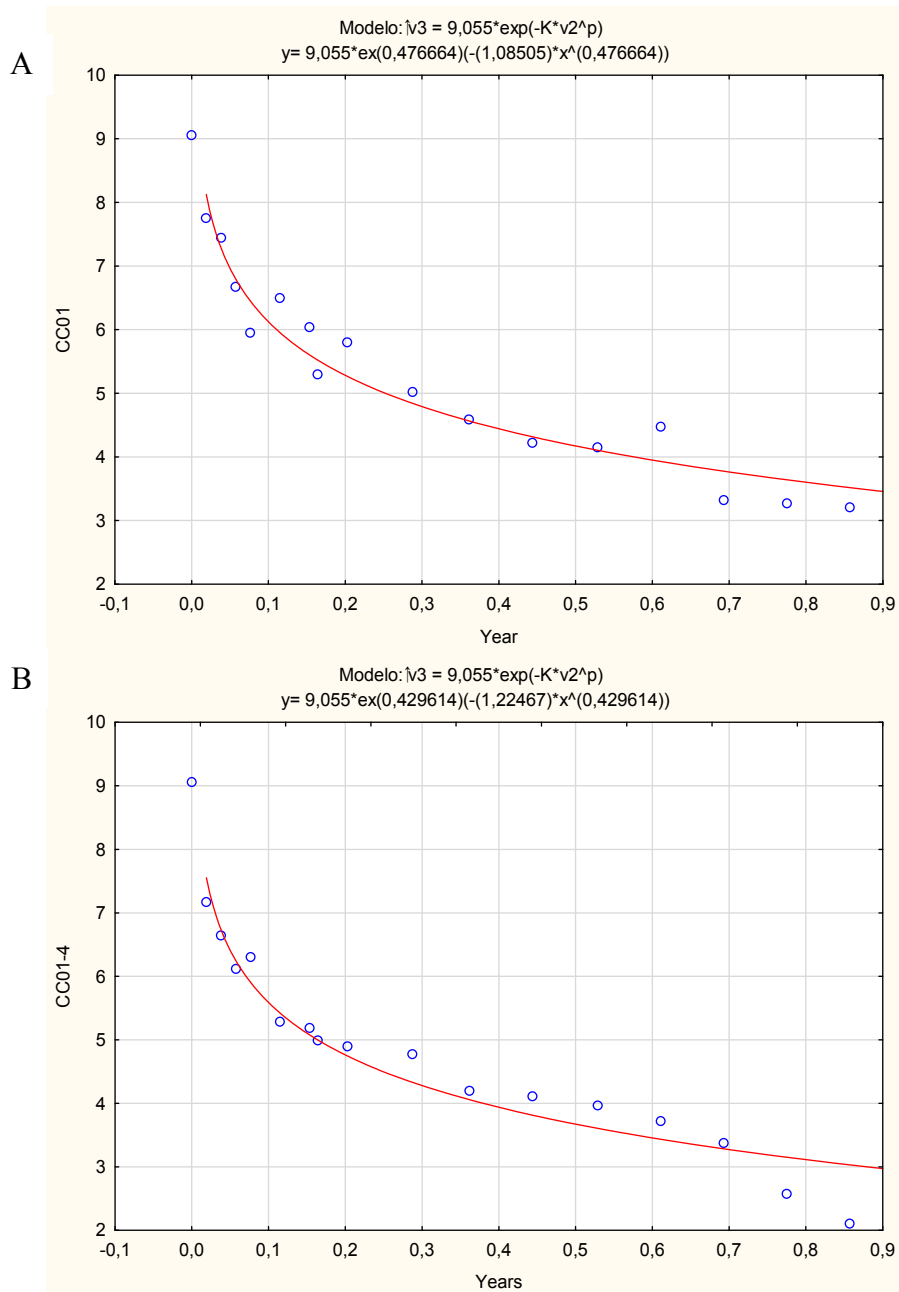


Figura 3. Modelo doble exponencial en una parcela de Selva madura: A) Tratamiento, B) Control.

Cuadro 2. Constante de descomposición del tratamiento y testigo por etapa sucesional.

| Etapas | k(año⁻¹) | p | Control k(año⁻¹) | Control p |
|---------------|----------------------------|----------|------------------------------------|------------------|
| E1 | 1,50 | 0,76 | 1,49 | 0,51 |
| E2 | 1,47 | 0,62 | 1,52 | 0,54 |
| E3 | 1,41 | 0,69 | 1,63 | 0,55 |
| E4 | 1,14 | 0,64 | 1,46 | 0,51 |

Conclusiones

La producción de hojarasca anual e inter-anual varía conforme la estacionalidad, existiendo una mayor producción de hojarasca en la temporada de secas. En las primeras etapas sucesionales tiende a aumentar la producción y esta disminuye y se estabiliza en etapas avanzadas, debido a cambios en la composición de especies.

Los valores de k muestran que la hojarasca se descompone en un lapso menor de un año en todas las etapas sucesionales. La composición química de la hojarasca es la principal variable que explica la descomposición. La tasa de descomposición tiende a disminuir conforme se incrementa la edad.

Literatura citada

- Aryal, D. R., B. H. J. De Jong, S. Ochoa-Gaona, J. Mendoza-Vega and L. Esparza-Olguin. 2015. Successional and seasonal variation in litterfall and associated nutrient transfer in semi-evergreen tropical forests of SE Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 103(1):45-60.
- Brown, S. and B. Lugo, 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32.
- Das, K. A. and P. S. Ramakrishnan. 1985. Litter dynamics in khasi pine (*Pinus kesiya* royle ex. Gordon) of north-eastern India. *Forest Ecology and Management* 10:135-153.
- Fonseca, W., J. M. Rey Benayas and F. E. Alice. 2011. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 262(8):1400-1408 DOI:10.1016/j.foreco.2011.06.036.
- Gibbs, H. K., S. Brown, J. O. Niles and J. A. Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters* 2(4):45023.
- IPCC. 2007. Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Intergovernmental Panel on Climate Change. Ginebra, Suiza. 104 p.
- Kelly, J. M. and J. J. Beauchamp. 1987. Mass Loss and Nutrient Changes in Decomposing Upland Oak y Mesic Mixed-Hardwood Leaf Litter. *Soil Science Society of America Journal* 51:1616-1622.
- Meentemeyer, V., E. O Box and R. Thompson. 1982. World Patterns and Amounts of Terrestrial Plant Litter Production. *BioScience* 32(2):125-128.
- Ostertag, R., E. Marín-Spiotta, W. L. Silver and J. Schulten. 2008. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. *Ecosystems* 11(5):701-714.
- Singh, J. and S. Gupta. 1977. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Botanical Review* 43(4):449-528.
- Sundarapandian, S. M. and P. S. Swamy. 1999. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management* 123:231-244.
- Xuluc-Tolosa, F. J., H. F. M. Vester, N. Ramírez-Marcial, J. Castellanos-Albores and D. Lawrence. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174:401-412.
- Zhang, H., W. Yuan, W. Dong and S. Liu. 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity* 20:240-247 DOI:10.1016/j.ecocom.2014.01.003.
- Zou, X., C. P. Zucca, R. B. Waide and W. H. McDowell. 1995. Long-term influence of deforestation on tree species composition and litter dynamics of a tropical rain forest in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 78:147-57.



5.4 Control de calidad en el análisis de carbono del suelo: Experiencia de la REDLABS

Guerrero-Peña Armando¹; Marín-García Carolina G.¹; Jarquín-Sánchez Aarón²; González-Acuña Irma J.³; López-Anaya Miguel A.²; Cueto-Wong José A.³; Báez-Pérez Aurelio²; Martínez-Vargas Margarita⁴; Etchevers-Barra Jorge D.⁵; Hidalgo-Moreno Claudia I.⁵; Padilla-Cuevas Juliana⁵; Saynes-Santillán Vinissa⁵; Cuevas-Corona Rosa M.⁶ y Cruz-Gaistardo Carlos O.⁴

¹Laboratorio Agroindustrial, Suelo, Planta y Agua. Colegio de Postgraduados, *Campus* Tabasco. Periférico Carlos A Molina S/N. Heroica Cárdenas, CP 86500, Tabasco, México.

²El Colegio de la Frontera Sur. Periférico Sur S/N, María Auxiliadora, CP 29290, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

³Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Del Carmen, CP 04100, Coyoacán, Ciudad de México.

⁴Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Julio Díaz Torre 105, Ciudad Industrial, CP 20290, Aguascalientes, Aguascalientes.

⁵Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo. Km 36.5 carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México.

⁶Coordinación General de la Red Nacional de Laboratorios para el Análisis, Uso, Conservación y Manejo del Suelo.

Autor para correspondencia: garmando@colpos.mx

Resumen

Con objeto de generar resultados confiables, el Programa de calidad e Intercomparación de Análisis de Suelo y Planta (ISP) organizó un ejercicio de intercomparación para los ocho laboratorios que conforman la Red de Laboratorios para el Análisis, Uso, Conservación y Manejo del Suelo (REDLABS) con la finalidad de cumplir los requisitos de Repetibilidad y Reproducibilidad en el análisis de carbono en suelo; así como demostrar competencia técnica en este tipo de análisis. En el Ejercicio de Intercomparación, fue considerada la inclusión de un material de referencia certificado (MRC). Con las muestras del ejercicio de intercomparación fue evaluada la repetibilidad y reproducibilidad de los análisis de carbono; mientras que con el MRC fue calificada la precisión de los análisis de cada laboratorio. Con base en los resultados del ejercicio de intercomparación se afirma que los datos generados por los laboratorios de la Red son repetibles y reproducibles, al no demostrarse diferencias significativas en los análisis de carbono realizados a cada una de las tres muestras de suelo intercomparadas. Con el análisis de un material de referencia certificado, se concluye que los laboratorios tienen precisión en sus análisis, al no existir diferencias estadísticas entre el valor de referencia y el obtenido por cada laboratorio.

Palabras clave: *ensayo de aptitud; análisis de suelo.*

Abstract

In order to generate reliable results, The Program of quality and Intercomparison of Analysis of Soil and Plant (ISP) organized an exercise of intercomparison for the eight laboratories that shape the Laboratories network for the Analysis, Use, Conservation and Managing of the Soil (REDLABS) with the purpose of fulfilling the requirements of Repeatability and Reproducibility in the analysis of carbon in soil; As well as competition demonstrate technology in this type of analysis. In the Exercise of Intercomparison, was considered to be the incorporation of a material of reference certified (MRC). With the samples of the exercise of intercomparison the repeatability was evaluated and reproducibility of the analyses of carbon; whereas with the MRC there was qualified the precision of the analyses of every laboratory. With base in the results of the exercise of intercomparison one affirms that the data generated by the laboratories of the Network are repeatable and reproducible, on significant differences not having demonstrated in the analyses of carbon realized to each of three intercompared samples of soil. With the analysis of a material of reference certified, one concludes that the laboratories have precision in his analyses, when do not exist statistical differences between the value of reference and the obtained one for every laboratory.

Key words: *capacity test; soil analysis.*

Introducción

En el análisis de carbono del suelo es necesaria la evaluación de los laboratorios de ensayo con objeto de garantizar la calidad de los datos que emitan. Para ello, en 1997 fue establecido el Programa de Calidad e Intercomparación de Análisis de Suelo y Planta (ISP) para contribuir en la mejora continua de la calidad del análisis de suelo y planta en México. El programa organiza ejercicios de intercomparación para la evaluación externa de los laboratorios de ensayo. Los materiales que se preparan para los ejercicios deben cumplir con los criterios de homogeneidad y estabilidad indicados por Pauwels *et al.* (1998) y la Norma Mexicana NMX-CH-165-IMNC-2008 (IMNC, 2008).

La NMX-EC-17025-IMNC-2005 (IMNC, 2006) establece que los laboratorios deben demostrar competencia técnica con objeto de emitir resultados confiables y es parte integral del proceso de evaluación y acreditación.

Los ejercicios de intercomparación son una evaluación externa, planificada sobre un mismo material, de tipo cuantitativo, de los resultados proporcionados por un grupo de laboratorios, organizados como ensayos de actitud. Con base en lo establecido en la NMX-EC-043-IMNC-2005 (IMNC, 2005) los ejercicios de intercomparación se puede usar por los laboratorios para: (i) determinar el desempeño, (ii) identificar problemas, (iii) establecer la eficiencia y el grado de comparación de nuevos métodos de ensayo, (iv) proveer confianza adicional a los clientes, (v) identificar diferencias interlaboratorios, (vi) determinar las características de desempeño de un método y (vii) asignar valores a materiales de referencia.

En este trabajo son utilizadas dos herramientas analíticas, la espectroscopía de infrarrojo cercano (NIRS) y la quimiometría. NIRS es una técnica instrumental para la obtención del espectro de los materiales en el intervalo de longitud de onda de 700 a 2500 nm, basada en la interacción materia-energía; con la cualidad de ser un análisis rápido y no destructiva (Barton, 2002; Gobrecht *et al.*, 2014). Mientras que la quimiometría es una disciplina para obtener la máxima información química relevante a partir de datos químicos y obtener conocimiento a partir de sistemas químicos mediante el uso de métodos matemáticos o estadísticos (Hibbert *et al.*, 2009).

Con base en lo anterior la Red de Laboratorios para el Análisis, Uso, Conservación y Manejo del Suelo (REDLABS), estableció entre sus prioridades desarrollar protocolos de calidad y participar en ejercicios de intercomparación con objeto de garantizar los resultados que emiten. En el presente trabajo se presentan los resultados del Ejercicios de Intercomparación, 2016, para el Análisis de Carbono en Suelo.

Materiales y Métodos

Preparación de muestras para el Ejercicio de Intercomparación

Los tres suelos utilizados en el ejercicio de intercomparación fueron identificados como: ISP-C1, ISP-C2 y ISP-C3. Fueron secados a la sombra y a temperatura ambiente (~27 °C). La molienda fue realizada con un molino de bolas de porcelana de 20 l de capacidad, para posteriormente tamizar en malla 150. Las muestras fueron sometidas a pruebas de estabilidad y homogeneidad con la metodología propuesta por Guerrero-Peña (2005).

Evaluación Estadística de Resultados

Cada uno de los ocho laboratorios recibió un ítem de ensayo de cada una de las muestras preparadas por el ISP, tres muestras con concentraciones diferentes de carbono; además de un MRC el cual fue preparado por Thermo Fisher Scientific, Hanna-Kunath-Str. 1 128 199 de Bremen, Alemania. Con número de producto 338 400 25 y número de certificado 133 317 (01/10/2015). En el caso del laboratorio L7 el MRC tiene un valor de 2.50% de carbono total y una incertidumbre de 0.0058.

Evaluación de la Repetibilidad

La evaluación de repetibilidad se realizó con el coeficiente de variación o desviación estándar relativa ($CV = S/X \text{ media} * 100$) de las tres repeticiones realizadas en cada uno de los suelos: ISP-C1, ISP-C2 y ISP-C3; además del estadístico valor z (NMX-EC-043-IMNC-2005; IMNC, 2005) el cual se calculó con Fórmula 1.

$$\text{Valor } z = (X_i - X_{\text{media}})/S \quad (1)$$

donde, X_i =valor obtenido por el laboratorio participante, X_{media} =media de la población, S =desviación estándar de la población.

El criterio de evaluación es: si $|z| \leq 2$ es satisfactorio, $2 < |z| \leq 2$ es cuestionable y si $|z| \geq 3$ no es satisfactorio.

Evaluación de la Precisión

Para el caso de la evaluación de la precisión, los laboratorios analizaron un material de referencia certificado (MRC) por quintuplicado. El estadístico utilizado fue una prueba de medias (Montgomery, 2011) con la Ecuación 2.

$$t_o = [\bar{X} - \mu_o]/[S/(n)^{0.5}]. \text{ Se rechaza } H_o: \mu_o = \bar{X}, \text{ si } |t_o| > t_{\alpha/2, n-1}. \quad (2)$$

donde, \bar{X} =promedio de las cinco repeticiones, μ_o =valor de referencia del MRC, s =desviación estándar de la población, n =número de repeticiones.

Resultados y Discusión

Prueba de Homogeneidad

En el Cuadro 1 se presentan los resultados de la prueba de homogeneidad realizada con la tecnología NIRS y la quimiometría como lo propuso Guerrero-Peña (2005). Las tres muestras intercomparadas presentaron valores en el coeficiente de variación menores a 2; lo cual califica como excelente la homogeneidad.

Cuadro 1. Estadísticos de la prueba de homogeneidad de las tres muestras intercomparadas por el ISP; valores de la media y desviación estándar del componente principal 1 de los espectros NIRS de cada ítem de ensayo.

| | ISP-C1 | ISP-C2 | ISP-C3 |
|---------------------------|--------|--------|--------|
| Media | 20.14 | 12.40 | 18.80 |
| Desviación estándar | 0.23 | 0.05 | 0.16 |
| Coefficiente de variación | 1.13 | 0.37 | 0.84 |

Evaluación de Resultados del Ejercicio de Intercomparación

Los laboratorios realizaron el análisis de tres muestras de suelo (ISP-C1, ISP-C2 y ISP-C3), con cinco repeticiones por muestra; los análisis de carbono fueron realizados mediante analizadores elementales (Thermo, LECO, entre otros).

Evaluación de la Repetibilidad y Reproducibilidad

En el Cuadro 2 se muestran los datos del coeficiente de variación y del valor z, del ejercicio de intercomparación. En las tres muestras intercomparadas los laboratorios obtuvieron coeficientes de variación menores a tres (Cuadro 2); con lo cual, demuestran repetibilidad en el análisis de carbono total. Con base en el criterio de evaluación del valor z se confirma que los laboratorios emiten resultados satisfactorios; ya que en las tres muestras el valor z resulto menor a 2.

Cuadro 2. Resultados de la evaluación de repetibilidad (CV) y reproducibilidad de la REDLABS (Valor z).

| Muestra | CV promedio | Valor z |
|---------|-------------|---------|
| ISP-C1 | 1.06 ± 0.71 | 0.75 |
| ISP-C2 | 1.08 ± 0.64 | 0.90 |
| ISP-C3 | 0.64 ± 0.42 | 0.82 |

CV = coeficiente de variación.

Evaluación de la Precisión

Con base en los resultados del análisis del MRC (Cuadro 3) y la evaluación de los mismos con la prueba de t_0 , se afirma que los laboratorios de la Red obtienen resultados precisos; lo anterior, es debido a que $|t_0| < t_{\alpha/2, n-1}$, con un $\alpha=0.01$. $|t_0|=0.26 < 2.776$.

Cuadro 4. Resultados de la prueba de precisión en el análisis de carbono total mediante analizadores elementales.

| | Laboratorio | | | | | | | |
|--------------|-------------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|
| | L1 | L2 | L3 | L4 | L5 | L6 | L7 | L8 |
| Promedio (X) | 2.318 | 2.2764 | 2.292 | 2.317 | 2.2367 | 2.51 | 2.3168 | 2.2960 |
| DesvEst | 0.0044 | 0.0166 | 0.063 | 0.0673 | 0.0136 | 0.0071 | 0.0688 | 0.0182 |
| $ X - \mu $ | 0.028 | 0.0136 | 0.002 | 0.0256 | -0.0533 | 0.035 | 0.0268 | 0.0060 |
| Tc | 0.8944 | 0.4344 | 0.0638 | 0.8561 | -1.7026 | 0.2140 | 0.8561 | 0.1917 |

Conclusiones

Con base en los datos obtenidos del ejercicio de intercomparación se afirma que los ocho laboratorios de la REDLABS emiten resultados que son repetibles y reproducibles, al no existir diferencias significativas en los análisis de carbono realizados a tres muestras de suelo. Con el análisis de un material de referencia certificado, se concluye que los laboratorios tienen precisión en sus análisis, al no existir diferencias estadísticas entre el valor de referencia y el obtenido por cada laboratorio.

Agradecimientos

A la Red de Laboratorios para el Análisis, Uso, Conservación y Manejo del Suelo del CONACYT. Al personal del Laboratorio Agroindustrial, Suelo, Planta y Agua del Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. Al Programa de Calidad e Intercomparación de Análisis de Suelo y Planta.



Literatura citada

- Barton, F. E. 2002. Theory and principles of near infrared spectroscopy. *Spectroscopy Europe* 14(1):13-18.
- Guerrero-Peña, A. 2005. Homogeneity and stability of materials of internal reference for soil analysis. 9th International Symposium on Soil and plant Analysis. Cancun, México. Colegio de Postgraduados. ISBN: 968-839-449-1. 163 pp.
- Gobrecht, A. J.-M. Roger and V. Bellon-Maurel. 2014. Major issues of diffuse reflectance NIR spectroscopy in the specific context of soil carbon content estimation: A review. *Advances in Agronomy* 123:145-175.
- Hibbert, D. B., P. Minkkinen, N. M. Faber and B. M. Wise. 2009. UIPAC project: A glossary of concept and terms in chemometrics. *Analytica Chimica Acta* 642:3-5.
- IMNC. 2005. Norma Mexicana NMX-EC-043-IMNC-2005. ISO/IEC Guide 43-1:1997. Guía COPANT/ISO/IEC 43/1:1999. Ensayos de aptitud por comparaciones interlaboratorios—Parte 1: Desarrollo y funcionamiento de programas de ensayos de aptitud. Instituto Mexicano para la Normalización y Certificación A. C. D. F., México. 30 p.
- IMNC. 2006. Norma Mexicana NMX-EC-17025-IMNC-2006. COPANT/ISO/IEC 17025:2005. ISO/IEC 17025:2005. Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y de calibración. Instituto Mexicano para la Normalización y Certificación A. C. D. F., México. 39 p.
- IMNC. 2008. Norma Mexicana NMX-CH-165-IMNC-2008. ISO Guide 35:2006. Materiales de referencia-principios generales y estadísticos para certificación. Instituto Mexicano para la Normalización y Certificación A. C. D. F., México. 37 p.
- Montgomery, D. C. 2011. Control Estadístico de la Calidad. Grupo Editorial Iberoamérica. D. F., México. 797 p.
- Pauwels, J., H. Schimmel and A. Lamberty. 1998. Criteria for the certification of internationally acceptable reference materials. *Clinical Biochemistry* 31(6):437-439.

5.5 Impactos del cambio climático en la Productividad Neta de ecosistemas en la región del monzón Norteamericano

Verduzco Vivian S.^{1,2}; Vivoni Enrique R.^{2,3}; Yépez Enrico A.¹; Tarín Tonantzin^{1,4}; Garatuza-Payán Jaime¹ e Ivanov Valery Y.⁵

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

²School of Earth and Space Exploration, Arizona State University. 85287, Tempe, Arizona, USA.

³School of Sustainable Engineering and the Built Environment, Arizona State University. Tempe, Arizona, USA.

⁴School of Life Sciences, University of Technology Sydney. PO Box 123, Broadway, 2007, NSW, Australia.

⁵Department of Civil and Environmental Engineering, University of Michigan. 48109, Ann Arbor, Michigan, USA.

Autor para correspondencia: vivian.verduzco@gmail.com

Abstract

Projections of the Intergovernmental Panel on Climate Change indicate increased aridity, temperature and CO₂ concentration in arid and semiarid ecosystems. However, complex dynamics caused by interactions of ecosystems processes during the growing season make it very difficult to forecast changes in carbon flux dynamics. The objective of this study was to investigate consequences of climate change on net ecosystem productivity (NEP) in a seasonally dry ecosystem located in the North American monsoon (NAM) area in northwest México. Two process based models: an ecohydrological model (tRIBS-VEGGIE) and a soil carbon model (SCM) validated with field data were used. Ran the models using 100 years long time series of meteorological variables representing a historical (1990-2005) and four future (2030-2045) conditions following climate scenarios without a CO₂ fertilization effect. Results showed reduced gross primary production and therefore more neutral than historic NEP under future hydro-climatic conditions. Furthermore, heterotrophic respiration showed a predominant dependence on substrate availability. This work is relevant to assess the potential impacts of climate change in northwestern Mexico and southwestern US.

Key words: *eddy covariance; process-based modeling; ecohydrology; subtropical scrubland; North American monsoon.*

Resumen

De acuerdo a las últimas proyecciones del Panel Intergubernamental de Cambio Climático, los ecosistemas áridos y semi-áridos enfrentarán condiciones más áridas e incremento de temperaturas. Sin embargo, interacciones complejas entre procesos ecosistémicos durante la temporada de lluvias limitan el estudio de sus posibles consecuencias en la dinámica del carbono. El objetivo de este estudio es investigar los efectos del cambio climático en la productividad ecosistémica neta (NEP) en un ecosistema estacionalmente seco localizado en la región del Monzón Norteamericano, en el noroeste de México. Para esto se utilizaron dos modelos de procesos: ecohidrológico (tRIBS-VEGGIE) y de carbón de suelo validados con observaciones. Se simularon series largas (100 años) de variables meteorológicas representando: (i) condiciones históricas (1990-2005), (ii) cuatro escenarios futuros (2030-2045), usando modelos de circulación general. Los resultados muestran reducción de la productividad primaria bruta bajo condiciones hidro-climáticas futuras y, por lo tanto, condiciones más neutrales de productividad neta. Además, la respiración heterótrofa estuvo principalmente condicionada por la disponibilidad de sustrato. Con este trabajo se espera avanzar en el conocimiento acerca de los potenciales impactos del cambio climático en el noroeste de México y suroeste de EU.

Palabras clave: *eddy covariance; modelos de procesos; ecohidrología; matorral subtropical; monzón Norteamericano.*

Introduction

A transition to a more arid setting (*e.g.*, increasing temperatures, prolonged drought spells) in arid and semiarid regions (Pachauri *et al.*, 2014) will have implications on the productivity of semiarid ecosystems. This is the case of the NAM region comprising arid and semiarid areas in the southwestern United States and northwestern México (Vivoni *et al.*, 2008). However, since NEP consists of the difference between gross primary production (GPP) and ecosystem respiration (RECO), its general response to hydrometeorological conditions has been difficult to identify (Scott *et al.*, 2015). As a result, semiarid ecosystem responses to climate change are highly uncertain. A useful approach for addressing this problem is through numerical modeling. In this contribution, combine the mechanistic ecohydrological model of Ivanov *et al.* (2008a) (TIN-based Real-time Integrated Basin Simulator - Vegetation Generation Interactive Evolution model, tRIBS-VEGGIE) with the soil carbon model (SCM) of Porporato *et al.* (2003) to gain a comprehensive model representation of the ecosystem plant and soil processes (gross primary production, autotrophic and heterotrophic respiration) controlling NEP in a subtropical scrubland located in the NAM region. Combining tRIBS-VEGGIE and SCM a set of the climate change experiments allows us to address the following question: What will be the impacts of climate change on NEP and its components in the subtropical scrubland?. As a result, this study is aimed at understanding the potential effects of climate change on ecosystem dynamics and carbon cycling in semiarid areas experiencing a strong seasonality.

Materials and Methods

Site description and measurements

The study site is a subtropical scrubland located ~120 km northeast of Hermosillo, Sonora, México (29.74° N, 110.53° W) near Rayón (632 masl). The local climate is semiarid (Köppen: BSh) with hot summers and cool winters. The long-term (1961-2009) average annual temperature and precipitation (± 1 standard deviation) are 21.4 ± 6.4 °C and 487 ± 181 mm yr⁻¹, as obtained from CNA station 00026181 at Rayón, Sonora. Meteorological flux measurements were performed using the Eddy Covariance (EC) technique (Baldocchi, 2003) using a three-dimensional sonic anemometer (CSAT-3, Campbell Sci.) and an open-path infrared gas analyzer (LI-7500, Li-COR Inc.) placed on a tower 3 m above the tree canopy and oriented with the prevailing southwest wind direction. Water vapor and CO₂ concentrations and air temperature were measured at high frequency (20 Hz), collected on a CR5000 datalogger (Campbell Sci.) and processed to 30 min averaged quantities. Negative NEE values depict ecosystem carbon uptake from the atmosphere and equal positive net ecosystem production (*i.e.*, -NEE = NEP). Net radiation (R_{net}), solar radiation, humidity and air temperature, volumetric soil water content (SWC) and precipitation were recorded as 30 min averages on the CR5000 datalogger and averaged to hourly inputs for the model. Followed the procedure of Robles-Morua *et al.* (2012) to fill in the necessary meteorological forcing. Conventional corrections were applied to EC measurements following Scott *et al.* (2004), including removal of outliers, correction for density fluctuations and application of the planar fit rotation. Gap filling and NEE partitioning was performed following the procedures of: <http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/>.

Ecohydrological and soil carbon modeling

Water, energy and carbon dynamics were simulated using a combination of an ecohydrological model (tRIBS-VEGGIE; Ivanov *et al.*, 2008a y b) and a SCM (Porporato *et al.*, 2003) coupled through the production of litter and the local soil moisture and soil temperature conditions. A drought-deciduous C3 shrub was used as the plant functional type. tRIBS-VEGGIE does not simulate soil heterotrophic respiration (R_h), limiting its ability to represent net ecosystem production ($NEP = GPP - R_a - R_h$). To address this, implemented a simplified version of the SCM of Porporato *et al.* (2003) that allows tracking soil organic matter decomposition and heterotrophic respiration.

Model forcing, parameterization and testing

Gap-filled meteorological observations over the period 2008-2012 were aggregated to an hourly resolution as forcing for tRIBS-VEGGIE and consisted of atmospheric pressure, vapor pressure, air temperature, wind speed, radiation and precipitation. In addition, direct and diffuse radiation components in the visible and near infrared bands and the average atmospheric CO_2 concentration during 2008-2012 (390 ppm) were input. Figure 1 presents an example of the meteorological forcing, illustrating the strong seasonality in precipitation and its corresponding effects on air temperature and vapor pressure during the NAM. The study period was divided into two subsets for model calibration (2008-2010, 1096 d) and testing (2011-2012, 731 d) based upon matching the subset length when excluding gap-filled periods and taking into account the daily bias-correction of the measured fluxes.

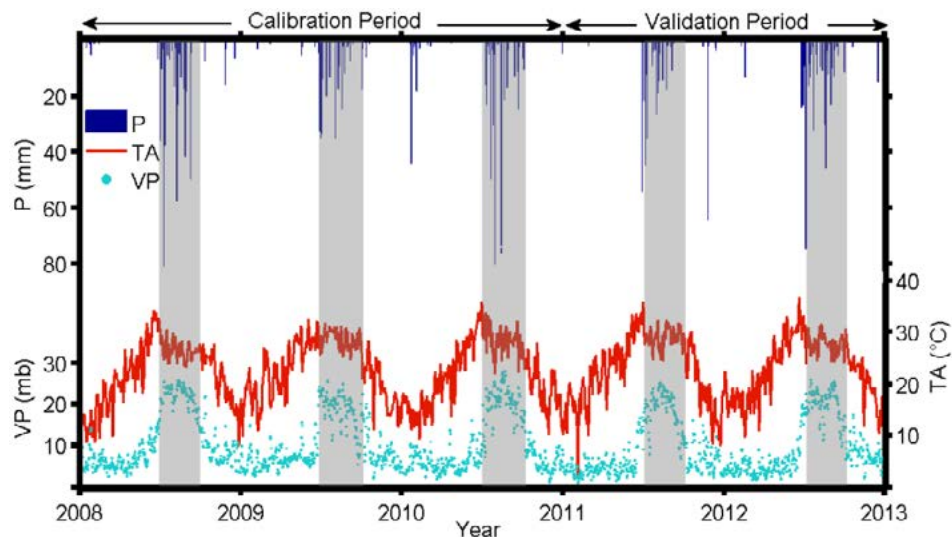


Figure 1. Mean daily meteorological conditions during the study period (2008-2012). Precipitation (P), air temperature (TA) and vapor pressure (VP). Shaded areas represent NAM period (July-September) of each year.

Initial model parameterization was conducted for tRIBS-VEGGIE and SCM based upon prior efforts with each approach (*e.g.*, Porporato *et al.*, 2003; Ivanov *et al.*, 2008; Vivoni *et al.*, 2010). Manual calibration of vegetation parameters focused on capturing the LAI dynamics during 2008-2010 as observed from MODIS during the NAM growing season. Similarly, a manual calibration approach was used for the SCM parameters, using parameter values from the site or nearby areas (*e.g.*, Pavón *et al.*, 2005). The combination of tRIBS-VEGGIE and SCM allowed for the simulation of $R_{ECO} = R_a + R_h$ which was compared to R_{ECO} observations during the calibration process and therefore $NEP = GPP - R_{ECO}$. Model testing included the aforementioned variables during the validation period 2011-2012.

Climate change and CO₂ fertilization experiments

Obtained air temperature (monthly) and precipitation (1 and 3 h) projections from the Coupled Model Intercomparison Project version 5 (CMIP5) (Taylor *et al.*, 2012) for three General Circulation Models (GCMs) selected for their ability to represent the NAM system (Geil *et al.*, 2013): CNRM-CM5, HadGEM2-ES and MIROC5. Single realizations from each model were selected for a near-future period (2030-2045) under the RCP8.5, selected to match the 15-yr length of a historical forcing period (1990-2005) obtained from NLDAS (labeled as ‘HIST’). Implemented the stochastic downscaling method of Fatichi *et al.* (2013) to apply a set of change factors derived from the individual GCMs and their averaged conditions (labeled as ‘AVE’) to the statistical properties obtained from the historical forcing. Then, synthetic (100-yr long) hourly forcings were generated for each scenario (HIST, CNRM-CM5, HadGEM2-ES, MIROC5 and AVE), that should be considered as 100-yr long realizations of the climate system under stationary historical and near-future conditions.

Results and Discussion

Ecohydrological model evaluation

The model performance on energy, carbon and water fluxes, was estimated from correlation coefficient (CC), bias (B) and, mean absolute error (MAE) metrics (Vivoni *et al.*, 2008) presented in Table 1. The good match between simulated and observed SWC, ET and carbon variables, indicate that the model accurately captured the vegetation-hydrology dynamics as shown in previous studies (*i.e.*, Méndez-Barroso *et al.*, 2014).

Table 1. Model Performance Metrics between Observed and Simulated Variables.

| Variable | Calibration period | | | Validation period | | | Full period | | | |
|---------------|---|------|------|-------------------|------|------|-------------|------|------|-------|
| | CC | B | MAE | CC | B | MAE | CC | B | MAE | |
| Hourly Values | θ_{sur} (m ³ m ⁻³) | 0.80 | 0.91 | 0.03 | 0.90 | 0.65 | 0.01 | 0.81 | 0.83 | 0.02 |
| | ET (mm) | 0.86 | 0.81 | 0.02 | 0.79 | 0.88 | 0.03 | 0.83 | 0.84 | 0.03 |
| | R _{net} (W m ⁻²) | 0.96 | 0.91 | 28.23 | 0.97 | 0.87 | 31.33 | 0.96 | 0.90 | 29.47 |
| | H (W m ⁻²) | 0.90 | 1.16 | 24.65 | 0.91 | 0.91 | 45.33 | 0.90 | 1.04 | 32.92 |
| | GPP (g C m ⁻²) | 0.70 | 1.08 | 0.06 | 0.72 | 1.15 | 0.06 | 0.71 | 1.10 | 0.06 |
| | R _{ECO} (g C m ⁻²) | 0.72 | 1.09 | 0.04 | 0.69 | 1.05 | 0.03 | 0.71 | 1.07 | 0.03 |
| | NEP (g C m ⁻²) | 0.58 | 0.99 | 0.06 | 0.60 | 1.06 | 0.06 | 0.59 | 0.73 | 0.06 |

Correlation coefficient (CC), Bias (B), and mean absolute error (MAE), are calculated for soil moisture (θ_{sur}), evapotranspiration (ET), leaf area index (LAI), net radiation (R_{net}) and sensible heat flux (H), gross primary productivity (GPP), ecosystem respiration (R_{ECO}) and net ecosystem production (NEP) during calibration (2008-2010), validation (2011-2012) and full period (2008-2012).

Soil carbon model evaluation

Simulated R_{ECO} showed a good agreement with the observed values (CC>0.71) for the full period (Table 1). The sum of tRIBS-VEGGIE estimates of GPP-R_a and SCM estimates of R_h resulted in a fair approximation of NEE_{SIM} ≈ -NEP_{SIM} (Figure 2a; Table 1). The respiratory dominated response right after first monsoonal rains is well capture by NEE_{SIM}.

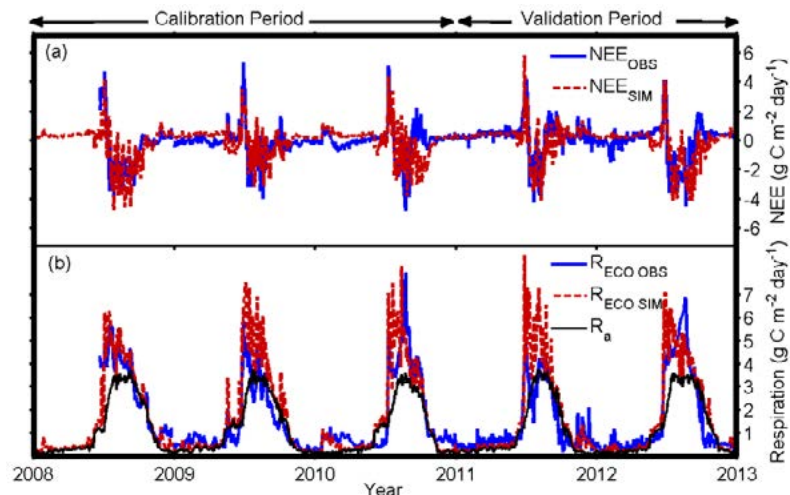


Figure 2. Time series of: (a) Observed (blue solid line) and simulated (red dashed line) net ecosystem exchange ($NEE \approx -NEP$); (b) Simulated autotrophic respiration ($R_{a\text{ SIM}}$; black solid line), observed ecosystem respiration ($R_{ECO\text{ OBS}}$; blue solid line) and simulated ecosystem respiration ($R_{ECO\text{ SIM}}$; red dashed line) resulting from the sum of tRIBS-VEGGIE simulated autotrophic respiration (R_a) and SCM simulated soil heterotrophic respiration (R_h).

Climate change scenarios

Overall, the downscaled climate models showed a good performance reproducing summer season precipitation and the warming signal consistent with other predictions at larger scales for the NAM region (e.g., Lee and Wang, 2014) (Figure 3). Mean annual temperatures for the future scenarios increased between +1.1 and +2.3 °C with respect to the HIST scenario annual mean (23 °C).

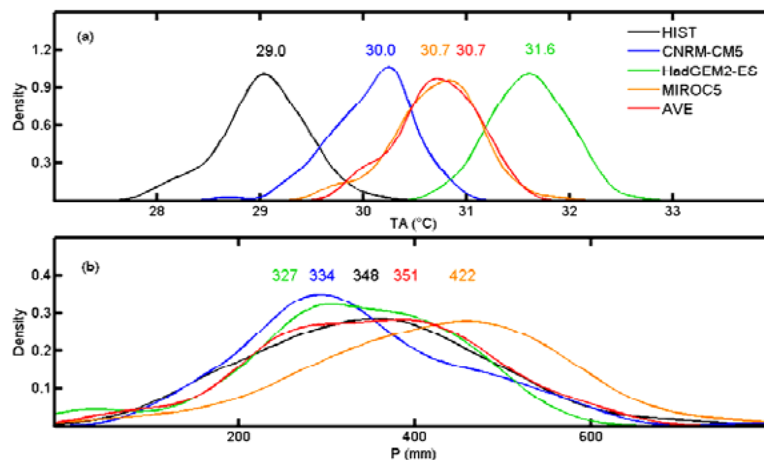


Figure 3. PDFs of mean summer (MJJAS) air temperature (TA (°C)) and precipitation (P (mm)).

Simulated carbon, water and energy fluxes

Used empirical probability density functions to compare the ecohydrological differences between the HIST and future scenarios (i.e., CNRM-CM5, HadGEM2-ES, MIROC5, AVE). Figure 4 shows the 100-years empirical probability density functions (PDFs) for the results of SWC, ET, GPP and NEP from the process based models during the summer period (MJJAS). ET was highly controlled by SWC ($r^2 > 0.88$; $P < 0.05$) (Figure 4a), as a result of high evaporative demand commonly seen in semiarid environments (Scott *et al.*, 2010).

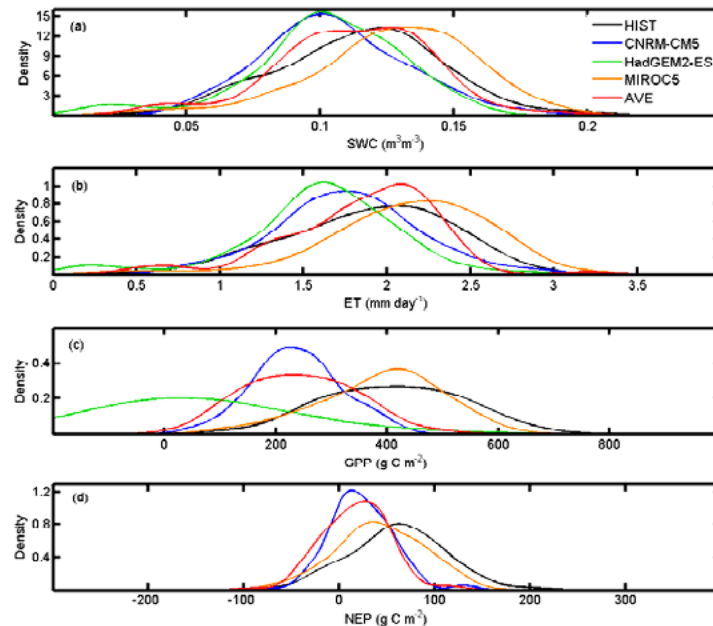


Figure 4. PDFs of mean soil water content (SWC ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)), evapotranspiration (ET (mm day^{-1})), gross primary production (GPP (g C m^{-2})) and net ecosystem production (NEP (g C m^{-2})) during summer season period (MJJAS).

Negative effects of temperature on GPP and increased R_{ECO} resulted in decreased summer NEP for future scenarios at seasonal and annual scales. Combined effects of increased temperatures and reduced summer precipitation shifted NEP to a more carbon neutral response, favoring carbon release. These results are compatible with recent findings of reduced carbon storage under hot and dry conditions (*i.e.*, Anderson *et al.*, 2011). The highest temperature and lowest summer precipitation scenario (HadGEM2-ES) lead to ecosystem collapse after ~ 35 years because plant stress drives GPP to zero (Figure 4c). This was a very important result indicating that these already stressed ecosystems may be very sensible to increased temperatures and reduced precipitation conditions (Goyal, 2004).

Conclusions

The use of two models that describe the effects of environmental changes on ecosystem functioning is an advantageous tool for the description of the mechanistic processes influencing carbon, energy and water fluxes in seasonally dry ecosystems. Model simulations in this study captured the strong seasonality of a subtropical scrubland ecosystem. The evaluation of the process-models at an hourly and daily basis showed high correlation with the measured flux data. As a result of the representation of GPP and R_{ECO} fluxes, it was possible to simulate the strong seasonal patterns of NEP that point to a set of key ecosystem characteristics of subtropical scrublands. An accurate representation of ecosystem fluxes is critical for studying how ecosystems respond to environmental change (Vargas *et al.*, 2013).

Bibliography

- Anderson, K. J., J. P. Delong, A. M. Fox, D. A. Brese and M. E. Litvak. 2011. Differential responses of production and respiration to temperature and moisture drive the carbon balance across a climatic gradient in New México. *Global Change Biology* 17:410-424.
- Baldocchi, D. D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology* 9:479-492.
- Fatichi, S., V. Ivanov and E. Caporali. 2013. Assessment of a stochastic downscaling methodology in generating an ensemble of hourly future climate time series. *Climate Dynamics* 40:1841-1861.
- Geil, K. L., Y. L. Serra and X. Zeng. 2013. Assessment of CMIP5 model simulations of the North American monsoon system. *Journal of Climate* 26:8787-8801.

- Goyal, R. 2004. Sensitivity of evapotranspiration to global warming: a case study of arid zone of Rajasthan (India). *Agricultural Water Management* 69:1-11.
- Ivanov, V. Y., R. L. Bras and E. R. Vivoni. 2008a. Vegetation-hydrology dynamics in complex terrain of semiarid areas: 1. A mechanistic approach to modeling dynamic feedbacks. *Water Resources Research* 44:W03429 DOI:10.1029/2006WR005588.
- Ivanov, V. Y., R. L. Bras and E. R. Vivoni. 2008b. Vegetation-hydrology dynamics in complex terrain of semiarid areas: 2. Energy-water controls of vegetation spatiotemporal dynamics and topographic niches of favorability. *Water Resources Research* 44:W03430 DOI:10.1029/2006WR005595.
- Lee, J.-Y. and B. Wang. 2014. Future change of global monsoon in the CMIP5. *Climate Dynamics* 42:101-119.
- Méndez-Barroso, L. A., E. R. Vivoni, A. Robles-Morua, G. Mascaro, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, J. Garatuza-Payán and J. A. Saiz-Hernández. 2014. A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in northwest México. *Water Resources Research* 50:3229-3252.
- Pachauri, R. K., M. R. Allen, V. R. Barros., J. Broome, W. Cramer, R. Christ, J. A. Church, L. Clarke, Q. Dahe, P. Dasgupta and N.K. Dubash 2014. Climate change 2014: synthesis report. *In: Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Geneva, Switzerland. 151 p.
- Pavón, N. P., O. Briones and J. Flores-Rivas. 2005. Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semi-arid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments* 60:1-13.
- Porporato, A., P. D'Odorico, F. Laio and I. Rodríguez-Iturbe. 2003. Hydrologic controls on soil carbon and nitrogen cycles. I. Modeling scheme. *Advances in Water Resources* 26:45-58.
- Robles-Morua, A., E. R. Vivoni and A. S. Mayer. 2012. Distributed hydrologic modeling in northwest México reveals the links between runoff mechanisms and evapotranspiration. *Journal of Hydrometeorology* 13:785-807.
- Scott, R. L., J. A. Biederman, E. P. Hamerlynck and G. A. Barron-Gafford. 2015. The carbon balance pivot point of southwestern US semiarid ecosystems: Insights from the 21st century drought. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:2612-2624.
- Scott, R. L., E. A. Edwards, W. J. Shuttleworth, T. E. Huxman, C. Watts and D. C. Goodrich. 2004. Interannual and seasonal variation in fluxes of water and carbon dioxide from a riparian woodland ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology* 122:65-84.
- Scott, R. L., E. P. Hamerlynck, G. D. Jenerette, M. S Moran and G. A. Barron-Gafford. 2010. Carbon dioxide exchange in a semidesert grassland through drought-induced vegetation change. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115:G03026 DOI:10.1029/2010JG001348.
- Taylor, K. E., R. J. Stouffer and G. A. Meehl. 2012. An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society* 93:485-498.
- Vargas, R., O. Sonntag, G. Abramowitz, A. Carrara, J. M. Chen, P. Ciaia, A. Correia, T. F. Keenan, H. Kobayashi, J.-M. Ourcival, D. Papale, D. Pearson, J. S. Pereira, S. Piao, S. Rambal and D. D. Baldocchi. 2013. Drought influences the accuracy of simulated ecosystem fluxes: a model-data meta-analysis for Mediterranean oak woodlands. *Ecosystems* 16:749-764.
- Vivoni, E. R., H. A. Moreno, G. Mascaro, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, J. Garatuza-Payan and R. L. Scott. 2008. Observed relation between evapotranspiration and soil moisture in the North American monsoon region. *Geophysical Research Letters* 35:L22403 DOI:10.1029/2008GL036001.
- Vivoni, E. R., J. C. Rodríguez and C. J. Watts. 2010. On the spatiotemporal variability of soil moisture and evapotranspiration in a mountainous basin within the North American monsoon region. *Water Resources Research* 46:W02509 DOI:10.1029/2009WR008240.

5.6 Almacén de carbono en encinos en un gradiente altitudinal en Jalisco, México: Avances preliminares

Ortega-Martínez Christopher D.¹; Arenas-Navarro Maribel¹; Torres-Miranda Andrés¹; Salinas-Melgoza Miguel Á.²; García-Oliva Felipe³ y Oyama Ken¹

¹Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán, México.

²Off-Site Resercher, Department of Governance and Tecnology For Sustainability (CSTM). Universidad de Twente, Países Bajos.

³Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán, México.

Autor para correspondencia: christopher_daniel@outlook.es

Resumen

A medida que el cambio climático (CC) y la crisis ambiental aumentan, también crece la importancia de encontrar rutas posibles de solución que reviertan los impactos negativos del CC. El almacenamiento de carbono en ecosistemas terrestres es considerado como una de las vías de mitigación del CC más eficientes ya que permite el almacén de carbono a largo plazo como consecuencia de la actividad fotosintética de las plantas. En este trabajo, se presentan los resultados preliminares de almacenamiento de carbono en encinos a lo largo de un gradiente altitudinal (de entre 800 y 2500 m s.n.m.) en las Serranías Occidentales de Jalisco, para el año 2016 y 2017. Se realizaron 25 transectos de vegetación a lo largo del gradiente altitudinal, en parcelas aleatorias de 0.1 ha y se muestrearon de manera intensiva 17 especies de encinos característicos de los principales tipos de vegetación. Por cada sitio se realizaron muestreos de suelo para la estimación de carbono y otros nutrientes. Se utilizaron fórmulas alométricas para el cálculo de la biomasa y carbono en encinos y otras especies arbóreas en tres tipos de cobertura vegetal (selva baja caducifolia, bosques de encino y bosques de pino-encino). Se usó la combustión y la detección coulométrica para la medición de carbono en suelo conjuntamente con un analizador de carbono modelo UIC para la determinación de carbono total en el suelo. Se reportan las tasas de almacenamiento de carbono en suelo para la evaluación de la mitigación del cambio climático para los años de 2016 y 2017.

Palabras clave: *mitigación; cambio climático; ecosistemas terrestres.*

Abstract

As climate change (CC) and the environmental crisis increase, so does the importance of finding possible solutions routes to reverse negative impacts of CC. Carbon storage in terrestrial ecosystems is considered one of the most efficient CC mitigation pathways since it allows the long-term carbon storage as a consequence of the photosynthetic activity of the plants. In this paper, the preliminary results of standing carbon in oaks along an altitudinal gradient (between 800 and 2500 m a.s.l.) in the Western Serranías of Jalisco are presented for 2016 and 2017. Twenty-five 0.01 ha plots were established set randoml along the altitudinal gradient. At each site, soil sampling was done to estimate carbon and other nutrients. Allometric equations were used to calculate aboveground biomass and carbon in 17 oaks species and other tree species in three types of vegetation cover (seasonally dry tropical forest, oak forests and pine-oak forests). Total soil carbon determination was done using combustion and coulometric detection a carbon analyzer UIC. Total soil carbon stock are reported for assessing climate change mitigation for the years 2016 and 2017.

Key words: *carbon stocks; climate change; terrestrial ecosystems.*

Introducción

El cambio climático (CC) se ha convertido en un problema mundial provocada por las altas tasas de emisiones de gases de efecto invernadero que existen en la atmósfera (IPCC, 2014). Por lo tanto, la solución a dicha problemática requiere de acciones de intervención humana que reduzcan las fuentes de emisión o potencialicen el almacenamiento de carbono en sumideros naturales (IPCC, 2014).

El almacenamiento de carbono consiste en la reducción de emisiones de CO₂ por parte de los ecosistemas terrestres mediante el proceso de fotosíntesis en las plantas, para su conservación a largo plazo en sumideros naturales como lo son el suelo, la biomasa y el mantillo (Kanninen, 2003; Yañes, 2004; IPCC, 2014).

Por estas razones, es esencial cuantificar la cantidad de secuestro de carbono atmosférico por parte de los ecosistemas terrestres debido a que existe una relación de 1-3, es decir, por cada kg de carbono acumulado en biomasa arbórea se capturan 3 kg de CO₂ atmosférico (Gómez-García y Pérez-Rodríguez; 2015).

En este sentido, México posee alrededor de una tercera parte de la diversidad específica para el Género *Quercus* con respecto a la diversidad mundial (Valencia, 2004). En conjunto esta diversidad taxonómica está conformada por al menos 161 especies de las cuales 109 son endémicas de México y 45 de ellas se albergan en el estado de Jalisco (Valencia, 2004).

En el estado de Jalisco se han reportado estudios altitudinales que reflejan el cambio de los patrones de almacenamiento de biomasa arbórea en varios tipos de vegetación, estos estudios encontraron un incremento monótono de área basal en un rango que va desde los 1500 hasta los 2500 m s.n.m. (Vázquez y Givinish, 1998). Estos patrones reflejan la gran variación de factores climáticos que modifican patrones locales de humedad en el suelo y nutrientes disponibles, entre otros factores.

Este trabajo tiene como objetivo determinar la importancia en el almacén de carbono en biomasa y suelos de los encinos y otras especies arbóreas en tres tipos de cobertura vegetal (selva baja caducifolia, encinares y bosques de pino encino), evaluando los efectos de un gradiente altitudinal en las Serranías Occidentales de Jalisco.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en las Serranías Occidentales de Jalisco, ubicadas en las cercanías de Puerto Vallarta (Figura 1). Las cuales comprenden una subregión de la Sierra Madre de Sur y la Franja Neovolcánica de Jalisco. El estudio se desarrolló en un gradiente altitudinal que va desde los (800 a los 2500 m s.n.m.). Esta zona es conocida como Sierra del Tuito-Cuale-Talpa de Allende, la cual corre en un eje noroeste-sureste. Es una zona de abrupta transición biogeográfica que presenta alta tasas de endemismo en muchos grupos de plantas (Cuevas *et al.*, 2010) y en particular para los encinos rojos en México (Torres-Miranda *et al.*, 2011).

El occidente de Jalisco es considerado como uno de los sitios de endemismo florístico más importantes del país. En la zona pueden destacar especies arbóreas como el pino de Jalisco, (*Pinus jaliscana*), la laurácea (*Beilschmiedia manantlanensis*), álamo (*Populus guzmanantlensis*) y algunos encinos como *Quercus cualensis*, *Q. iltisii*, *Q. tuitensis* entre otros (Cuevas *et al.*, 2010). La relevancia biológica de la zona llevó a la creación de un Área Natural Protegida (ANP) Estatal del estado de Jalisco, llamada Parque estatal bosque de Maple. El polígono de ANP se extiende por 150 ha de la Cañada Ojo de Agua del Cuervo (Gobierno de Jalisco, 2016).

El tipo de clima presente, según la clasificación de Köppen modificada por García, corresponde a un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, clasificación Aw₂(w)i (Velázquez *et al.*, 2012).

Serranías Meridionales de Jalisco

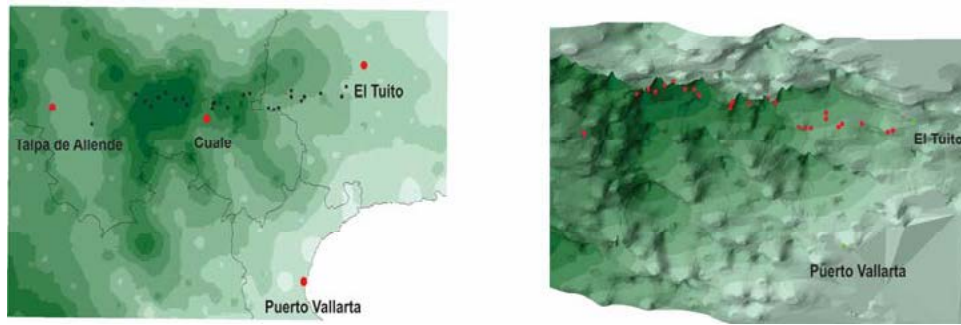


Figura 1. Localización de las Serranías Meridionales de Jalisco.

Metodología

La selección de los sitios de muestro fue desarrollada con base en dominios ambientales compuestos por 19 variables climáticas de Cuervo-Robayo *et al.* (2013), a una resolución de 60 m x 60 m para México, para obtener los 25 sitios de muestro al azar El análisis se realizó con el programa PATN ver. 3.01 (Belbin, 2004), Los puntos fueron modificados en su localización debido a la accesibilidad al sitio y la accidentada topografía de la zona.

Las ecuaciones alométricas utilizadas fueron obtenidas a partir de la publicación de García *et al.* (2015) y las ecuaciones utilizadas por CONAFOR en el INFyS 2004-2009. La determinación de carbono en suelos fue obtenida a partir la detección coulométrica conjuntamente con un analizador de carbono modelo UIC, siguiendo la metodología de Chavés *et al.* (2015).

Se realizó un análisis de regresión lineal generalizado usando un error log-normal con el programa estadístico R.

Resultados y Discusión

Se presentan los resultados preliminares de almacenamiento de carbono en biomasa bajo el efecto del gradiente altitudinal para los años 2016 y 2017. La Figura 2 presenta la cantidad de carbono por transecto.

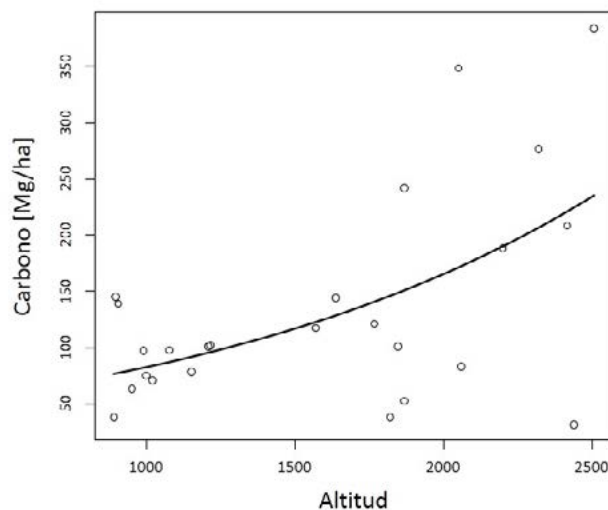


Figura 2. Cantidad de carbono por transecto bajo los efectos del gradiente altitudinal.

La Figura 3 presenta la cantidad de biomasa predicha en función de la altitud.

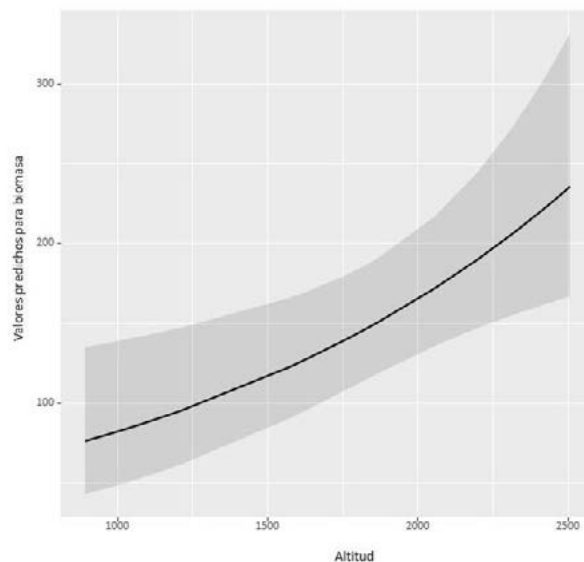


Figura 3. Valores predichos para biomasa en función de la altitud.

Los resultados en cantidad de carbono y biomasa predicha para la zona de estudio demuestran una correlación positiva en función del aumento de la altitud. Presentando una mayor cantidad de carbono y biomasa en las zonas altas en comparación con las zonas más bajas. Dichos resultados se realizaron bajo los intervalos estadísticos que muestra el Cuadro 1.

Cuadro 1. Datos estadísticos.

| | <i>E</i> | Biomasa | <i>IC</i> | <i>std. Error</i> |
|-------------------------|-----------------|------------------|--------------------|-------------------|
| (Intercepción) | 40.8223 *** | | 12.4665 – 94.0735 | 19.3649 |
| Altitud | 1.0007 ** | | 1.0003 – 1.0012 | 0.0002 |
| Observaciones | | 25 | | |
| Pseudo-R ² | | | | |
| AIC | | 293.965 | | |
| -2 Log-Probabilidad | | 287.965 | | |
| Desviación | | 147,207.01 | | |
| X ² deviance | | p=.000 | | |
| Notas | * <i>p</i> <.05 | ** <i>p</i> <.01 | *** <i>p</i> <.001 | |

IC=Intervalo de confianza; EE=error estándar, E=estimado.

Los resultados de carbono en suelos se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Concentración de carbono (gramo de carbono/ gramos de suelo) por transecto.

| Transecto | C g/g | Transecto | C g/g |
|-----------|----------|-----------|----------|
| 1 | 0.009497 | 14 | 0.016735 |
| 2 | 0.026963 | 15 | 0.009183 |
| 3 | 0.032202 | 16 | 0.015398 |
| 4 | 0.019695 | 17 | 0.025965 |
| 5 | 0.015413 | 18 | 0.032492 |
| 6 | 0.024016 | 19 | 0.078928 |

| Transecto | C g/g | Transecto | C g/g |
|-----------|----------|-----------|----------|
| 7 | 0.022167 | 20 | 0.06626 |
| 8 | 0.007756 | 21 | 0.088241 |
| 9 | 0.021845 | 22 | 0.040279 |
| 10 | 0.020223 | 23 | 0.011673 |
| 11 | 0.020393 | 24 | 0.036681 |
| 12 | 0.00835 | 25 | 0.016957 |
| 13 | 0.032863 | | |

Los resultados de carbono en suelos se presentan en concentración debido a que las estimaciones de carbono por toneladas de carbono por hectárea se encuentran en cuantificación.

Conclusiones

En conclusión, los almacenes de carbono en biomasa para la zona del Tuito-Cuale-Talpa de Allende se describen como altos, por lo que puede haber una sobre estimación de los parámetros. No obstante, en cuestiones de carbono en suelos la zona tiene un buen potencial para realizar acciones de mitigación aumentando los reservorios de carbono o bien conservándolo por un largo periodo de tiempo.

Es posible que el almacenamiento de carbono en la zona sea de gran importancia debido a que el área podría mitigar gran cantidad de gases de efecto invernadero emitidos en Puerto Vallarta, Jalisco, esto debido a la cercanía de la ciudad con la zona.

Literatura citada

- Chavéz. V. B. 2015. Efecto de la calidad de la materia orgánica asociada a dos especies de *Quercus* sobre la descomposición del mantillo en un bosque templado deducido. Tesis de Doctorado en Ciencias. CIEco-UNAM. 171 p.
- Cuervo, R. A. P., V. O. Téllez, M. A., Gómez, B. Crystian C. S. Venegas, J. F. Manjares and M. E. Martínez. 2013. An update of high resolution monthly climate surfaces for México. *International Journal of Climatology* 34:2427-2437.
- Cuevas, G., G. J. G. Gonzales, L. L. Hernández, D. I. Igniguez, P. E. Jardel, M. P. Rodríguez y P. A. L. Santiago. 2010. Sierra Madre del Sur y Franja Neovolcánica de Jalisco *En: El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. D. F., México. 197 p.
- García, R. F., H. J. Bermardus, P. Martínwz-Zurimendi y F.Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72(6):835-864 doi 10.1007/s13595-015-0456-y
- Gobierno de Jalisco. 2016. Decreto por el que se establece área natural protegida bajo la categoría de Parque Estatal Bosque de Arce, con una superficie de 150.04 ha, ubicada en el municipio de Talpa de Allende, Jalisco. El estado de Jalisco, Periódico Oficial.
- Gómez-García, E. y F. Pérez-Rodríguez. 2015. Evolución de la biomasa y del carbono acumulado por *Quercus robur* en Galicia (España). *Bosque (Valdivia)* 36(2):255-264 <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002015000200011>.
- IPCC. 2014. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *In: 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 and J. C. Minx (Eds.)*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kanninen, M. 2003. Secuestro de Carbono en bosques, su papel en el ciclo global. Disponible en línea: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/y4435s/y4435s00.pdf>. FAO, Roma 2003. 99 p.
- Torres-Miranda A, I. Luna-Vega and K. Oyama. 2011. Conservation biogeography of red oaks (*Quercus*, section lobatae) in México and central America. *American Journal of Botany* 98(2):290–305.
- Valencia-A, S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (*Fagaceae*) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75:33–53.
- Vázquez, J. A. y T. J. Givnish. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of Ecology* 86:999–1020.
- Velázquez, R. O. A., R. L. M. Martínez y G. F. M. Carrillo 2012. Caracterización climática para la región de Bahía de Banderas mediante el sistema de Köppen, modificado por García, y técnicas de sistemas de información geográfica. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* 79:7-19.
- Yáñez S. A. 2004. La captura de carbono en bosques: ¿Una herramienta para la gestión ambiental? *Gaceta Ecológica* 70:5-18. Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/539/53907001.pdf>

5.7 Contenidos de carbono orgánico del suelo en sistemas agroforestales de cacao en Tabasco, México

Sánchez-Hernández Rufo¹; Salvador-Morales Pedro^{4,2}; Francisco-Santiago Sandra P.¹; Valdés-Velarde E.³; López-Noverola Ulises¹; Cámara-Cabrales Luisa⁴ y Valencia-Hernández Ismael²

¹División Académica de Ciencias Agropecuarias, UJAT. Carretera Villahermosa-Teapa Km 25, R/A La huasteca Segunda Sección, CP 86280, Villahermosa, Tabasco.

²Instituto Tecnológico de la Zona Olmeca (ITZO). Prolongación Ignacio Zaragoza S/N, Centro, CP 86720, Villa Ocuilzapatlán, Tabasco.

³Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Chapingo, Estado de México.

⁴División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa-Cárdenas Km 0.5 S/N, Entronque a Bosques de Saloya, CP 86150, Tabasco, Villa Hermosa.

Autor para correspondencia: rusaher@hotmail.com

Resumen

El objetivo de la investigación fue determinar los contenidos de carbono de los suelos del Sistema Agroforestal de Cacao (SAFC) en el estado de Tabasco. Mediante un Sistema de Información Geográfica, se identificaron los polígonos de suelos cultivados con este uso; se determinó que los SAFC se distribuyen en los grupos de suelos Cambisols (CM), Fluvisols (FL), Gleysols (GL) y Vertisols (VR). Para cada suelo se describió un perfil representativo y se seleccionaron cuatro SAFC (parcelas) de edad similar. En diez sitios de cada parcela, se muestreó el suelo a tres profundidades (0-10, 10-20 y 20-30 cm) y, se determinaron las variables densidad aparente (ρ_b), carbono orgánico total (COS) y materia orgánica del suelos (MOS). Se concluye que los suelos evaluados contienen cantidades similares de COS, el cual se distribuye en un gradiente de mayor a menor a partir de la capa 0-10 cm, más evidente en los VR. El COS afecta favorablemente la ρ_b ($r=-0.73$; $\text{Prob}\leq 0.0001$). En una capa de 0-30 cm se registraron 6.05, 5.28, 5.26 y 5.14% de C en $\text{GL}>\text{FL}>\text{VR}>\text{CM}$ respectivamente, que equivalen a cantidades de 73.65, 67.16, 60.23 y 59.61 Mg C ha⁻¹ en $\text{GL}>\text{VR}>\text{CM}>\text{FL}$ respectivamente. Los SAFC establecidos en FL y CM cumplen mayormente con la función de almacenar COS, llegando a registrar contenidos de 1 612 832 y 556 721 Mg C respectivamente. Los SAFC de los municipios de Cárdenas y Comalcalco registran contenidos de 657 681 y 632 063 Mg COS respectivamente.

Palabras clave: *Theobroma cacao L.*; *Cambisoles*; *Fluvisoles*; *Vertisoles*; *Gleysoles*.

Abstract

The aim of the research was to determinate the carbon content of the soils of the cocoa agroforest systems (SAFC) in Tabasco state. Across to Geographic information systems, were identified the polygons of the cropped soils with this use; was determined that the SAFCs are distributed in the Cambisols (CM), Fluvisols (FL), Gleysols (GL) and Vertisols (VR). For each soil was described a representative profile and were selected four SAFC (plots) of similar age. In ten sites of each plot, the soils were sampled to three deeps (0-10, 10-20 y 20-30 cm), and were determined the variables bulk density (ρ_b), soil organic carbon (SOC) and soil organic matter (MOS). It is concluded that the evaluated soils contain similar amounts of SOC, which are distributed in a gradient from higher to less from the 0-10 cm layer, more evident in the VR. The SOC affects favorably the ρ_b ($r=-0.73$; $\text{Prob}\leq 0.0001$). In a layer from 0-30 cm were registered 6.05, 5.28, 5.26 y 5.14% of SOC in $\text{GL}>\text{FL}>\text{VR}>\text{CM}$ respectively, que equivalent to amount of 73.65, 67.16, 60.23 and 59.61 Mg SOC ha⁻¹ in $\text{GL}>\text{VR}>\text{CM}>\text{FL}$ respectively. The SAFC established in FL and CM fulfill to a greater degree the function of storing SOC, reaching levels of



1 612 832 and 556 721 Mg SOC respectively. The SAFC located in the municipalities of Cárdenas and Comalcalco registered levels of 657 681 and 632 063 Mg SOC respectively.

Key words: *Theobroma cacao L.*; *Cambisols*; *Fluvisols*; *Vertisols*; *Gleysols*.

Introducción

El suelo es el principal almacén de Carbono (C) con respecto a los ecosistemas terrestres, donde se puede llegar a proteger alrededor del 75% del C que se encuentra en la parte continental del planeta (Lal, 2007). Se estima que en este reservorio, el contenido de carbono orgánico del suelo (COS), llega a superar en dos o tres veces los depósitos de carbono (C) de la biomasa aérea (Etchevers *et al.*, 2001). Por ello en los últimos decenios, el estudio del almacenamiento del C edáfico como estrategia para mitigar el fenómeno del cambio climático global (CCG), ha cobrado mucha importancia. Los mecanismos de fijación del COS son diversos, incluyen la protección química mediante las interacciones inter moleculares entre las fracciones de la materia orgánica del suelo (MOS) y las fracciones inorgánicas (Lützow *et al.*, 2006); así como la protección física del C dentro de las estructuras del suelo (Six *et al.*, 2004). Por lo tanto, una de las condiciones necesarias para que ocurra la fijación y almacenamiento del COS, es evitar la perturbación de la capa arable. El Sistema Agroforestal de Cacao (SAFC) cumple esa condición durante décadas, además de mantener un dosel arbóreo, por lo que este sistema tiene potencial como almacén de COS. Según Cassano *et al.* (2009) los SAFC se han convertido en un sistema estratégico que permite conciliar los intereses de la producción agrícola, con la conservación de los recursos naturales en los trópicos; llegando a almacenar cantidades de C, inclusive superiores a la de algunos bosques naturales (Schroth *et al.*, 2015). El SAFC es uno de los más importantes que se distribuyen en los estados de Tabasco y Chiapas; aunque en la actualidad este sistema ha sido presionado por la deforestación, debido al cambio de uso de suelo motivado por problemas de baja producción (Bautista-Mora *et al.*, 2015). Dicha deforestación del SAFC causa pérdidas en la economía del estado de Tabasco, además de provocar un desequilibrio ambiental, al reducir la capacidad de almacenamiento del COS (Barrón-García *et al.*, 2014). Algunas investigaciones recientes han documentado los efectos que los SAFC tienen sobre la fertilidad del suelo; se sabe que las propiedades físicas y químicas son afectadas favorablemente en la capa superficial, debido a la conservación de importantes cantidades de C, por lo que después de seis años de establecido el SAFC, las propiedades edáficas tienen a estabilizarse en niveles similares a la de los bosques secundarios en su estado natural (Arévalo-Gardini *et al.*, 2015).

Por la importancia económica y ambiental el almacenamiento del COS, el objetivo de esta investigación fue determinar los contenidos de carbono de los suelos cultivados con SAFC en el estado de Tabasco.

Materiales y Métodos

La investigación se realizó en la región de la Chontalpa Tabasco, que incluye los municipios de Huimanguillo, Cárdenas, Comalcalco, Cunduacán y Jalpa de Méndez, que es donde se concentra el 94% del total de la superficie del SAFC en la entidad. Específicamente en la zona fisiográfica denominada Llanura aluvial costera, que se localiza entre las coordenadas 17°50'0" y 18°15'0" N; 92°45'0" y 94°0'0" W.

En una primera etapa de la investigación, se realizaron recorridos de campo y se geo posicionaron 100 parcelas correspondientes a SAFC. Como base de referencia geográfica se utilizó un mapa de suelos de Tabasco, escala 1:250 000 (Jiménez, 2013). Sobre este mapa se sobrepuso una capa de vegetación mediante el sistema de información geográfica ArcGis, Versión 9.3. Se ubicaron las coordenadas de los puntos geoposicionados durante la primera etapa; por interpolación se identificó la distribución de los

SAFC sobre los diferentes grupos de suelos; en cada uno de ellos se describieron los perfiles de los suelos característicos de acuerdo a la base referencial mundial del recurso suelo (WRB) versión 2014 (IUSS Working Group WRB, 2015) y, se seleccionaron cuatro parcelas de edad similar.

En cada parcela se ubicaron diez puntos de muestreos (PM); en cada PM se colectaron muestras de suelos a tres profundidades (0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm) con un cilindro de volumen conocido. Las muestras fueron secadas en una estufa de aire forzado a 105 °C hasta obtener peso constante de la muestra; el peso seco de la muestra fue relacionado con el volumen del cilindro, para determinar la densidad aparente (ρ_b) (Blake y Hartge, 1986). Las muestras secas fueron trituradas y tamizadas para determinar el porcentaje de C total mediante un equipo TOC de la marca Perkin Elmer; la MOS se calculó mediante la multiplicación del % COS por el factor de Van Benmelen de 1.724 que resulta de la suposición de que la materia orgánica del suelo contiene un 58% de C. El valor de la ρ_b se utilizó para transformar los resultados del COS en valores de Mg de COS por hectárea (Mg COS ha⁻¹) mediante la Ecuación 1, propuesta por Etchevers *et al.* (2001).

$$\text{Mg COS ha}^{-1} = P_s * \rho_b * \% \text{ COS} \quad (1)$$

donde, Mg COS ha⁻¹=Mega gramos (equivalente a una tonelada) de carbono orgánico del suelo por hectárea; P_s =profundidad del muestreo en metros (0.10 m); ρ_b =densidad aparente; % COS=porcentaje de COS en el estrato correspondiente.

Los datos recabados fueron analizados a través de ANOVA, pruebas de comparación de medias de Tukey y análisis de correlación, a través del paquete estadístico SAS para Windows versión 6.12 (SAS Institute, 1999).

Resultados y Discusión

El análisis de imágenes indica que el SAFC se distribuye en 40 004 ha, de las cuales el 27, 26, 21, 13 y 7% se distribuyen en los municipios de Cárdenas, Comalcalco, Cunduacán, Huimanguillo y Jalpa de Méndez respectivamente, el 6% restante de la superficie se encuentra en los municipios de Paraíso, Teapa, Centro y Tacotalpa. Del total de la superficie ocupada por el SAFC, el 67, 23, 5 y 4% se distribuye sobre suelos Fluvisoles (FL), Cambisoles (CM), Vertisoles (VR) y Gleysoles (GL) respectivamente, el 1% restante involucra otros ocho grupos de suelos.

El análisis de correlación reveló un ligero incremento de la de ρ_b conforme se incrementó la profundidad del suelo ($r=0.74$; $\text{Prob} \leq 0.0001$), por lo que se observó que en todos los suelos, la ρ_b fue más baja en la capa 0-10 cm, con respecto a las capas de 10-20 y 20-30 cm respectivamente (Cuadro 1).

En las tres profundidades, el VR fue el suelo que mayor ρ_b registró.

En cuanto a la concentración del COS, no se observaron diferencias estadísticas entre los distintos grupos de suelo. Solo se observaron diferencias estadísticamente significativas en el estrato de 20-30 cm, siendo los GL los que mayores concentraciones de COS registraron a esa profundidad (Cuadro 1).

Cuadro 1. Comparativo de ρ_b , COS y MOS según grupos de suelo y profundidad en el SAFC.

| Grupo de suelo | Profundidad (cm) | ρ_b (Mg m ⁻³) | COS | | MOS |
|----------------|------------------|--------------------------------|-----------------|--|-------------|
| | | | ----- (%) ----- | | ----- |
| CM | 0-10 | 0.99 ± 0.08 b | 3.07 ± 0.31 | | 5.3 ± 0.54 |
| FL | | 1.06 ± 0.04 ab | 3.24 ± 0.53 | | 5.6 ± 0.91 |
| GL | | 1.17 ± 0.04 a | 3.36 ± 0.52 | | 5.78 ± 0.90 |
| VR | | 1.14 ± 0.08 a | 3.12 ± 0.23 | | 5.38 ± 0.39 |

Continuación Cuadro 1...

| Grupo de suelo | Profundidad (cm) | ρ_b (Mg m ⁻³) | COS (%) | |
|----------------|------------------|--------------------------------|---------------|---------------|
| | | | MOS | MOS |
| CM | 10-20 | 1.35 ± 0.03 ab | 1.24 ± 0.17 | 2.15 ± 0.29 |
| FL | | 1.21 ± 0.07 c | 1.31 ± 0.18 | 2.26 ± 0.32 |
| GL | | 1.26 ± 0.07 bc | 1.59 ± 0.23 | 2.75 ± 0.40 |
| VR | | 1.41 ± 0.08 a | 1.32 ± 0.09 | 2.29 ± 0.15 |
| CM | 20-30 | 1.55 ± 0.07 a | 0.82 ± 0.11 b | 1.41 ± 0.20 b |
| FL | | 1.28 ± 0.04 b | 0.72 ± 0.05 b | 1.24 ± 0.08 b |
| GL | | 1.29 ± 0.08 b | 1.09 ± 0.08 a | 2.01 ± 0.29 a |
| VR | | 1.52 ± 0.09 a | 0.81 ± 0.10 b | 1.4 ± 1.18 b |

Cuando el análisis estadístico se realiza por grupos de suelos, se observa que en todos ellos se registra un gradiente de mayor a menor. No obstante, en los CM, FL, GL solo la capa 0-10 cm de profundidad se diferencian estadísticamente de las dos capas más profundas, mientras que en los VR, las tres capas fueron diferentes estadísticamente. Al respecto, Wei *et al.* (2012) señalan que del total del COS localizado en el primer metro de profundidad en algunos agrosistemas, más del 50%, se encuentra en los primeros 20 cm; mientras que en el caso de la vegetación secundaria, la concentración del COS en esta capa, oscila entre 23-31%. Esta concentración diferenciada del COS en las diferentes profundidades del suelo, tuvo una clara correlación sobre la variable ρ_b ($r=-0.73$; $\text{Prob} \leq 0.0001$), por lo que en ambos suelos, la ρ_b fue más baja en la capa 0-10 cm con respecto a las dos capas inferiores; resultado que es congruente con lo reportado por Nascente *et al.* (2015), quienes señalan que la MOS afecta directamente la agregación y macroporosidad, debido a la densidad de la MOS o por el incremento de la actividad biológica.

Los datos de COS y la ρ_b revelan que el COS acumulado en Mg COS ha⁻¹ en todos los grupos de suelos, presentan un gradiente de acumulación de COS que va de las capas superiores a los estratos más profundos. En los FL y VR se detectaron diferencias estadísticamente significativas en las tres profundidades, mientras que en los CM y GL solo la primera capa se diferenció estadísticamente con respecto a las dos capas más profundas. Los GL acumularon 73.65 Mg C ha⁻¹, seguido de los VR, CM y FL con 67.16, 60.23 y 59.61 Mg C ha⁻¹ respectivamente, cifras que no presentaron diferencias estadísticamente significativas. Otras investigaciones reportan que el SAFC puede llegar a almacenar entre 90.4-127.3 Mg COS ha⁻¹, dependiendo del tipo de árboles de sombra que se establezcan, cantidad que puede ser superior a la que acumulan algunos bosques naturales, que es de 67.7 Mg COS ha⁻¹ (Gama-Rodriguez *et al.*, 2010) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Porcentajes de COS a tres profundidades y su equivalencia en Mg COS ha⁻¹ según grupos de suelos en el SAFC en Tabasco, México.

| Profundidad (Cm) | % COS. Grupos de suelo ⁻¹ | | | | Mg C ha ⁻¹ . Grupos de suelo ⁻¹ | | | |
|------------------|--------------------------------------|----------|----------|----------|---|-----------|-----------|-----------|
| | CM | FL | GL | VR | CM | FL | GL | VR |
| 0-10 | 3.1±0.3a | 3.2±0.5a | 3.4±0.5a | 3.1±0.2a | 30.6±5.3a | 34.4±4.4a | 39.4±6.8a | 35.9±4.0a |
| 10-20 | 1.2±0.2b | 1.3±0.2b | 1.6±0.2b | 1.3±0.1b | 16.9±2.4b | 15.9±2.6b | 20.2±3.0b | 18.8±2.1b |
| 20-30 | 0.8±0.1b | 0.7±0.0b | 1.1±0.1b | 0.8±0.1c | 12.7±1.3b | 9.2±0.9c | 14.0±1.4b | 12.5±2.2c |
| 0-30 | 5.14 | 5.28 | 6.05 | 5.26 | 60.23 | 59.61 | 73.65 | 67.16 |

Aunque los GL son los suelos que registraron los mayores contenidos de COS en Mg COS ha⁻¹, la superficie del SAFC en estos suelos es muy limitada. Caso contrario a los FL y CM, los cuales aunque presentaron menores contenidos de COS, su amplia superficie cultivada con SAFC, hace de estos suelos, los más importantes para cumplir con la función ecosistémica de almacenar el COS. Por ello, los suelos

que más cumplen con la función de contener el COS en la zona productora de cacao en Tabasco en orden de importancia son $GL > VR > CM > FL$. Los municipios que cuentan con una mayor superficie del SAFC en los CM y FL son los que mayores cantidades de COS mantienen en sus suelos. En su conjunto, los municipios productores de cacao en Tabasco registran una cantidad de 2 402 931 Mg C (Cuadro 3).

Según Saj *et al.* (2013) la capacidad de almacenamiento del SAFC depende de factores como la ubicación geográfica y los sistemas de manejo; más que de la edad y crecimiento de los árboles de cacao; sobre todo porque el componente arbóreo correspondiente a los árboles de cacao no contribuye significativamente a la capacidad de almacenamiento del sistema. Sin embargo, es necesario precisar que independientemente de la poca contribución que tienen los árboles de cacao en el almacenamiento del C, es importante resaltar su importancia que estos tienen en otros servicios ambientales, principalmente en el de conservación de la biodiversidad.

Algunas investigaciones recientes han documentado los efectos que los SAFC tienen sobre los indicadores de fertilidad del suelo; se sabe que las propiedades físicas y químicas son afectadas favorablemente en la capa superficial de 0-20 cm, debido a que pueden mantener importantes cantidades de COS, por lo que después de 6 años de establecido el SAFC, las propiedades edáficas tienen a estabilizarse en niveles similares a la de los bosques secundarios en su estado natural (Arévalo-Gardini *et al.*, 2015).

Cuadro 3. Superficie del SAFC por municipios y, su contribución al almacenamiento de COS según grupo de suelo en Tabasco, México.

| Municipio | Distribución de SAFC por grupo de suelo (ha) | | | | Mg C/municipio |
|-----------------------------|--|------------------|----------------|----------------|------------------|
| | CM | FL | GL | VR | |
| Mg COS t ha ⁻¹ ▶ | 60.50 | 59.75 | 73.75 | 67.25 | |
| Cárdenas | 6826 | 2909 | 291 | 770 | 657 681 |
| Comalcalco | 579 | 9765 | 205 | 0 | 632 063 |
| Cunduacán | 84 | 8088 | 368 | 52 | 517 781 |
| Huimanguillo | 1705 | 1859 | 344 | 1011 | 306 742 |
| Jalpa de Méndez | 0 | 2535 | 207 | 0 | 166 357 |
| Otros | 8 | 1837 | 78 | 0 | 115 730 |
| Superficie total | 9202 | 26 993 | 1493 | 1833 | |
| Mg C/grupo de suelo | 556 721 | 1 612 832 | 110 109 | 123 269 | 2 402 931 |

Conclusiones

En el estado de Tabasco, los SAFC se distribuyen principalmente en suelos CM, FL, VR y GL. Los resultados obtenidos precisan que estos suelos contienen cantidades similares de COS. En todos los suelos se observó un gradiente en la distribución vertical del COS, siendo la capa 0-10 cm la que contiene mayores porcentajes COS, dicho gradiente es más evidente en los VR. El COS acumulado tuvo un efecto favorable sobre la ρ_b , por lo que en la capa 0-10 cm se observó una reducción de esta variable física. La acumulación de COS en una capa de 0-30 cm, en los suelos evaluados, fue de 6.05, 5.28, 5.26 y 5.14% en el orden $GL > FL > VR > CM$ respectivamente. La acumulación expresada en Mg COS ha⁻¹ registró en orden de importancia cantidades de 73.65, 67.16, 60.23 y 59.61 Mg COS ha⁻¹ en $GL > VR > CM > FL$ respectivamente.

Debido a que los SAFC se distribuyen principalmente en FL y CM, estos grupos de suelos son los que cumplen mayormente la función ecosistémica del almacenamiento de COS en el SAFC, con cantidades de 1 612 832 y 556 721 Mg COS respectivamente. Los suelos cultivados con SAFC en los municipios de Cárdenas y Comalcalco registran contenidos de 657 681 y 632 063 Mg COS respectivamente.

Literatura citada

- Arévalo-Gardini, E., M. Canto, J. Alegre, O. Loli, A. Julca and V. Baligar. 2015. Changes in Soil Physical and Chemical Properties in Long Term Improved Natural and Traditional Agroforestry Management Systems of Cacao Genotypes in Peruvian Amazon. *PLoS ONE* 10(7):e0136784 DOI: 10.1371/journal.pone.0136784.
- Barrón-García, Y. P., A. Azpeitia-Morales, A. P. Andrade y F. Mirafuentes-Hernández. 2014. Metodología adaptada para la formación de híbridos F1 de cacao (*Theobroma cacao* L.) en Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 5(5):765-777.
- Bautista-Mora, E., J. Pérez-Flores, O. Ruiz-Rosado y A. Valdéz-Balero. 2015. Uso de recursos forestales maderables y no maderables del Sistema agroforestal cacao en Cárdenas, Tabasco. *En: J. A. Villanueva-Jiménez y R. Jarquín-Gálvez (Coordinadores). Agricultura Sostenible. Armonía entre el hombre y la naturaleza. Primera edición. Universidad de Aguascalientes. Aguascalientes, México. pp 187-121.*
- Blake, G. R. and K. H. Hartge. 1986. Bulk density. *In: A. Klute (Ed.). Methods of soil analysis. Part I. Physical and mineralogical methods, 2nd Ed. American Society of Agronomy and SSSA. Agronomy Monograph. Madison, Wisconsin, USA. pp 9:363-375.*
- Cassano, C. R., G. Schroth, D. Faria, J. H. Delabie and L. Bede. 2009. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 18(3):577-603.
- Etchevers, J. D., M. Acosta, C. Monreal, K. Quednow y L. Jiménez. 2001. Los stocks de carbono en diferentes compartimientos de la parte subterránea en sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. *En: Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18 al 20 de Octubre de 2001. Valdivia, Chile. 19 p.*
- Gama-Rodrigues, E. F., P. R. Nair, V. D. Nair, A. C. Gama-Rodrigues, V. C. Baligar y R. C. Machado. 2010. Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Environmental Management* 45(2):274-283.
- IUSS Working Group WRB. 2015. Base referencial mundial del recurso suelo 2014, actualización 2015. Sistema Internacional de Clasificación de Suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos. Roma, Italia. 106 p.
- Jiménez, R. 2013. Clasificación y caracterización de suelos de Tabasco con base en el enfoque geomorfopedológico. Tesis de M.S.C. Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. H. Cárdenas Tabasco, México. 158 p.
- Lal, R. 2007. World soils and global issues. *Soil and Tillage Research* 97:1-4.
- Lützow, M. V., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner 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(4):426-445.
- Nascente, A. S., Li Yuncong and C. Costa. 2015. Soil aggregation, organic carbon concentration, and soil bulk density as affected by cover crop species in a no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 39:871-879.
- Saj, S., P. Jagoret and H. T. Ngogue. 2013. Carbon storage and density dynamics of associated trees in three contrasting *Theobroma cacao* agroforests of Central Cameroon. *Agroforestry systems* 87(6):1309-1320.
- SAS Institute. 1999. SAS/STAT. Guide for personal computer. Ver. 6.12. Cary, NC, USA. 889 p.
- Schroth, G., L. C. Bede, A. O. Paiva, C. R. Cassano, A. M. Amorim, D. Faria, E. Mariano-Neto, A. M. Z. Martini, R. H. R. Sambuichi and R. N. Lôbo. 2015. Contribution of agroforests to landscape carbon storage. *Mitigation and daptation Strategies for Global Change* 20:1175-1190
- Six, J., H. Bossuyt, S. Degryze and K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics, Review. *Soil & Tillage Research* 79:7-31.
- Wei, J., J. Cheng, W. Li and W. Liu. 2012. Comparing the Effect of Naturally Restored Forest and Grassland on Carbon Sequestration and Its Vertical Distribution in the Chinese Loess Plateau. *PLoS ONE* 7(7):e40123 DOI:10.1371/journal.pone.0040123.

5.8 Ecuaciones alométricas para estimar contenido de carbono aéreo en *Pinus rudis* Endl., en Acajete, Veracruz

Juárez-Gabriel Karla M.¹; Viveros-Viveros Héctor¹; Acosta-Mireles Miguel²; Juárez-Cerrillo Sergio F.³ y Bolívar-Cimé Beatriz del S.¹

¹Instituto de Investigaciones Forestales (INIFOR). Parque Ecológico El Haya, Col. Benito Juárez, CP 91070, Xalapa, Veracruz.

²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Campo Experimental Valle de México. Km13.5 de la Carretera los Reyes-Texcoco, Coatlinchan, CP 56250, Texcoco, Estado de México.

³Facultad de Estadística e Informática. Av. Xalapa esquina. Manuel Ávila Camacho S/N. CP 91020, Xalapa, Veracruz.

Autor para correspondencia: karjugab@gmail.com

Resumen

Se generaron modelos alométricos para estimar el contenido de carbono aéreo en árboles de *Pinus rudis* Endl. en Acajete, Veracruz, a partir de las mediciones del diámetro normal y altura. Se seleccionaron 25 árboles de *P. rudis* y se determinó su biomasa. De cada árbol se obtuvieron muestras de los siguientes componentes estructurales: fuste, ramas y follaje; en campo se determinó el peso fresco, tanto de la muestra de cada árbol como del componente. En laboratorio se obtuvo el peso seco de las muestras, para después estimar la biomasa total de cada árbol, usando para ello la relación peso seco:peso fresco de las muestras. Para determinar el carbono de los diferentes componentes se tomaron muestras de siete árboles y se analizaron en el laboratorio. El contenido de carbono promedio en el fuste y ramas fue de 49.40%, el del follaje de 49.18% y el total del árbol de 49.32%. La ecuación que tuvo un mejor ajuste para determinar el contenido de carbono a partir del diámetro normal fue un modelo no lineal de potencia, mientras que para la altura fue un modelo no lineal exponencial.

Palabras clave: *diámetro normal; altura del arbolado; modelo no lineal.*

Abstract

Allometric models were generated to calculate aerial carbon content in trees of *Pinus rudis* Endl. in Acajete, Veracruz, from the measurement of their normal diameter and height. We selected twenty-five trees of *P. rudis* and determined their biomass. Samples were obtained from each of the following structural components: stem, branches and foliage; fresh weight was determined in samples as well as in each component. Samples were taken to the laboratory to be dried and then weighted. Total biomass of each tree was estimated by the relationship between the dry weight and the fresh weight of the samples. Seven sampled trees were analyzed in the laboratory to determine the carbon content of their components. The mean carbon content was 49.40% in the stems and branches, 49.18% in the foliage and 49.32% in the complete tree. The equation which best fits for calculating the carbon content from the normal diameter was a non-linear model of power, while for height was a non-linear exponential model.

Key words: *normal diameter; tree height; non-linear model.*

Introducción

El dióxido de carbono (CO₂) es el gas más abundante de origen antropogénico en la atmósfera y contribuye con un 76% al calentamiento global, una forma de mitigar sus efectos es almacenarlo en la biomasa de las plantas (Ávila *et al.*, 2001). El carbono (C) del CO₂ participa mediante la fotosíntesis en la composición de las estructuras del árbol para que este pueda desarrollarse, al formar follaje, ramas y

tronco; de esta forma incrementa volumen y biomasa (Díaz *et al.*, 2007; Figueroa, 2010). Una manera de estimar el porcentaje de carbono acumulado en los árboles es a través de ecuaciones alométricas, las cuales permiten evaluar la estructura y condición de un bosque, cuantificar su productividad, determinar la cantidad de carbono fijado, la tasa de fijación de CO₂ y con ello valorar el impacto en la mitigación de gases efecto invernadero (Méndez *et al.*, 2011; Lim *et al.*, 2013).

En México se han desarrollado ecuaciones para estimar carbono en coníferas, utilizando variables de fácil medición como el diámetro normal, por ejemplo para *Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. et Cham en Tlaxcala, México (Avendaño *et al.*, 2009); en áreas reforestadas con *Pinus patula* Schl. et Cham. en Oaxaca, Oaxaca (Pacheco, 2011) y *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. en Texcoco, México (Vigil, 2010); en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrobus* Lindl., en Guanajuato, México (Méndez *et al.*, 2011), en este último caso utilizaron el diámetro normal y la altura. Para *Pinus rudis* Endl. no se han generado ecuaciones que permitan estimar el carbono acumulado en la parte aérea del arbolado, por ello el objetivo del presente trabajo fue generar ecuaciones para estimar el contenido de carbono aéreo de árboles de *Pinus rudis* Endl. utilizando variables de fácil medición como el diámetro normal y la altura total.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el predio denominado Agua del Conejo ubicado dentro de la congregación de Mazatepec, municipio de Acajete, Veracruz, con una altitud de 2987 m s.n.m., latitud 19°32'38.3" N y longitud 97°05'29.1" O (INEGI, 2015).

Muestreo de campo

Se seleccionaron 25 árboles de diferentes categorías diamétricas tratando de abarcar todos los diámetros existentes en los diferentes rodales del predio bajo estudio, se utilizó un muestreo destructivo siguiendo la metodología propuesta por Acosta *et al.* (2002). Antes del derribo, a cada árbol se le midió el diámetro normal a una altura de 1.3 m (DN) (cm), una vez derribado se midió la altura a fuste limpio y altura total (m), cada árbol se separó por componente estructural (follaje-ramillas con acículas, fuste y ramas). El fuste se seccionó en trozas de dimensiones comerciales de 2.55 m, de cada troza se obtuvieron rodajas de aproximadamente 5 cm de grosor, una rodaja de la primera troza (parte inferior del fuste), una de la troza media y una o dos de las últimas trozas (parte superior del fuste). La copa del árbol se seccionó en tres partes con la finalidad de facilitar la separación del follaje-ramillas y ramas, una vez separado, se obtuvieron de dos a tres muestras del follaje-ramillas y ramas por árbol. En campo, se obtuvo el peso fresco de cada componente estructural del árbol, de igual manera de todas las muestras de rodajas, follaje-ramillas y ramas.

Las muestras se trasladaron a un invernadero ubicado en la localidad de Jilotepec, Veracruz donde se colocaron para su secado, las muestras se pesaron hasta obtener un peso constante. Enseguida se tomaron submuestras por componente estructural de aproximadamente 50 g y se llevaron al laboratorio de suelos de la Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad Veracruzana para su secado en una estufa marca BOEKEL Scientific Modelo 107800 a 60 °C durante 72 h o hasta obtener un peso constante.

Determinación del contenido de carbono aéreo

De los 25 árboles seleccionados para estimar la biomasa se eligieron siete para determinar el porcentaje de carbono aéreo de cada uno de sus componentes. La selección de estos árboles fue

empleando un modelo lineal, donde la variable independiente fue el diámetro normal y la variable dependiente fue el logaritmo de la biomasa de las rodajas. Se utilizaron bandas de predicción del modelo lineal para predecir los valores máximos y mínimos del logaritmo de la biomasa por cada valor del diámetro, eliminando diámetros hasta obtener una banda más ajustada a los valores predichos (Ferrari y Head, 2010). Los análisis estadísticos fueron desarrollados utilizando el paquete estadístico R.

Para medir el carbono aéreo de cada componente, se siguió el procedimiento descrito por Acosta (2003), se tomó aproximadamente 50 g de cada submuestra de rodajas, ramas y follaje-ramillas se astillaron, molieron y tamizaron por una malla 30, posteriormente en el laboratorio de fertilidad de suelos y química ambiental del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, se determinó la concentración de carbono total (Ct) de cada submuestra por medio de la digestión seca a 900 °C en el autodeterminador automático de C, TOC SSM 5050A Shimadzu.

Se determinó el contenido de carbono aéreo en la biomasa en los componentes de cada árbol mediante la Expresión 1.

$$CCC = BTC * \%C \quad (1)$$

donde, CCC es el contenido de carbono por componente en kg, BTC es la biomasa total del componente de cada árbol en kg y $\%C$ es el porcentaje de carbono del componente determinado en el laboratorio.

Se ajustaron tanto modelos lineales y no lineales de potencia y exponenciales, se estimaron los coeficientes β_0 y β_1 a partir del conjunto de datos del contenido de carbono, diámetro normal y la altura de los árboles (Picard *et al.*, 2012), los ajustes de los modelos se realizaron con el paquete estadístico R.

Resultados y Discusión

El porcentaje de carbono para el fuste varió de 48 a 53.5, con un promedio de 49.4; para las ramas varió de 48.5 a 50.4, con un promedio similar al del fuste y, para el follaje-ramillas varió de 48.8 a 49.4, con un promedio de 49.18. Finalmente el promedio del porcentaje de carbono total del árbol fue de 49.32. (Cuadro 1).

Cuadro 1. Porcentaje de carbono promedio por componente en *Pinus rudis* Endl.

| Componentes | Árbol 4 | Árbol 5 | Árbol 8 | Árbol 11 | Árbol 14 | Árbol 17 | Árbol 19 | Promedio | Desv. Est. |
|-------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------|---------------|
| Fuste | 53.50 | 49.74 | 48.70 | 48.40 | 48.05 | 49.05 | 48.34 | 49.40 | 1.89 |
| Follaje | 49.23 | 49.20 | 49.40 | 49.30 | 49.40 | 48.80 | 48.90 | 49.18 | 0.24 |
| Ramas | 49.41 | 49.60 | 49.00 | 50.00 | 48.90 | 50.40 | 48.50 | 49.40 | 0.66 |
| Árbol total | 50.71 | 49.51 | 49.03 | 49.23 | 48.78 | 49.42 | 48.58 | 49.32 | 0.70 |

Los porcentajes de carbono promedio por componente estructural, encontrados en el presente estudio, se encuentran dentro del rango de valores reportados para otras especies de coníferas (Díaz *et al.*, 2007, Carrillo *et al.*, 2014 y 2016).

Los porcentajes de carbono promedio por componente estructural en *P. rudis* fueron similares a los reportados por Carrillo (2016) en *Pinus hartwegii* (48.2% en el fuste, 49.4% en ramas y follaje 48.5%).

Ecuaciones para estimar el contenido de carbono

La mejor ecuación para estimar el contenido de carbono (CC) en *P. rudis* con base al diámetro normal (DN) fue un modelo no lineal de potencia (Figura 1) y quedó expresada con forma a la Fórmula 2.

$$CC = 0.0153 DN^{2.5909} \quad (2)$$

donde, CC es el contenido de carbono en kg, DN es el Diámetro normal en cm, $\beta_0 = 0.0153$ y $\beta_1 = 2.5909$.

En la Figura 1 se muestra la relación entre el contenido de carbono aéreo (CC) y el diámetro normal (DN) observándose una tendencia positiva que indica que a mayor diámetro normal mayor contenido de carbono y viceversa; sin embargo esta tendencia no fue lineal ya que llega a un punto en que un aumento de diámetro normal conlleva un incremento considerable en contenido de carbono en la parte aérea de los árboles.

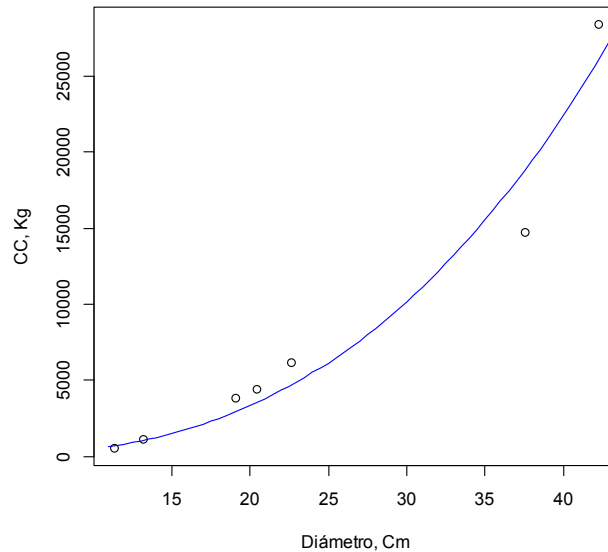


Figura 1. Relación entre el contenido de carbono (CC) y diámetro basal en árboles de *Pinus rudis* en Acajete, Veracruz.

El modelo para estimar el contenido de carbono de la parte aérea de los árboles (CC) en función de la altura de los mismos que mejor se ajustó, fue un modelo no lineal exponencial o de Malthus (Figura 2) y quedó expresado en la Fórmula 3.

$$CC = 0.01497 \exp^{0.51533Alt} \quad (3)$$

donde, CC es el contenido de carbono en kg, Alt es la altura en m, $\beta_0 = 0.01497$ y $\beta_1 = 0.51533$.

En la Figura 2, los resultados muestran que el contenido de carbono a partir de cierta altura se expresa de una forma exponencial y su aumento se ve reflejado considerablemente.

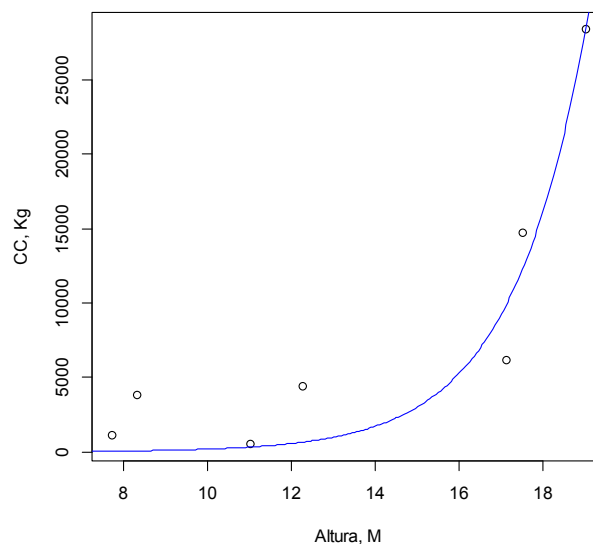


Figura 2. Relación entre el contenido de carbono (CC) y la altura de los árboles de *Pinus rudis*, en Acajete, Veracruz.

En las Figuras 1 y 2 se puede observar que el modelo para estimar el contenido de carbono de la parte aérea de los árboles de *P. rudis* con base en el diámetro normal presentó un mejor ajuste que cuando se utiliza la altura; por lo que resulta más adecuado estimar el contenido de carbono a partir del diámetro normal respecto a utilizar la altura.

Además que la altura es un parámetro más complicado de medir en campo, se comete mayor error y se invierte mayor tiempo en su medición (Moreno *et al.*, 2011; Carrillo *et al.*, 2014 y 2016).

Conclusiones

El contenido de carbono por componente estructural y en el árbol total fue cercano al 50 %.

El mejor modelo para estimar el contenido de carbono en la parte aérea de árboles de *P. rudis* a partir del diámetro normal, fue un modelo no lineal de potencia mientras que para la altura fue un modelo exponencial. El diámetro normal fue un mejor estimador del contenido de carbono aéreo de los árboles de *P. rudis*.

Literatura citada

- Acosta, M. M., J. Vargas H., A. Velázquez M. y J. D. Etchevers B. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36:725–736.
- Acosta, M. M. 2003. Diseño y aplicación de un método para medir los almacenes de carbono en sistemas con vegetación forestal y agrícolas de ladera en México. Tesis Doctoral. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México. 135 p.
- Avendaño, H., D. M., M. Acosta M., F. Carrillo A. y J. D. Etchevers B. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana* 32:233-238.
- Ávila, G., F. Jiménez, J. Beer., M. Gómez y M. Ibrahim. 2001. Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Revista Agroforestería en las Américas* 8:32-35.
- Carrillo, A. F., M. Acosta M., E. Flores A., J. E. Juárez B y E. Bonilla P. 2014. Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en La Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 15:779-793.
- Carrillo, A. F., M. Acosta M., C. del R. Jiménez C., L. González M. y J. D. Etchevers B. 2016. Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa y el carbono de la parte aérea de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Ixta-Popo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 7: 681-691.
- Díaz, F. R., M. Acosta M., F. Carrillo A., E. Buendía R., E. Flores A. y J. D. Etchevers B. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y Bosques* 13:25-34.
- Ferrari, D. and T. Head. 2010. Regression in R. Part I: Simple Linear Regression. UCLA Department of Statistics Statistical Consulting Center. http://scc.stat.ucla.edu/page_attachments/0000/0139/reg_1.pdf (Consulta: marzo 24, 2017).
- Figuroa, N. C. M. 2010. Almacenamiento de carbono en bosques manejados de *Pinus patula* en el Ejido La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Maestría. Postgrado Forestal. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. 72 p.
- INEGI. 2015. Información nacional, por entidad y municipios. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://www.inegi.org.mx/> (Consulta: marzo 17, 2017).
- Lim, H., K. H. Lee, K. Lee H and I. H. Park. 2013. Biomass expansion factors and allometric equations in an age sequence for Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) in southern Korea. *Journal of Forest Research* 18:316–322.
- Méndez-González, J., S. L. Luckie-Navarrete., M. A. Capó-Arteaga y J. A. Nájera-Luna. 2011. Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrobus* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia* 45:479-491.
- Moreno, G. N., M. A. Herrera M y R. L. Caraciolo F. 2011. Modelo para cálculo estimación del carbono en tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe en la Reserva Nacional Malleco-Chile. *Árvore* 35:1299-1306.
- Pacheco, A. G. 2011. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea por compartimientos en reforestaciones de *Pinus patula* Schl. et Cham en Xiacuí, Ixtlán Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Universidad de la Sierra de Juárez. Oaxaca, México. 58 p.
- Picard, N., L. Saint A. and M. Henry. 2012. Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de campo a la predicción. Las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y el Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Rome, Montpellier. 223 p.
- Vigil, N. N. 2010. Estimación de biomasa y contenido de carbono en *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. en el campo forestal experimental Las Cruces, Texcoco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo. Estado de México. 61 p.

5.9 Remediación de residuos mineros ácidos con dos biocharres y cal

Núñez-Balderas Laura V.^{1,2}; Etchevers-Barra Jorge D.¹; Hidalgo-Moreno Claudia M. I.¹ y Aguirre-Gómez Arturo²

¹Postgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo. Carretera México-Texcoco Km 36.5, Montecillo, CP 56230, Texcoco, Estado de México.

²Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán Campo Cuatro, Universidad Nacional Autónoma de México. Carretera Cuautitlán-Teoloyucan Km 2.5 San Sebastián, Xhala, CP 54714, Cuautitlán Izcalli, Estado de México.

Autor para correspondencia: nunez.laura@colpos.mx, lauravirginianunez@comunidad.unam.mx

Resumen

La actividad minera de la zona de Zimapán genera grandes cantidades de residuos mineros con metales en forma de sulfuros. Estos al oxidarse generan acidez y solubilizan a los metales, aumentando con ello su biodisponibilidad. Debido a lo anterior, es necesario aplicar tratamientos de remediación que mitiguen el efecto tóxico de los metales. El objetivo de este trabajo fue evaluar la aplicación de cal, biochar de lirio acuático y biochar de eucalipto en residuos de mina ácidos (pH=3.3). Los tres materiales neutralizaron la acidez, con fueron diferentes en dosis y en tiempo. El biochar de lirio acuático (50 kg Mg⁻¹) llevó el residuo ácido a un valor de pH de 6.5 en 5 d, aproximadamente equivalente a 34 kg Mg⁻¹ de cal. Se recomienda utilizar el primero, porque la dosis de aplicación es intermedia, mejora las propiedades físicas e incrementa el contenido de carbono del residuo.

Palabras clave: *biochar-lirio acuático; biochar-eucalipto; curva de titulación; neutralización.*

Abstract

Zimapan mining district generates large amounts of mineral residues with metals in the form of sulphides. These oxidize, generate acidity and solubilize the metals, thereby increasing their bioavailability. Due to the above, it is necessary to apply remediation treatments that mitigate the toxic effect of the metals. The objective of this work was to evaluate the application of lime, water hyacinth biochar and eucalyptus biochar in acid mine residues using the titration curve method. All three materials neutralized the acidity, but were different in: dose and time. The water hyacinth (50 kg Mg⁻¹) carried the residue acid a pH value of 6.5 in 5 d approximately equivalent to 34 kg Mg⁻¹ of lime. The first is recommended because the application rate is intermediate, improving the physical properties of the residue and increasing the total carbon of the residue.

Key words: *water hyacinth-biochar; eucalyptus-biochar; titration curve method; neutralization.*

Introducción

La actividad minera mundial si bien es de gran importancia económica, genera un impacto ambiental indeseable. México es uno de los principales productores de plata, bismuto, cadmio, plomo y zinc del mundo (SGM, 2016). El distrito minero de Zimapán, en el estado de Hidalgo, México, es representativo de esta actividad. Los residuos del lugar presentan concentraciones heterogéneas de arsénico (13 135 mg kg⁻¹), cadmio (610 mg kg⁻¹), cobre (600 mg kg⁻¹), plomo (3934 mg kg⁻¹) y zinc (11 363 mg kg⁻¹) (Romero *et al.*, 2008; Moreno-Tovar *et al.*, 2009). Los metales se encuentran en forma de minerales sulfurosos, como la pirita, la arsenopirita, la esfalerita y la galena, entre otros. Sin embargo, estos minerales al oxidarse producen acidez y solubilizan a los metales incrementando su movilidad. El pH al cual se

producen estas reacciones en ambientes mineros es de 1.5 a 4.0 (Dold, 2010). La estrategia de remediación para residuos ácidos de minas (RAM) más idónea es la aplicación de enmiendas *in situ* con poder encalante. Su objetivo no es cambiar la concentración total de metales, sino la de disminuir la fracción disponible (Adriano *et al.*, 2004). Dentro de estas técnicas, se encuentran: la aplicación de cal (Bolan *et al.*, 2003) y recientemente, la aplicación de biochar (Beesley *et al.*, 2015). La primera neutraliza el drenaje ácido, es un material barato, de fácil adquisición y aplicación, tiene alta solubilidad, disminuye la biodisponibilidad de los metales tóxicos y mejora la actividad microbiana, importante en el proceso de remediación (Kumpiene *et al.*, 2008). En contraste, el biochar es un material poroso, con grandes superficies específicas para la sorción de metales, mejora las propiedades físicas del suelo (Houben *et al.*, 2013; Tang *et al.*, 2013), permanece largo tiempo en el suelo, incrementa el C y tiene poder encalante, por lo anterior es una enmienda prometedora. En México, este tipo de material no han sido utilizados con este fin. La producción y uso de biochares de plantas con altas tasas de crecimiento presenta áreas de oportunidad, por lo que el eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), con tasas de crecimiento de 25.5-40.2 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (Lindenmayer *et al.*, 2000) y el lirio acuático (*Eichhornia crassipes* Mart.) con tasas de 207.5 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (Reddy y Tucker, 1983), resultan de especial interés en este aspecto. El objetivo de este trabajo fue evaluar la neutralización de un residuo de mina ácido con tres enmiendas: dos basadas en biochares producidos con eucalipto y lirio acuático y una con cal.

Materiales y Métodos

Se utilizó RAM de la Presa No. 5 de la zona minera de Zimapán, Estado de Hidalgo, México (latitud 20°43'58.1'' N y longitud 99°23'51.9'' W) (Guzmán, 2012), secos al aire, homogeneizados y tamizados a malla de 2 mm. Para la producción de biochar se recolectaron: (a) plantas de lirio acuático (H) *Eichhornia crassipes* Mart., del lago de Pátzcuaro y (b) ramas y hojas de eucalipto (E) *Eucalyptus globulus* Labill, que se secaron al aire y molieron a 3.5 mm. Posteriormente se pirolizaron lentamente, en un horno Norbertherm modificado a 600 °C, velocidad de 10 °C min⁻¹ y tiempo de residencia de 30 min (Tang *et al.*, 2013) y se les determinó el tamaño de distribución de partícula (malla de 10, 30, 60 y 100 mm). En el RAM y en los biochares, se midió: humedad a saturación en la pasta de saturación; pH y CE (relación 1:20) (IBI, 2014) y, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) por el método de la tiourea de plata, AgTU. En la misma solución de AgTU se midieron las bases removibles y la Ag removida, ambas por absorción atómica. Debido a que ambos biochares mostraron capacidad encalante se determinó el valor de neutralización (método 955.01 de la AOAC, 2005). Para determinar la dosis de encalado requerida por el RAM se empleó el método de la curva de titulación (Aguirre, 2001; Tisdale *et al.*, 1975). Se emplearon 13 frascos reactores de polietileno con rosca (50 ml), a los que se les adicionaron 10 g del RAM e incrementos de Ca(OH)₂, a razón de 1 mmol de OH⁻, como material de encalado, por reactor a partir del frasco dos y, hasta completar toda la serie. A todos los reactores se les adicionaron 30 ml de agua desionizada para alcanzar una suspensión de 1:3 (p/v). Las suspensiones se agitaron por 15 min y se dejaron reposar 15 min antes de medirles el pH. Este valor de pH fue tomado como el pH a tiempo cero. Consecutivamente, se tomaron lecturas de pH cada tercer día durante la primera semana y posteriormente cada semana hasta que las lecturas se estabilizaron y dejaron de variar en su valor. Se usó el método anterior para determinar la dosis de encalado con los biochares, pero se utilizaron 11 frascos, 10 g de RAM y 25 ml de agua desionizada e incrementos de esta enmienda, a razón de 1% (p/p). Se elaboraron gráficos de neutralización-incubación (pH vs mmol OH⁻ o % de biochar) para determinar la dosis de encalado y el tiempo de estabilización del pH del RAM. La necesidad de enmienda, se obtuvo de interpolar la dosis con la gráfica de neutralización el valor de mmoles de OH⁻ o % de biochar necesario para alcanzar un valor de pH de 6.5, considerado como óptimo para el crecimiento vegetal y para inmovilizar los metales y reducir su efecto fitotóxico (USDA y NRCS, 2000). Los resultados fueron

sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) y, se calculó la Diferencia Mínima Significativa (DMS $p < 0.01$).

Resultados y Discusión

El valor de pH del RAM fue de ácido y de los biochares utilizados en este estudio fue alcalino (Cuadro 1), similar a lo encontrado por Berek y Hue (2016) y Singh *et al.* (2010). El pH de los biochares alcanzó valores alcalinos elevados debido a las temperaturas de pirolisis utilizadas (>500 °C), al contenido de elementos alcalinos (Ca, Mg, K y Na) mayor al 2% considerado alto y, a la pérdida de los grupos funcionales del material de origen (carboxilos, fenólicos, lactónicos, etc.). Tanto los valores de pH, como el poder de neutralización pueden relacionarse directamente con el contenidos de bases removibles. La CE de los biochares utilizados en este estudio fue de 0.3 y 0.6 dS m^{-1} , para E y H respectivamente. Estos resultados son similares a los obtenidos por Singh *et al.* (2010), en biochares de madera y papel producidos a una temperatura de 550 y 700 °C, cuyos valores fluctuaron en un rango de 0.09 a 0.44 dS m^{-1} (relación de 1:5 p/v). Los diferentes y contrastantes valores de: pH, poder de neutralización, cantidad de bases extraíbles, CE, etc., puede deberse a los métodos analíticos usados, al método y la temperatura de pirolización, el material de origen, la cantidad aplicada y las condiciones climáticas, tal como lo demostraron Singh *et al.* (2010) y Tang *et al.* (2013).

En el Cuadro 1 se reportan los valores de CIC con AgTU, sin remoción de carbonatos y sales solubles, para E fue menor en comparación con H. Singh *et al.* (2010) recomiendan medir la CIC y la saturación de bases, con el método anterior pero con remoción previa de sales, ya que estas incrementan el pH de la solución extractora y la Ag precipita con los sulfuros a valores de $pH > 8$, lo que conduce a una probable sobreestimación de ambos parámetros. Los autores recién mencionados determinaron que la CIC de un biochar de eucalipto medida con AgTU, sin remoción de carbonatos y sales solubles, fue de 91 $mmol_{(-)} kg^{-1}$, sin embargo, cuando estos fueron removidos, la CIC decreció en un 60% (a 36.4 $mmol_{(-)} kg^{-1}$). De acuerdo con ellos, la CIC real, si se quitaran las sales en los biochares del estudio, sería de 9.66 $mmol_{(-)} kg^{-1}$ para E y de 24.8 $mmol_{(-)} kg^{-1}$ para el biochar de lirio acuático.

Cuadro 1. Valores medios y desviaciones estándares de las propiedades químicas del residuo ácido de mina (RAM), biochar de lirio acuático (BH) y el biochar de eucalipto (BE).

| Material | pH | CE _{1:20} | PS | CIC | BR | Valor de neutralización |
|----------|-----------------|--------------------|----------------|----------------------|----------------------|-------------------------|
| | | $\mu S m^{-1}$ | % | $mmol_{(-)} kg^{-1}$ | $cmol_{(+)} kg^{-1}$ | $g CaCO_3 kg^{-1}$ |
| RAM | 3.3 ± 0.1 | 481.0 ± 43 | 35 ± 0.2 | 22 ± 5.0 | 18 ± 1.0 | |
| BH | $10.2 \pm 0.0a$ | $604 \pm 32a$ | $346 \pm 7.0a$ | $42 \pm 2.0a$ | $424 \pm 4.0a$ | $16.4 \pm 1.0a$ |
| BE | $9.9 \pm 0.1a$ | $277 \pm 20b$ | $222 \pm 0.1b$ | $16 \pm 1.0b$ | $17 \pm 1.0b$ | $8.0 \pm 0.7b$ |

Letras diferentes de los valores medios indican diferencias estadísticas ($P < 0.05$) de acuerdo a la prueba de medias de Fisher.

Donde: CE_{1:20} es la conductividad eléctrica medida en una relación 1:20; PS es el porcentaje de saturación; CIC es la capacidad de intercambio catiónico; y BR son las bases removibles.

El poder encalante (equivalente) fue mayor para H que para E, aunque fueron ligeramente mayores a los reportados por Singh *et al.* (2010), quienes obtuvieron para un biochar de eucalipto pirolizado a 500 °C, un poder de encalante equivalente a 7.2 $g kg^{-1} CaCO_3$. La alcalinidad de los biochares, según estos autores, se debe al contenido de cenizas alcalinas y, a que las temperaturas de producción son inferiores a la temperatura necesaria para volatilizar los metales alcalinos. De acuerdo con Lide (2004) éstas superan los 760, 800, 1107 y 1240 °C para el K, Na, Mg y Ca respectivamente. Llama la atención este resultado ya que el poder encalante para el biochar de lirio fue mayor debido, posiblemente, al alto contenido de bases removibles (Cuadro 1) y al tipo de consistencia suculenta del lirio acuático. La dosis

equivalente necesaria para corregir la acidez del RAM y llevarlo a pH 6.5, fue de 5% para H y de 9% (p:p) para E, según se desprende de las curvas de neutralización de los biocharres (Figuras 1a y 1b).

Houben *et al.* (2013) emplearon biochar de *Miscanthus giganteus* al 10% (p/p), pirolizado a 600 °C, para abatir la actividad de los metales de residuos mineros. Debido a que los biocharres de diferente origen tienen desigual poder de neutralización, se requieren dosis de aplicación particulares de cada tipo de biochar. El tiempo de estabilización del pH del RAM cuando se aplicó H fue de 5 d, mientras que para E fue de 14 d. Zaccheo *et al.* (2014), estabilizaron la acidez inicial del *peat moss* (pH=4.2) 14 d después de adicionar 40% (v/v) de biochar de madera de pino de menos de 3.3 mm, tiempo similar a lo encontrado en este estudio para el biochar de eucalipto. Las diferencias en tiempo de estabilización del pH de RAM al emplear los dos materiales, se puede atribuir a múltiples factores como: poder encalante de los materiales, tamaño original de la partícula y temperatura de pirolización, entre otros. El biochar de H presentó una proporción mayor de partículas menores de 0.148 mm de 30% mientras en E fue de sólo 3%.

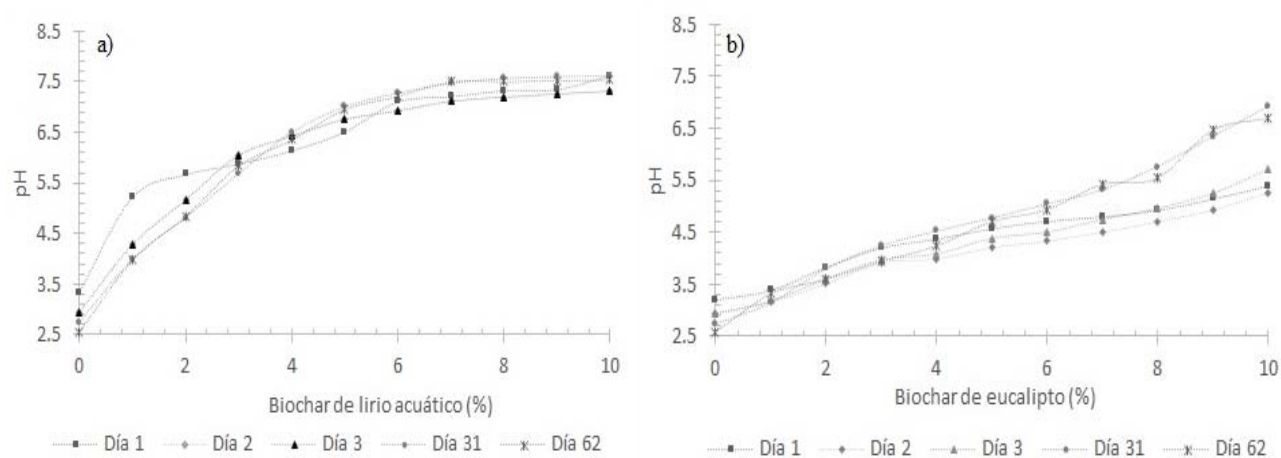


Figura 1. Curvas de neutralización del residuo ácido de mina a diferentes dosis de aplicación de biochar (% p/p), donde: a) biochar de lirio acuático y b) biochar de eucalipto.

La Figura 2 presenta la dosis interpolada de cal para corregir la acidez de RAM hasta el valor de pH 6.5, el cual fue de 9.2 mmoles de OH^- para 10 g, equivalente a 34 g de $\text{Ca}(\text{OH})_2 \text{ kg}^{-1}$ para el residuo. El tiempo de estabilización del valor de pH para RAM fue de 34 d, un lapso mayor en comparación con el requerido por los biocharres. Jones *et al.* (2012), demostraron que el efecto encalante del biochar de mezcla de maderas (*Fraxinus excelsior* L., *Fagus sylvatica* L. y *Quercus robur* L.), pirolizados a 450 °C, se suprimió después de 3 años de su adición al suelo, principalmente debido a la lixiviación y pérdida de metales alcalinos como Ca, Mg y K. De igual manera, Ruttens *et al.* (2010) reportaron que con el tiempo las enmiendas calcáreas pueden ser disueltas y lixiviadas en el suelo. Por otro lado, Wong *et al.* (1998) mostraron que los residuos mineros con $\text{pH} < 3$ presentaron nula formación de acidez potencial debido al alto contenido de minerales de sulfurosos oxidados. En el caso de este estudio, el valor de acidificación potencial del residuo minero ácido fue nulo (Cruz, 2016 comunicación personal), por lo tanto es difícil que ocurra la pérdida del material encalante.

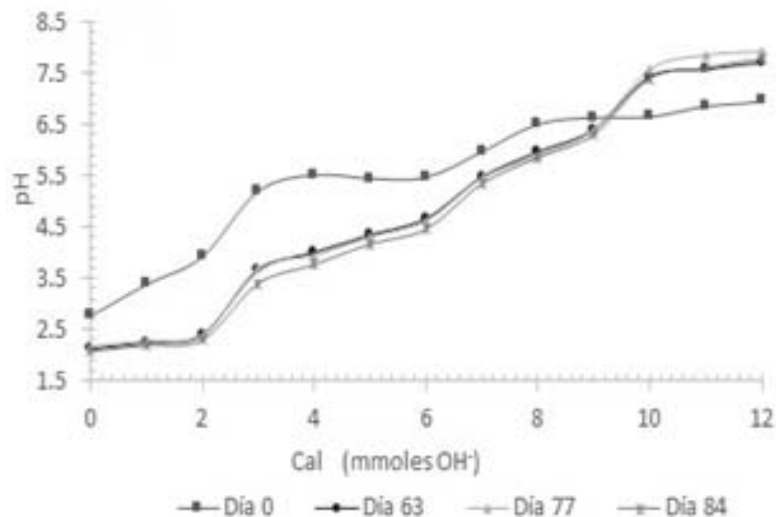


Figura 2. Curva de neutralización del residuo ácido de mina a diferentes dosis de aplicación de cal (mmoles de OH⁻).

Conclusiones

Las tres enmiendas neutralizaron la acidez del residuo de mina cuyo valor de pH fue de 3.3 hasta 6.5.

La dosis del biochar de lirio acuático, de eucalipto y el de cal fue para una tonelada de residuo 50, 90 y 34 kg de enmienda, sin embargo, el tiempo para neutralizar la acidez fue de 5, 14 y 34 d respectivamente.

El material recomendado en este estudio es el biochar de lirio, porque neutraliza la acidez en menos días, la dosis es intermedia y es la más efectiva en neutralizar la acidez y mejorar las propiedades físicas del residuo para el establecimiento de una cubierta vegetal que evite la dispersión de los residuos de mina.

Bibliografía

- Adriano, D. C., W. W. Wenzel, J. Vangronsveld and N. Bolan. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 122:121-142.
- Aguirre, G. A. 2001. Química de suelos ácidos, templados y tropicales. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. México. pp 237-273.
- AOAC. 2005. Neutralizing value for liming materials. *In*: W. Horwitz and F. J. Johnson (Eds.). Official methods of analysis of AOAC International. Association of Analytical Communities International. 18th Ed. USA. pp. 771-772.
- Beesley, L., E. Moreno-Jimenez, G. Fellet, L. Melo and T. Sizmur. 2015. Biochar and heavy metals. *In*: J. Lehmann and S. Joseph. (Eds.). Biochar for environmental management. Science, technology and implementation, Routledge. 2nd Ed. New York. pp 563-594.
- Berek, A. K. and N. V. Hue. 2016. Characterization of biochars and their use as an amendment to acid soils. *Soil Science* 181:412-426.
- Bolan, N. S., D. C. Adriano, A. P. Mani and A. Duraisamy. 2003. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime compost. *Plant Soil* 251:187-198.
- Dold, B. 2010. Basic concepts in environmental geochemistry of sulfide mine waste management. *In*: S. Kumar (Ed.). Waste Management. INTECH. ISBN 978-953-7619-84-8. pp 173-198.
- Guzmán, R. G. 2012. Estrategia para la remediación de sitios contaminados con Cu, Cd, Pb y Zn aplicando tratamientos químico-agronómicos a jales minero-metalúrgicos y suelos. Tesis de Maestría en Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 123 p.
- Houben, D., L. Evarard and S. Sonnet. 2013. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.). *Biomass & Bioenergy* 57:196-204.
- IBI. 2014. Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil. International Biochar Initiative. <http://www.biochar-international.org/characterizationstandard> (Consulta: agosto 12, 2015).
- Jones, D. L., J. Rousk, G. Edwards-Jones, T. H. De Luca and D. V. Murphy. 2012. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. *Soil Biology and Biochemistry* 45:113-124.
- Kumpiene, J., A. Lagerkvist and C. Maurice. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb y Zn in soil using amendements-A review. *Waste Management* 28:215-225.

- Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham, M. L. Pope, P. Gibbons and C.F. Donnelly. 2000. Cavity size and types in Australian eucalypts from wet and dry forest types: A simple of rule of thumb for estimating size and number of cavities. *Forest Ecology and Management* 137:139-150.
- Lide, D. R. 2004. CRC handbook of chemistry and physics. 84th Ed. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Moreno-Tovar, R., L. Barbanson y O. Coreño-Alonso. 2009. Neoformación mineralógica en residuos mineros (jales) del distrito minero Zimapán, estado de Hidalgo, México. *Minería y Geología* 25:1-31.
- Reddy, K. R. and J. C. Tucker. 1983. Productivity and nutrient uptake of Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes* I. Effect of nitrogen source. *Economic Botany* 37:237-247.
- Romero, F. M., M. A. Armienta, M. E. Gutiérrez y G. Villaseñor. 2008. Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto minero de los jales mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 24:43-54.
- Ruttens, A., K. Adriansen, E. Meers, A. De Vocht, W. Geebelen, R. Carleer, M. Mench and J. Vangrosveld. 2010. Long-term sustainability of metal immobilization by soil amendments: cyclonic ashes versus lime addition. *Environmental Pollution* 158:1428-1434.
- SGM. 2016. Producción Minera de México. Servicio Geológico Mexicano, México. <http://portalweb.sgm.gob.mx/economia/es/produccion-minera.html> (Consulta: noviembre 17, 2016).
- Singh, B., B. P. Singh and A. L. Cowie. 2010. Characterisation and evaluation of biochar for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research* 48:516-525.
- Tang, J., W. Zhu, R. Kookana and A. Katayama. 2013. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 116:653-659.
- Tisdale, S. L., W. L. Nelson and J. D. Beaton. 1975. Soil acidity and liming. *Soil fertility and fertilizers*. 14th Ed. Macmillan, Canada. pp. 484-525.
- USDA y NRCS. 2000. Heavy metal soil contamination. *Soil Quality-Urban Technical Note No. 3*. United States Department of Agriculture and Nature Resources Conservation Service.
- Wong, J. W. C., C. M. Ip and M. H. Wong. 1998. Acid-forming capacity of lead-zinc mine tailings and its implications for mine rehabilitation. *Environmental Geochemistry and Health* 20:149-155.
- Zaccheo, P., L. Crippa and C. Cattivello. 2014. Liming power of different particle fractions of biochar. *Acta Horticulturae* 1034:363-368.

5.10 Costras biológicas y respiración edáfica en un ecosistema árido del noroeste de México

Ayala-Niño Fernando¹; Maya-Delgado Yolanda¹; Troyo-Diéguéz Enrique¹ y Garcillán Pedro P.¹

¹Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. Instituto Politécnico Nacional No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita. CP 23090, La Paz, Baja California Sur, México.

Autor para correspondencia: fayala@pg.cibnor.mx

Resumen

El conocimiento sobre la influencia de las costras biológicas del suelo (CBS) en la respiración edáfica y el flujo de CO₂ en el ecosistema es aún escaso. En este estudio se cuantificaron los flujos de CO₂ en dos condiciones de uso de suelo, matorral y erosión, con y sin CBS, asimismo, se analizó su variación temporal y estacional. Se realizaron registros mensuales de octubre 2014 a octubre 2016 en 30 puntos de muestreo; en cada sitio se midieron, temperatura del suelo (T_{soil}), temperatura de la cámara de respiración (T_{ch}), tasa de intercambio neto de CO₂ (NCER) y tasa de intercambio neto de agua (W_{flux}). Lluvias extraordinarias (>120 mm) causadas por el huracán Odile, en septiembre de 2014 generaron de octubre 2014 a enero 2015 las mayores tasas de respiración edáfica (0.099 a 0.828 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$). Posterior a dicho periodo, los valores registrados fueron muy bajos e incluso negativos (-0.055 a 0.024 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Los sitios con vegetación de matorral y presencia de CBS presentaron altas tasas de respiración (0.067 \pm 0.311). Valores negativos de respiración en sitios con CBS sugieren consumo de CO₂ debido a fotosíntesis; los sitios erosionados con presencia de CBS mostraron un flujo de CO₂ hacia la atmósfera en condiciones específicas de humedad y temperatura (>90 mm y >30 °C). Se concluye que las CBS reviste una función importante como fuente y sumidero de CO₂.

Palabras clave: flujos de CO₂; cambio de uso de suelo; aridez; sumidero de C.

Abstract

Actual knowledge about the influence of biological soil crust (BSC) in edaphic respiration and CO₂ flux is still scarce. In this study, CO₂ fluxes were quantified under two soil conditions, scrub and erosion, with and without BSC, also, we analyzed their stational and temporal variation. Monthly records from October 2014 to October 2016 were made in 30 sampling points. In each site we measured soil temperature (T_{soil}), chamber temperature (T_{ch}), net CO₂ exchange rate (NCER) and net water exchange rate (W_{flux}). On September 2014, an extraordinary rainfall caused by hurricane Odile produced the highest edaphic respiration (0.099 to 0.828 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$), from October 2014 to January 2015. After this period, all values were low and even negative (-0.055 a 0.024 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$); scrubs and BSC sites displayed high respiration rates (0.067 \pm 0.311). Negative respiration values in BSC sites suggest a CO₂ consumption due to photosynthesis; eroded sites with BSC revealed a CO₂ flux to the atmosphere under specific humidity and temperature condition (>90 mm y >30 °C). It is concluded that the BSC exerts an important function as CO₂ source and sink.

Key words: CO₂ flux; land use change; aridity; carbon sequestration.

Introducción

El flujo del CO₂ del suelo a la atmósfera, también conocido como respiración del suelo (Raich y Schlesinger, 1992), es el resultado del metabolismo de la microflora, raíces y micorrizas asociadas

(Hanson *et al.*, 2000), así como de la descomposición microbiana de componentes orgánicos (materia orgánica) por organismos heterótrofos (Guerrero-Ortíz *et al.*, 2012). La respiración del suelo es reconocida como el flujo más importante dentro del ciclo global de carbono (C), toda vez que representa cerca de tres cuartas partes del total de la respiración de los ecosistemas (Law *et al.*, 2001) y reviste una función importante en la regulación atmosférica de las concentraciones de CO₂ (Schimel, 1995).

Los flujos de CO₂ en el suelo son difíciles de estimar debido a la alta variabilidad en el tiempo y espacio, particularmente donde la distribución de los recursos es marcadamente irregular (Schelesinger y Pilmanis, 2010). Tal es el caso de las zonas áridas debido a los bajos volúmenes de biomasa vegetal (Su *et al.*, 2012), baja productividad (Raich y Potter, 1995), alta variabilidad en las precipitaciones temporales e inter-anales (Reynolds *et al.*, 2004), condiciones extremas de estrés hídrico y de temperatura, así como a espacios descubiertos debido a la heterogeneidad espacial y temporal del contenido de agua en el suelo (Troyo-Diéguez *et al.*, 2014).

En México, las zonas áridas, semiáridas y sub-húmedas secas cubren más de la mitad del país (54%), principalmente en el norte (Monterroso y Gómez, 2003), donde las estimaciones del balance de humedad muestran que el 61.2% de estas áreas presentan un déficit de humedad moderado a severo por las bajas precipitaciones e intensa radiación solar. En dichas condiciones, las costras biológicas del suelo (CBS), que son comunidades especializadas de líquenes, algas, musgos, hongos, cianobacterias, bacterias y otros organismos, cubren generalmente los espacios no ocupados por plantas vasculares en casi todas las ecorregiones áridas y semiáridas alrededor del mundo, pudiendo alcanzar hasta un 70% de cobertura en el suelo (Lange, 2003).

Aunado a las condiciones extremas, el cambio de uso del suelo en zonas áridas es una de las mayores amenazas a la biodiversidad, ya que involucran la pérdida de la cobertura vegetal así como la fragmentación de los ecosistemas naturales debido a la presión antropogénica. La información sobre respiración del suelo proporciona una importante vía para explorar la dinámica de los ecosistemas desérticos y el impacto del cambio de uso de suelo, siendo fundamental entender cómo los procesos observados a escalas detalladas contribuyen a los procesos a una mayor escala.

Por lo anterior, en la presente investigación se pretende: 1) cuantificar los flujos de CO₂ en sitios con vegetación natural (matorral) y con cambios de uso de suelo (erosión), con y sin CBS y, 2) analizar las variaciones temporales y estacionales de los flujos de CO₂ del suelo en un matorral desértico en condiciones de estrés hídrico y temperaturas extremas en el noroeste de México.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

El estudio se realizó a cabo en la estación biológica del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), 24°08' N y 110°26' W, en el extremo sur de la península de Baja California México (Figura 1). El clima es muy árido, seco, caluroso y extremo con temperatura promedio de 26 °C y temperatura hasta de 45 °C en julio, agosto y septiembre. El periodo de mayor radiación es de abril a agosto (Troyo-Diéguez *et al.*, 1990). El promedio de precipitación anual es 166.2 mm con los valores mayores en agosto y septiembre, asociados a la formación de tormentas tropicales o huracanes en el Pacífico. El promedio de retención de humedad es de alrededor de 0.1135 cm³ H₂O cm⁻³ de suelo, lo cual indica un marcado estrés hídrico. Los suelos dominantes son Cambisoles y Calcisoles (IUSS Working Group WRB, 2014), los cuales son predominantemente arenosos, con bajo contenido en materia orgánica y alcanzan más de 100 cm de profundidad. La vegetación corresponde a matorral sarcocaula (Shreve y Wiggins, 1964) y las especies dominantes son *Cyrtocarpa edulis* (ciruelo), *Jathropha cinerea* (lomboy), *J. cuneata* (matacora), *Bursera microphylla* (torote), *Prosopis articulata* (mezquite), *Fouquieria diguetii*

(palo adán) y numerosas especies de cactáceas, incluyendo *Pachycereus pringlei* (cardón), *Stenocereus gummosus* (pitaya agria), *Stenocereus thurberi* var. *thurberi* (pitaya dulce) y, *Opuntia* spp.

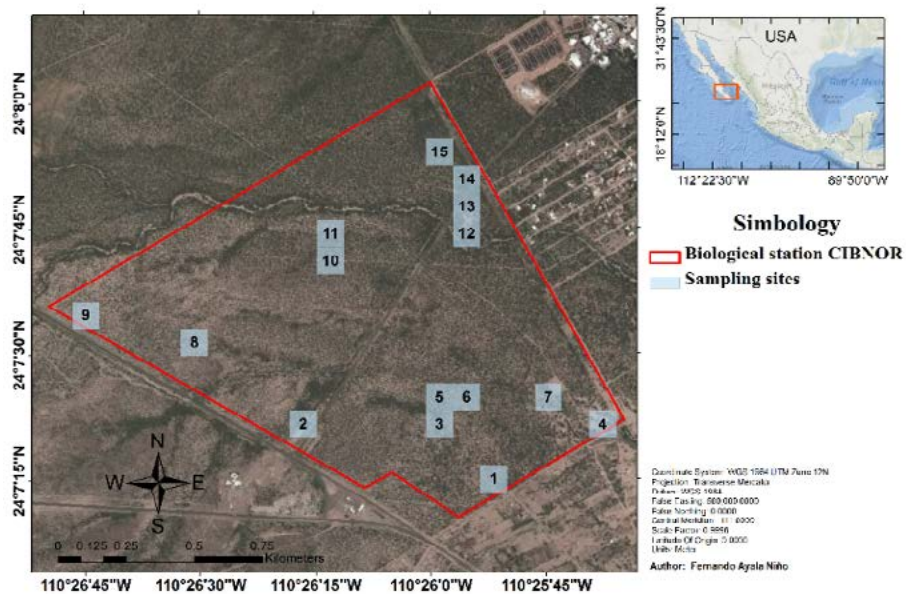


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Se estableció una malla de 100×100 m (1 ha) sobre el área de estudio. Quince cuadrantes fueron seleccionados aleatoriamente (Figura 1), en dos condiciones (10 en matorral bien conservado, 5 en erosión). En cada cuadrante se ubicó un punto de muestreo con presencia y ausencia de CBS; cada punto de muestreo fue identificado como una de 4 condiciones: matorral con CBS (MC), matorral sin CBS (M), erosión con costras (EC) y erosión sin costras (E); para dicho efecto, se establecieron 30 puntos de muestreo. Se midieron la temperatura del suelo (T_{soil}), temperatura de la cámara (T_{ch}), tasa de intercambio neto de CO_2 (NCER) y tasa de intercambio neto de H_2O (W_{flux}) *in situ*, mensualmente de octubre 2014 a octubre 2016 utilizando un medidor LCpro+ (ADC Bioscientific Ltd., UK), acoplado a collares de acero (97.5 cm^2 , insertados 7 cm dentro del suelo), los cuales fueron colocados 1 mes antes del inicio de las mediciones. Los registros se realizaron de 6:00 a 11:00 am para evitar las altas temperaturas, que en verano alcanzan hasta $50 \text{ }^\circ\text{C}$ antes del mediodía. Los puntos de muestreo siempre fueron medidos en el mismo orden, de tal manera que cada punto se registró a la misma hora.

Los análisis estadísticos se realizaron con el software para el análisis de datos PAST (Hammer *et al.*, 2001), de acceso libre. La variabilidad de los datos obtenidos se analizó mediante ANOVA de una sola vía con un valor de $p < 0.05$; para identificar la asociación entre T_{soil} , T_{ch} , NCER y W_{flux} , se utilizaron modelos de correlación con base en regresiones lineales.

Resultados y Discusión

Las lluvias extraordinarias ($>120 \text{ mm}$) ocurrieron previo al inicio del estudio debido al paso del huracán Odile en septiembre de 2014. Los valores de la tasa de intercambio neto de CO_2 se muestran en la Figura 2; para una mayor claridad de los resultados, en la Figura 3 se presenta una gráfica detallada de la tendencia de la respiración del suelo después de los efectos generados por las lluvias extremas.

En este estudio se obtuvo información sobre la dinámica de la respiración de suelos en una región árida después del paso de un huracán. Las precipitaciones extraordinarias para la región iniciaron en julio

del 2014, las cuales se sumaron a las lluvias causadas por el huracán Odile en septiembre de 2014, acumulando un volumen total por encima de los 120 mm y temperaturas del suelo mayores a 35 °C, lo cual generó las mayores tasas de respiración (0.099 a $0.828 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$) al principio del periodo de estudio (octubre 2014 a enero 2015) (Figura 2).

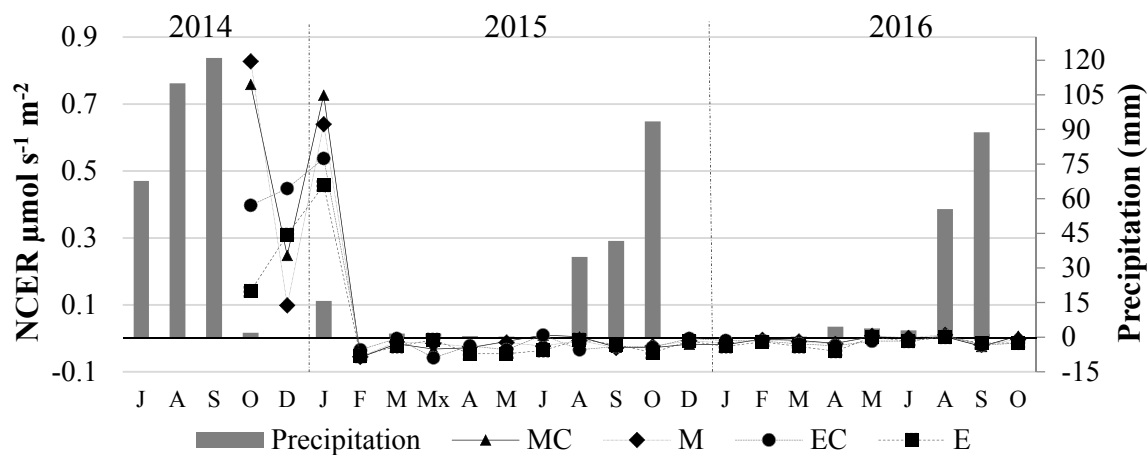


Figura 2. Respiración edáfica y precipitación mensual. NCER=tasa de intercambio neto de CO_2 ; Mx=medición extra en marzo; MC=matorral con costras; M=matorral sin costras; EC=erosión con costras; E= erosión sin costras.

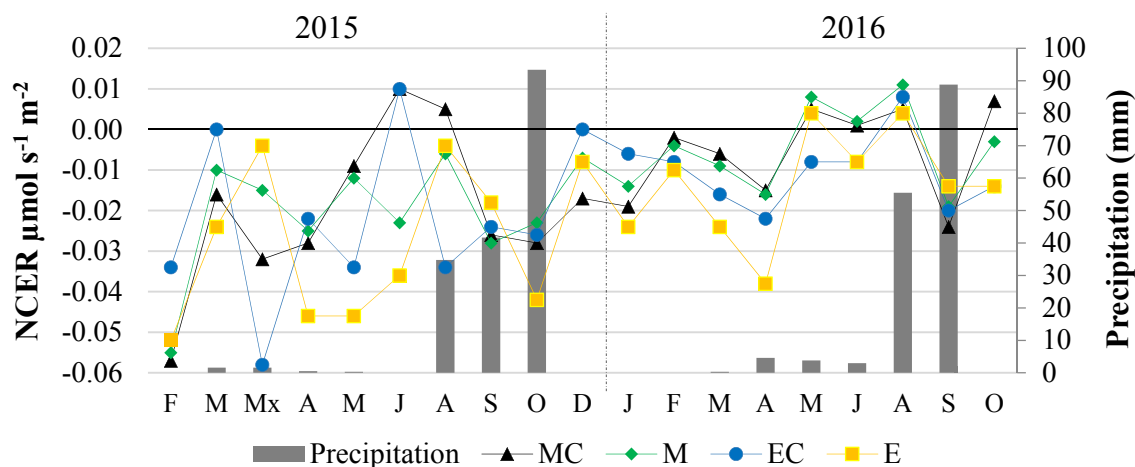


Figura 3. Extracto de la variación temporal de la respiración edáfica. NCER=tasa de intercambio neto de CO_2 ; Mx=medición extra en Marzo; MC=matorral con costras; M=matorral sin costras; EC=erosión con costras; E= erosión sin costras.

Después del periodo inicial, las tasas de respiración edáfica disminuyeron en todas las condiciones; a partir de febrero del 2015 hasta octubre del 2016 los valores fueron muy bajos, incluso negativos (-0.055 to $0.024 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) (Figura 3). Las bajas tasas de respiración pueden ser explicadas por las variaciones en las poblaciones microbianas y de microfauna asociadas a las CBS (Villareal-Rosas *et al.*, 2014), cambios en la distribución de la materia orgánica y nutrientes del suelo, cambios en la sucesión microbiana relacionadas con la temperatura y la humedad (Berg y Laskowsky, 2005), así como a pequeños eventos de lluvia, alta humedad relativa y punto de rocío generado a horas tempranas que puedan generar diferencias en las tasas de respiración del suelo (Luo y Zhou, 2006).

Cuadro 1. Correlaciones entre la tasa de intercambio neto de CO₂ (NCER) y los otros parámetros registrados.

| Tasa de intercambio neto de CO ₂ (NCER) | W _{flux} | | T _{soil} | | T _{ch} | |
|--|-------------------|------------------------|-------------------|--------------------------|-----------------|-------------------------|
| | r | Significancia | R | Significancia | r | Significancia |
| MC | 0.32068* | 3.66 x10 ⁻⁶ | 0.66736* | 3.817x 10 ⁻²⁷ | 0.7522* | 9.862x10 ⁻³⁸ |
| M | 0.76347 | 0.28017 | 0.47445* | 9.812 x10 ⁻¹³ | 0.5583* | 5.897x10 ⁻¹⁸ |
| EC | 0.06244 | 0.53518 | 0.29185* | 0.003063 | 0.3253* | 0.000899 |
| E | 0.16758 | 0.09907 | 0.60778* | 3.214x10 ⁻¹¹ | 0.6521* | 3.481x10 ⁻¹³ |

NCER=tasa de intercambio neto de CO₂; Wflux=tasa de intercambio neto de agua; T_{soil}=temperatura del suelo; T_{ch}=temperatura de la cámara; MC=matorral con costras; M=matorral sin costras; EC=erosión con costras; E=erosión sin costras.

Cuadro 2. Resultados de las principales variables registradas durante el periodo de observación.

| Condición | NCER | W _{flux} | T _{soil} | T _{ch} |
|-----------|---|--|-------------------|-----------------|
| | (μmol s ⁻¹ m ⁻²) | (m mol s ⁻¹ m ⁻²) | (°C) | (°C) |
| MC | 0.067 ± 0.311 | 0.141 ± 0.076 | 24.9 ± 7.5 | 29.2 ± 7.7 |
| M | 0.059 ± 0.374 | 0.114 ± 0.081 | 25.2 ± 7.2 | 28.7 ± 7.2 |
| EC | 0.048 ± 0.215 | 0.139 ± 0.099 | 25.7 ± 6.9 | 28.9 ± 6.7 |
| E | 0.023 ± 0.178 | 0.121 ± 0.076 | 25.7 ± 6.3 | 28.3 ± 6.0 |

NCER=tasa de intercambio neto de CO₂; Wflux=tasa de intercambio neto de agua; T_{soil}=temperatura del suelo; T_{ch}=temperatura de la cámara; MC=matorral con costras; M=matorral sin costras; EC=erosión con costras; E=erosión sin costras.

Los flujos negativos pueden interpretarse como captura de carbono (Hastings *et al.*, 2005). En este caso, los valores negativos podrían explicarse por: a) el alto déficit hídrico causado por altas temperaturas y baja retención de humedad y b) un incremento en el consumo de CO₂ por fijación por los organismos fotosintéticamente activos (sobre todo en las CBS).

Las variaciones en la tasa de intercambio neto de CO₂ para todas las condiciones se relacionaron principalmente con la temperatura del suelo (Cuadro 1) y no con la precipitación, encontrando que la primera explica poco más de la variación temporal de los flujos de CO₂, esto, no obstante la importancia de la disponibilidad de agua en los ecosistemas áridos (Noy-Meir, 1973). Sitios con vegetación de matorral y presencia de CBS presentaron las mayores tasas de respiración, mientras que los sitios con erosión y con presencia de CBS presentaron los valores menores (Cuadro 2). Según los resultados obtenidos, temperaturas superiores de 30 °C y las lluvias mayores a los 90 mm parecen ser suficientes para activar los procesos metabólicos de las CBS y las comunidades de micro-organismos del suelo para que la tasa de respiración supere a la tasa de fotosíntesis, liberando CO₂ a la atmósfera.

Aun cuando varios estudios se han enfocado a estimar la respuesta de las CBS en ecosistemas áridos y semiáridos bajo lluvias controladas para conocer los flujos de CO₂ del suelo (Matías *et al.*, 2012), la cantidad de lluvia simulada era muy baja en comparación con el total de precipitación al inicio de este estudio (121.8 mm). El presente estudio tuvo la ventaja de generar información sobre el intercambio neto de CO₂ en una amplia variedad de condiciones naturales en comparación con los estudios controlados.

Los resultados alcanzados muestran que las CBS en la región árida del extremo sur de la península de Baja California, presentan una función de consumo-captura de CO₂, contribuyendo a la generación de conocimiento sobre la respiración edáfica en ecosistemas áridos después de eventos extremos de precipitación.

Conclusiones

En ecosistemas áridos similares al del presente estudio las tasas de respiración de suelo son muy bajas, situación que cambia solamente en condiciones extraordinarias de humedad y temperatura.

Al parecer, bajos volúmenes de precipitación, altas temperaturas y baja retención de humedad ocasionan flujos negativos que pueden interpretarse como auto-consumo de CO₂.

El matorral con costras mostró una captura y liberación de CO₂ en condiciones de precipitación mayor a 90 mm y temperaturas superiores a 30 °C, lo que podría relacionarse con la activación de los procesos metabólicos de los componentes fotosintéticos de las CBS.

La condición de erosión con costras liberó de manera más activa CO₂ a la atmósfera durante el periodo de estudio, lo que sugiere que las CBS de esta condición son más sensibles a los cambios extremos de temperatura y humedad.

Por lo anterior, se concluye que las CBS desempeñan una función de fuente y como de sumidero de CO₂.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Fondo SEP-CONACYT, Proyecto 0134460 Determinación y construcción de indicadores de la huella hídrica y desertificación como consecuencia de la sobreexplotación agropecuaria y del cambio climático. El primer autor agradece al CONACYT por la beca de doctorado otorgada (246829).

Literatura citada

- Berg, B. and R. Laskowsky. 2005. Litter decomposition: A guide to carbon and nutrient turnover *In*: H. Caswell y Advances in Ecological Research (Eds.). Academic Press. California. pp. 94-100.
- Chen, H. and H.Q. Tian. 2005. Does a general temperature-dependent Q10 model of soil respiration exist at biome and global scale?. *Integrative Plant Biology* 47:1288-1302.
- Guerrero-Ortíz, P. L. R. Quintero-Lizaola, V. Espinoza-Hernández, G. S. Benedicto-Valdés y M. de J. Sánchez-Colín. 2012. Respiración de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de *Lupinus*. *Terra Latinoamericana* 30:355-362.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper and P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4:1-9.
- Hastings, S. J., W. C. Oechel and A. Muhlia-Melo. 2005. Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO₂ exchange of a desert shrub community (Sarcocaulis) in Baja California, Mexico. *Global Change Biology* 11:927-939.
- Hanson, P. J., N. T. Edwards, C. T. Garten and J. A. Andrews. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48:115-146.
- IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. World Soil Resources Reports No. 106.
- Lange, O. L. 2003. Photosynthesis of soil crust biota as dependent on environmental factors. *In*: J. Belnap and O. L. Lange. (Eds.). *Biological Soil crusts: Structure, Function and Management*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 217-240.
- Law, B. E., F. M. Kelliher, D. D. Baldocchi, P. M. Anthoni, J. Irvine, D. Moore and S. Van Tuyl. 2001. Spatial and temporal variation in respiration in a young ponderosa pine forest during a summer drought. *Agricultural and Forest Meteorology* 110:27-43.
- Luo, Y. and X. Zhou. 2006. Soil Respiration and the Environment. Academic Press, San Diego California.
- Matías, L., J. Castro and R. Zamora. 2012. Effect of simulated climate change on soil respiration in a mediterranean-type ecosystem: Rainfall and habitat type are more important than temperature or the soil carbon pool. *Ecosystems* 15:299-310.
- Monterroso, A. I. y J. D. Gómez. 2003. Delimitación de las Zonas Áridas, Semiáridas y Subhúmedas Secas de acuerdo a la Metodología de Thornthwaite Modificado. Comisión Nacional de Las Zonas Áridas y Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Estado de México, México.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert Ecosystems: Environment and Producers. *Annual Review of Ecology Systematics* 4:25-51.
- Raich, J. W. and C. S. Potter. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles* 9:23-36.
- Raich, J. W. and W. H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B* 44:81-99.
- Reynolds, J. F., P. R. Kemp, K. Ogle and R. J. Fernández. 2004. Modifying the "pulse-reserve" paradigm for deserts of North America: Precipitation pulses, soil water, and plant responses. *Oecologia* 141:194-210.
- Schimel, D. S. 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology* 1:77-91.
- Schlesinger, W. H. and A. M. Pilmanis. 2010. Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry* 42:169-187.
- Shreve, F. and I. L. Wiggins. 1964. *Vegetation and Flora of the Sonoran Desert*. Stanford University Press. Palo Alto, California. pp. 26-126.
- Su, Y. G., L. Wu and Y. M. Zhang. 2012. Characteristics of carbon flux in two biologically crusted soils in the Gurbantunggut Desert, Northwestern China. *Catena* 96:41-48.
- Troyo-Diéguez, E., F. de Lachica-Bonilla and J. L. Fernández-Zayas. 1990. A simple aridity equation for agricultural porpouses in marginal zones. *Journal of Arid Environments* 19:353-362.
- Troyo-Diéguez, E., G. Mercado-Mancera, A. Cruz-Falcón, A. Nieto-Garibay, R. D. Valdez-Cepeda, J. L. García-Hernández y B. Murillo-



- Amador. 2014. Analysis of drought and desertification and aridity index by estimating the water gap in California, northwestern Mexico. *Investigaciones Geográficas* 85:66-81.
- Villarreal-Rosas, J., J. G. Palacios-Vargas and Y. Maya. 2014. Microarthropod communities related with biological soil crusts in a desert scrub in northwestern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:513-522.

5.11 Respiración de suelo en un cultivo de *Carya illinoensis* y *Capsicum annuum*

Cañedo-Soriano Alexa V.¹; Rodríguez Julio C.²; Ortega-Rosas Carmen I.³ y Yépez Enrico A.⁴

¹Licenciatura en Ecología, Universidad Estatal de Sonora. Rosales No. 189, Col. Centro, CP 83000, Hermosillo, Sonora, México.

²Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora Rosales No. 189, Col. Centro, CP 83000, Hermosillo, Sonora, México.

³Departamento de Ecología, Universidad Estatal de Sonora. CP 83000, Hermosillo, Sonora, México.

⁴Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

Autor para correspondencia: alexacanedo@hotmail.com

Resumen

Se realizó un estudio de la respiración de suelo en diferentes cultivos de distintas especies, uno en cultivo de *Carya illinoensis* ubicado en Viñas de la Costa, Hermosillo, Sonora y el otro en un cultivo de *Capsicum annuum* ubicado en el Departamento de Agricultura y Ganadería dentro también del municipio de Hermosillo, Sonora en el presente año. La diferencia de estos cultivos es la existencia de hojarasca en el suelo; en *Carya illinoensis* existe una mayor cantidad que en el cultivo de *Capsicum annuum*, por lo tanto, se espera exista una variación en la respiración de suelo por la diferente actividad biológica que se lleva a cabo en él. Para ello, se utilizó el equipo y respectivo software de LICOR LI-8100A Automated Soil CO₂ flux system y así medir los flujos una vez por semana durante todo el año y en cada mes un muestreo de 24 h continuas, además de medir la temperatura y humedad relativa del mismo suelo en seis muestreos para el cultivo de *Carya illinoensis* y cuatro muestreos en diferentes exposiciones a la luz por malla sombra para el cultivo de *Capsicum annuum*. Se espera que la respiración de ambos cultivos sea mayor cuando la temperatura aumente sin bajar drásticamente la humedad del suelo, sin embargo, existirá una diferencia significativa en ambos cultivos por la actividad microbiológica existente en el suelo dada la ecología de cada planta. Adicional a los individuos de *Carya illinoensis* se determinará el crecimiento del tronco anual midiendo el diámetro a la altura del pecho dos veces en al año (primer y último mes de muestreo) y su fenología anual del mismo año mediante fotografías de una cámara instalada en una torre y, a los individuos de *Capsicum annuum* se le aplicó diferentes tipos de exposiciones de luz mediante malla sombras.

Palabras clave: flujos de CO₂ en el suelo; temperatura del suelo; humedad del suelo; hojarasca; malla sombra.

Abstract

Two studies of soil respiration were carried out in different crops of different species, one of *Carya illinoensis* crop located in Viñas de la Costa, Hermosillo, Sonora and the other a *Capsicum annuum* crop located in the Departamento de Agricultura y Ganadería in the municipality of Hermosillo, Sonora, this year. The difference of these crops is the existence of dead leaves on the soil; in *Carya illinoensis* there is a greater amount than in the cultivation of *Capsicum annuum*, therefore, it is expected that there is a variation in the soil respiration by the different biological activity that takes place in it. For this purpose, the equipment and respective software of LICOR LI-8100A Automated Soil CO₂ flux system were used to measure the flows once a week throughout the year and in each month a sampling of 24 h, in addition to measuring the temperature and relative humidity of the same soil in six samples for the cultivation of *Carya illinoensis* and four samples in different expositions to light by shade mesh for the cultivation of *Capsicum annuum*. It is expected that the respiration of both crops will be greater when the temperature increases without drastically lowering the soil moisture, however, there will be a

significant difference in both crops due to the microbiological activity in the soil given the ecology of each plant. In addition to the individuals of *Carya illinoensis*, the annual trunk growth will be determined by measuring the diameter at breast height twice a year (first and last month of sampling) and its annual phenology of the same year by photographs of a camera installed in a tower, and individuals of *Capsicum annuum* were applied different types of light expositions by mesh shadows.

Key words: soil CO₂ efflux; soil temperature; soil moisture; fallen leaves; shade cloth.

Introducción

El estudio del ciclo global del carbono (C) es prioritario para entender las consecuencias del incremento acelerado de la concentración de CO₂ en la atmósfera, así como para diseñar estrategias a fin de reducir sus emisiones y, de esta manera mitigar el cambio climático global (Prentice *et al.*, 2001; Sitch *et al.*, 2008). Los esfuerzos se han dirigido a estimar el contenido de C en los principales reservorios de los ecosistemas y los factores que determinan su almacenamiento y dinámica (Quéré *et al.*, 2014). En los ecosistemas terrestres el almacén más importante de C es el suelo, pues contiene hasta tres veces más C que la vegetación o la atmósfera. La cantidad de C almacenado en el suelo depende del clima, composición de la vegetación, actividad microbiana y régimen de disturbio (Jobbagy y Jackson, 2000; Sitch *et al.*, 2008). Asimismo, el C es la principal fuente de energía para la actividad de las comunidades microbianas del suelo, puesto que regula los procesos de transformación de los nutrientes y la fertilidad del mismo (Perroni *et al.*, 2010; Montaña y Sánchez-Yáñez, 2014).

La respiración del suelo (RS, también conocida como flujos de CO₂ en el suelo), a nivel global, se le considera el segundo flujo de C más importante hacia la atmósfera (Reichstein y Beer, 2008).

A escala mundial, el almacén de carbono (C) total del suelo, es cuatro veces mayor que el almacén de biomasa viva y muerta (árboles, arbustos, hierbas, etc.) y aproximadamente tres veces el almacén atmosférico (Lal, 2004).

En este trabajo se analiza la posible existencia de una diferencia en los dos tipos de cultivos muestreados (uno con existencia de hojarasca de *Carya illinoensis* y uno sin o poca hojarasca de *Capsicum annuum*) en la retención de carbono en el suelo por actividad de respiración de organismos autótrofos y heterótrofos que se encuentren en él. Además, se mide el crecimiento del tronco anual y la fenología anual de los individuos cercanos a los muestreos de respiración de suelo de *Carya illinoensis* y la productividad del cultivo de *Capsicum annuum* a tres diferentes tipos de malla sombra y uno a total exposición de luz.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos diferentes lugares donde se ubican los cultivos de *Carya illinoensis* en Viñas de la Costa, carretera Bahía Kino km 41 (Figura 1) y *Capsicum annuum* ubicado en el Departamento de Agricultura y Ganadería de la Universidad de Sonora, carretera Bahía Kino km 21 (Figura 2).

Ambos lugares pertenecen al municipio de Hermosillo, Sonora, ubicado en los paralelos 28°13' y 29°43' de latitud Norte y los meridianos 110°22' y 112°14' de longitud Oeste; la altitud varía de 0 a 110 m. Sólo el 12.29% le corresponde a la agricultura de la extensión total del municipio.

Respecto al clima, el 49.58% pertenece a muy seco semi-cálido, 47.46% muy seco muy cálido, 1.61% seco muy cálido y 1.35% a seco semi-cálido; el rango de temperatura oscila entre 18 °C y 24 °C y, el rango de precipitación va de menor a 100 a 500 mm al año (INEGI, 2009).



Figura 1. Localización de *Carya illinoensis*.



Figura 2. Localización de *Capsicum annuum*.

Metodología

Los flujos de dióxido de carbono se obtuvieron con el equipo y software de LICOR LI-8100A Automated Soil CO₂ flux system.

Para el cultivo con hojarasca de *Carya illinoensis* se colocaron seis anillos al azar en dos grupos de tres, para muestrear el flujo de dióxido de carbono una vez por semana durante todo el 2017 y una vez al mes de 24 h continuas. Además, se obtuvieron los datos de temperatura del suelo y su humedad relativa.

Independientemente de la respiración del suelo, se midió el crecimiento por año del diámetro a la altura del pecho de 12 individuos cercanos a los seis anillos instalados al inicio de año y al final del año para determinar el crecimiento del tronco anual. Se instaló también una cámara en la torre de EDDY Covariance para fotografiar, durante 1 año, dos individuos cercanos a los anillos para posterior análisis de la fenología de *Carya illinoensis*.

Para el cultivo sin/con poca hojarasca de *Capsicum annuum* se colocaron cuatro anillos, cada uno correspondiendo a las cuatro diferentes exposiciones a la luz implementadas: 1) sin malla sombra, 2)

malla sombra a 30, 3) malla sombra a 50, 4) malla sombra a 90. Al igual que el cultivo anterior, los flujos se muestrearon una vez por semana durante todo un año y una vez al mes de 24 h continuas.

Resultados y Discusión

Se espera obtener mayores flujos de carbono en el suelo a una mayor temperatura y mayor humedad, por lo tanto, este evento podría presentarse en los meses de julio y agosto para ambos cultivos. Sin embargo, la actividad microbiológica no será la misma en el suelo de *Carya illinoensis* y *Capsicum annuum* afectando directamente los flujos de carbono por respiración del suelo.

Finalmente, se espera que exista diferencias de productividad de *Capsicum annuum* por los diferentes tipos de malla sombra que permiten el paso de luz y por lo tanto retención de calor en el suelo, lo cual podría afectar los flujos de carbono de aquellas mallas sombras que inhiben de más el paso de la luz y también a aquellos que la permiten demasiado.

Todavía se sigue en la realización de este trabajo, por lo tanto, sólo se muestran, a continuación, dos gráficos. En la figura 3, se observan los resultados de las tres primeras semanas del mes de marzo, se puede ver que los flujos van aumentando cada semana en cada sitio (A, B, C, D y E) debido al aumento de temperatura que ha existido recientemente en la zona.

Por otra parte, en la Figura 4 se muestran los resultados de unos días de marzo sólo para el sitio A, al igual que los individuos de *Carya illinoensis* los flujos empezaron a aumentar en la segunda quincena del mes.

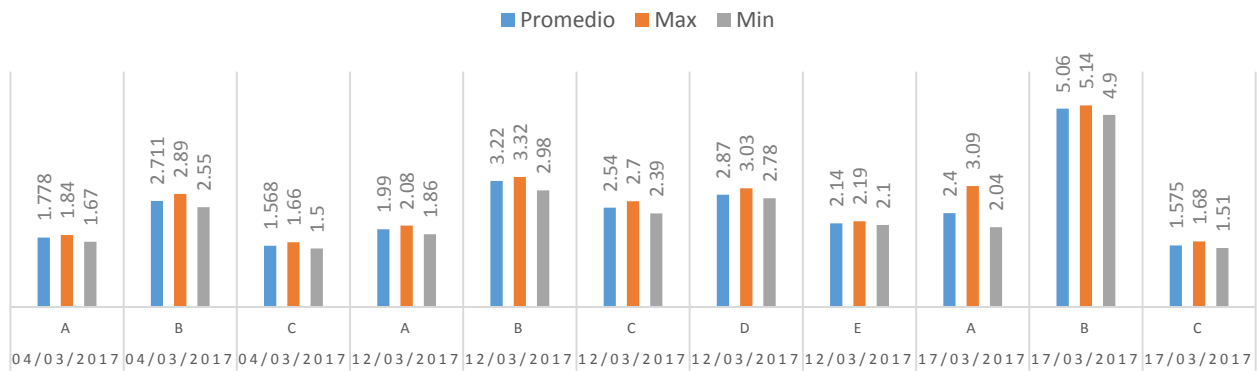


Figura 3. Flujos de CO₂ en los sitios del cultivo de *Carya illinoensis* del mes de marzo.

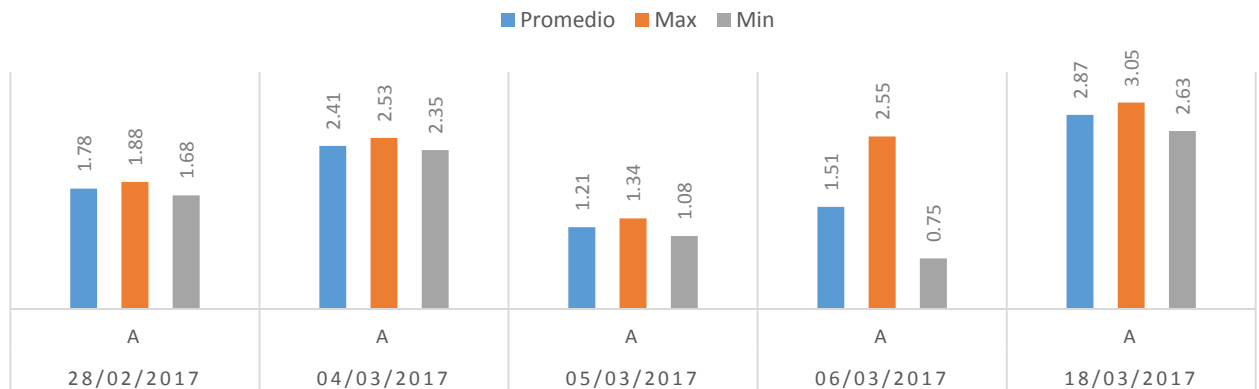


Figura 2. Flujos de CO₂ en el sitio A del cultivo de *Capsicum annuum* del mes de marzo.

Conclusiones

Actualmente se siguen tomando los flujos de dióxido de carbono en el suelo hasta finales del 2017, por lo tanto, sería arriesgado concluir el trabajo que se espera conseguir en todo un año con sólo datos de los primeros tres meses.

Sin embargo, como se mencionó en el apartado de Resultados y Discusiones, en general se espera obtener mayores flujos de carbono en el suelo a una mayor temperatura y mayor humedad, por lo tanto, este evento podría presentarse en los meses de julio y agosto para ambos cultivos.

Literatura citada

- Bond-Lamberty, B. and A. Thomson. 2010. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464:579-82. DOI:10.1038/nature08930.
- Cueva, A., C. A. Robles-Zazueta, E. A. Yépez and J. Garatuzza-Payan. 2016. Soil respiration in Mexico: Advances and future directions. *Terra Latinoamericana* 253-269.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Hermosillo, Sonora. Instituto Nacional de Geografía y Estadística, México.
- Jobbagy, 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.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Montaño, N. M. y J. M. Sánchez-Yañez. 2014. Nitrificación en suelos tropicales, asunto de competencia microbiana: Un modelo basado en la teoría de Lotka-Volterra. *Ecosistemas* 23:98-104.
- Paz, F. y J. Etchevers. 2016. Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 339-355.
- Prentice, I. C., G. D. Farquhar, M. J. R. Fasham, M. L. Goulden, M. Heimann, V. J. Jaramillo, H. S. Kheshgi, C. L. Quéré, R. J. Scholes, and W. R. D. 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.). *Climate Change 2001: the Scientific Basis. Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 185-237.
- Quéré, L. C., G. P. Peters, R. J. Andres, R. M. Andrew, T. Boden, P. Ciais, P. Friedlingstein, R. A. Houghton, G. Marland and S. Zaehle. 2014. Global carbon budget 2013. *Earth System Science Data* 6:235-263.
- Raich, J. W. and W. H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44:81-99.
- Reichstein, M. and C. Beer. 2008. Soil respiration across scales: The importance of a model-data integration framework for data interpretation. *Journal of Plant Nutrition* 171:344-354.
- Sitch, S., C. Huntingford, N. Gedney, P. Levy, M. Lomas, S. L. Piao, R. Betts, P. Ciais, P. Cox, P. Friedlingstein, C. D. Jones, I. C. Prentice, and F. I. Woodward. 2008. Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). *Global Change Biology* 14:2015-2039.
- Tapia-Torres, Y., O. Briones, R. García-Sánchez, Y. Perroni, N. M. Montaño, F. García Oliva, E. Yépez, S. H. Bullock, F. Ayala, Y. Maya, C. Siebe y E. Troyo. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* enero-marzo:39-59.



5.12 Secuestro de carbono en los sistemas forestales de la zona del volcán La Malinche

Linares-Fleites Gladys¹; Valera-Pérez M. A.¹; Ticante-Roldán J. A.¹ y Mendoza-Martínez M. del C.²

¹Instituto de Ciencias, Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas (DICA), Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Avenida 14 Sur 6301, Fraccionamiento Jardines de San Manuel, CP.72470, Puebla, Puebla, México.

²Posgrado en Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Avenida 14 Sur 6301, Fraccionamiento Jardines de San Manuel, CP.72470, Puebla, Puebla, México.

Autor para correspondencia: gladys.linares@correo.buap.mx

Resumen

Uno de los mayores problemas de los bosques y suelos situados en el Parque Nacional Malinche es la deforestación causada en los últimos años, que ha provocado la degradación biológica de los suelos y ha dado lugar al aumento de las emisiones de CO₂ a la atmósfera. En este trabajo se identificaron, a través de imágenes de teledetección, las áreas donde la deforestación ocurrió antes de 1986, las que fueron deforestadas en el periodo de 1986 al 2002 y las que en el periodo 2002 al 2013 aún conservaban la vegetación forestal. Con las muestras tomadas en cada una de estas áreas, se analizaron las propiedades físicas y químicas de los suelos y, posteriormente, se utilizaron técnicas de estadística para establecer ecuaciones de predicción del carbono secuestrado en suelos a partir de la calidad de los mismos. Este estudio pone de manifiesto que la conservación de los recursos naturales en el Parque Nacional Malinche contribuye a combatir las emisiones de CO₂ en la atmósfera, mitigar el cambio en el microclima y asegurar una fuente de bienes y servicios a largo plazo.

Palabras clave: *cambio climático; cambio de uso de suelo; deforestación.*

Abstract

One of the major problems of forests and soils in Malinche National Park is the deforestation caused in recent years, which has led to the biological degradation of soils and has led to increased CO₂ emissions into the atmosphere. In this work, the areas where deforestation occurred prior to 1986, those that were deforested in the period from 1986 to 2002 and those that in the period 2002 to 2013 still conserved the forest vegetation, were identified through remote sensing images with the samples taken in each of these areas, the physical and chemical properties of these soils were analyzed and, subsequently, statistical techniques were used to establish prediction equations for the sequestered carbon in soils, based on the quality of the soils. This study shows that the conservation of natural resources in Malinche National Park contributes to combating CO₂ emissions in the atmosphere, mitigating the change in microclimate and ensuring a long-term source of goods and services.

Key words: *climate change; land use change; deforestation.*

Introducción

Los bosques de México han perdido gran parte de su extensión desde 1950. Particularmente, el estado de Puebla comenzó con este proceso acelerado de reducción después de 1985, como consecuencia del aumento de la población ocasionado por la desordenada migración de habitantes de la ciudad de México después del macro-sismo del 19 de septiembre. La región ocupada por vegetación forestal del volcán La

Malinche no ha sido la excepción; su extensión ha disminuido (a pesar de ser un Parque Nacional) por prácticas agrícolas y de pastoreo y por tala inmoderada y clandestina.

La deforestación en la región se ha visto reflejada en la degradación biológica de los suelos, cuyas consecuencias se traducen, entre otras, en emisiones de CO₂ a la atmósfera (Comisión Intersecretarial sobre Cambio Climático, 2006).

La falta de datos y evaluaciones actualizadas sobre el avance y consecuencias de la degradación biológica de los suelos en la región de La Malinche, impiden definir estrategias y programas para combatir las emisiones de CO₂ a la atmósfera, mitigar el cambio en el microclima, reforestar, evitar y detener la erosión del suelo y aumentar el secuestro de carbono. Es conveniente destacar que el secuestro de carbono es el proceso por el que el CO₂ de la atmósfera se incorpora en formas almacenadas fundamentalmente en el suelo y la biomasa, quedando temporalmente inmovilizado respecto a la circulación biogeoquímica durante largos periodos de tiempo (Valera *et al.*, 2009).

Desde la década de 1980, el Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas (DICA) ha estudiado sistemáticamente estos suelos, seleccionando áreas con criterios de uso del suelo y periodos en que se produjeron cambios por deforestación. Se identificaron, por medio de imágenes de percepción remota, las áreas cuya deforestación ocurrió antes de 1986, aquellas que fueron deforestadas en el periodo 1986-2002 y las que en el periodo 2002-2007 conservaban aún vegetación de bosque (Valera *et al.*, 2009). Este último periodo se amplió hasta 2013 en una investigación posterior (Rios, 2014).

Con muestras obtenidas en cada una de estas áreas, se analizaron las propiedades físicas y químicas de esos suelos. Los resultados obtenidos en el laboratorio pudieron sintetizarse en un índice de sustentabilidad que expresa la calidad de estos suelos.

Profundizar, continuar y sistematizar en metodologías de investigación sobre ecosistemas naturales, como La Malinche, que pueden estar en peligro por el Cambio Climático, es un reto para la toma de decisiones en la política del cambio climático en México (Sosa-Rodríguez, 2015).

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los sistemas forestales de la zona del volcán La Malinche (Figura 1) se encuentran en el Parque Nacional Malinche o Matlalcuéyatl, que se ubica en la zona central oriente de México formando parte de la cordillera neo volcánica y se considera la montaña aislada más significativa del País. Comprende una superficie total de 46 112 ha.

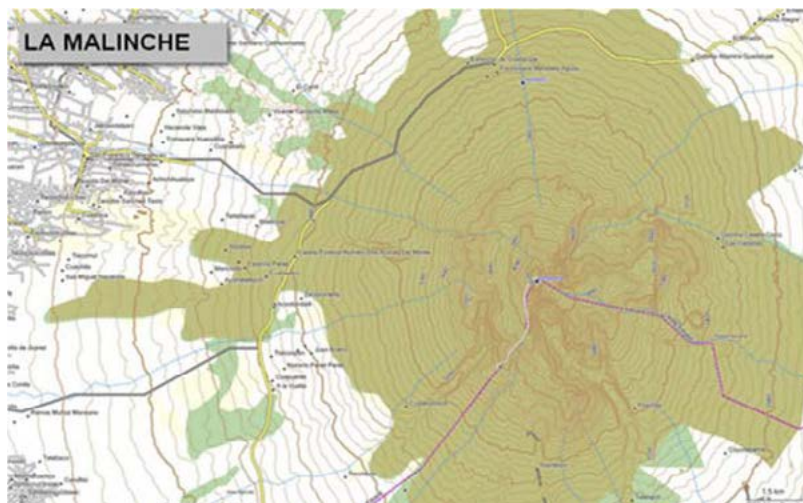


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Después de identificar, a través de imágenes satelitales, las áreas de interés para el estudio, se desarrollaron los siguientes aspectos:

- a) Estimación de las cantidades de carbono orgánico del suelo. El reto de obtener valores para estimar las reservas de carbono orgánico del suelo está lleno de dificultades, debido a la variabilidad espacial de los mismos. Los suelos son muestreados como otros materiales sólidos en un sitio o serie de sitios determinados. El análisis de una buena cantidad de muestras de un mismo tipo de suelos con una misma vegetación en un medio ambiente uniforme, podría ser indicativo de los valores medios de carbono orgánico en los suelos. Estos valores se pueden extrapolar para áreas ocupadas con suelos similares en ambientes similares. Esto se efectuó para caracterizar áreas deforestadas en la región de La Malinche. Las propiedades físicas y químicas determinadas en las muestras de suelo obtenidas fueron: 1) Propiedades físicas: Densidad Aparente y Porcentaje de Humedad, 2) Propiedades químicas: pH Delta (Δ pH), Acidez Hidrolítica, Acidez Intercambiable y Aluminio, 3) Características de la materia orgánica: Contenido de Materia Orgánica, Carbono Orgánico, Nitrógeno Total y Relación Carbono-Nitrógeno (Relación C/N).
- b) Cálculo de un índice para la calidad de los suelos. La calidad de los suelos puede medirse a través de indicadores fisicoquímicos y de características de la materia orgánica. La calidad de un suelo debe interpretarse como la utilidad de éste para un propósito específico en una escala amplia de tiempo. Tomando como referencia el cálculo del SUSS (SAGARPA, 2012), se propuso un nuevo índice de sustentabilidad que mide la calidad de estos suelos. Para poder lograr el cálculo del SUSS se realizaron los siguientes pasos: Paso 1: Se estandarizaron los resultados de las propiedades fisicoquímicos, Paso 2: Se calculó la suma de los datos estandarizados de las propiedades físicas y químicas, Paso 3: Se calculó el máximo de esa suma (Max) y el mínimo (Min), Paso 4: Se calculó el índice $SUSS = (Suma - Min) / (Max - Min)$.
- c) Establecimiento de relaciones entre el Carbono Orgánico en Suelo y el índice de sustentabilidad (SUSS) calculado. Se establecieron modelos de regresión lineales tomando como variable dependiente el Porcentaje de Carbono Orgánico del suelo y como variable independiente el índice de sustentabilidad para cada uno de los periodos considerados (Linares, 2006). Se utilizó el software MINITAB (2005) en el desarrollo estadístico.

Resultados y Discusión

Los suelos de la Malinche tienden a presentar niveles altos de materia orgánica debido al clima templado de la zona, pues la tasa de mineralización se ve reducida por la baja temperatura. Además del clima, hay otro aspecto que influye en la acumulación de materia orgánica y, por ende, de carbono orgánico. Se trata del hecho que estos suelos son derivados de materiales volcánicos y, éstos son suelos minerales que presentan un contenido promedio de materia orgánica de 8%.

La Figura 2 muestra el “boxplot” del índice de sustentabilidad para los tres periodos considerados y, puede observarse que el valor medio de ese índice disminuye en el segundo periodo. Se probó que estos cambios son significativos al nivel de significación del 10%, ya que al realizar el Análisis de Varianza (ANOVA) de un factor (periodo de tiempo), el p-empírico tomó el valor 0,065, luego se rechaza la hipótesis nula de igualdad de las medias.

A continuación se muestra, para cada uno de los tres periodos considerados, la ecuación de regresión lineal del Porcentaje Carbono Orgánico en función del índice de sustentabilidad del periodo.

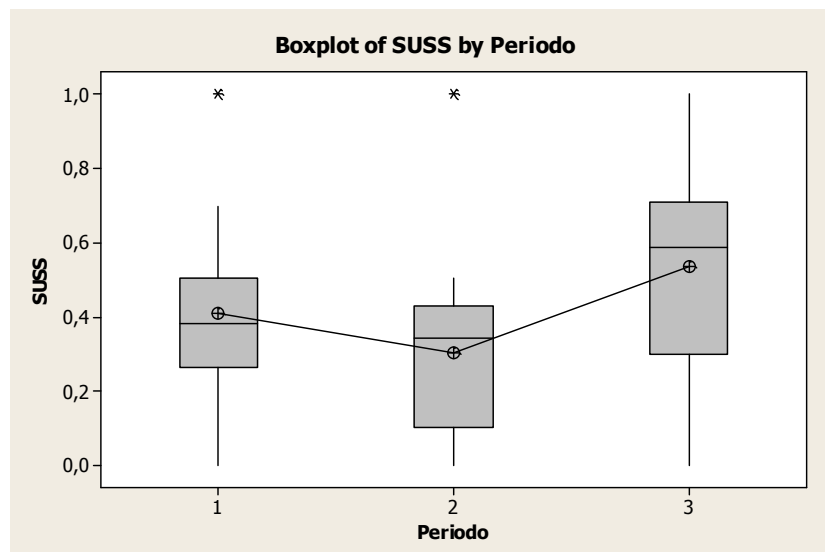


Figura 2. Gráfico de cajas y bigotes (boxplot) del SUSS en los tres periodos.

Periodo antes de 1986

La Figura 3 muestra la recta de regresión ajustada, la que según la prueba F es significativa con un valor de p -empírico de 0,000, luego se considera una buena ecuación para predecir el Carbono Orgánico en suelo. Se pudo comprobar que el cambio en el uso de suelo en la región de La Malinche ocurrido antes de 1986 ha ocasionado degradación biológica de los suelos y, por tanto, la pérdida de carbono orgánico del suelo.

Los contenidos de carbono orgánico encontrados fueron menores de 40 ton/ha. Las emisiones equivalente de CO_2 a la atmósfera (esto es suponiendo que todo el carbono se perdió en forma de emisiones de CO_2) fue de 23.76 ton/ha. Si se considera que estos suelos abarcan 11 390 ha en la zona de estudio, las emisiones equivalente se calculan en 270 mil 661 ton de CO_2 (Valera *et al.*, 2009)

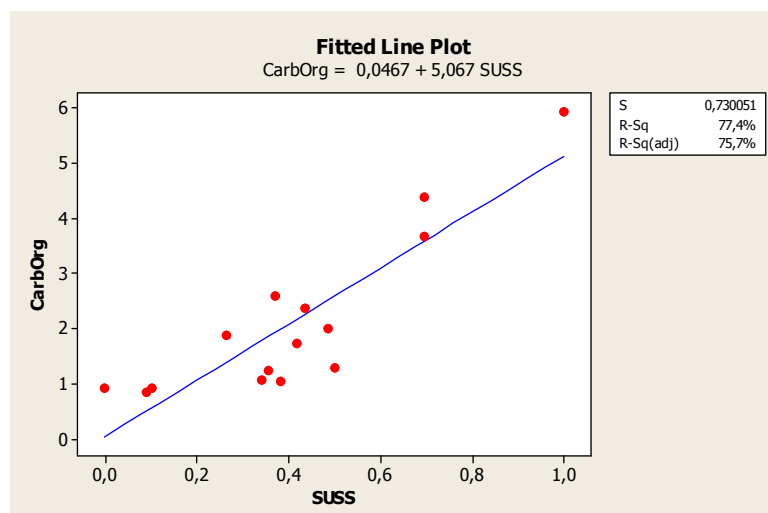


Figura 3. Recta de regresión ajustada en el periodo antes de 1986.

Periodo 1986-2002

La superficie forestal en la zona de redujo de 5934 a 5650 ha entre 1986 y 2002. La reducción anual del bosque fue de 12.90 ha. La tasa de deforestación anual porcentual en este periodo fue menor que el



rango de tasas de deforestación registrados en el último inventario forestal nacional. Esta tasa es comparable con la tasa existente a nivel mundial. Los contenidos de carbono orgánico encontrados en este periodo fue de 59 ton/ha. La Figura 4 muestra la recta de regresión ajustada, la que según la prueba F es significativa con un valor de p-empírico de 0,000, luego se considera una buena ecuación para predecir el Carbono Orgánico en suelo.

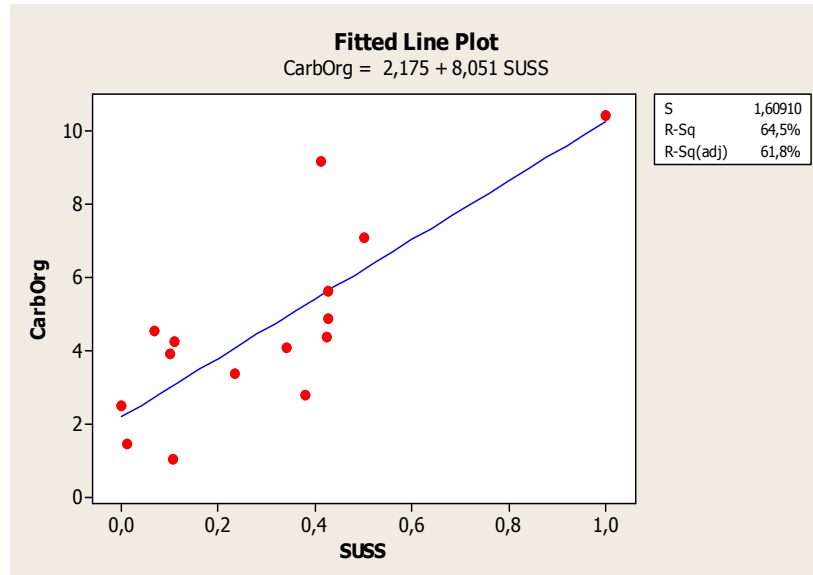


Figura 4. Recta de regresión ajustada en el periodo 1986-2002.

Periodo 2002-2007

El contenido de carbono orgánico encontrados en este periodo fue de 66 ton/ha. La Figura 5 muestra la recta de regresión ajustada, la que según la prueba F es significativa con un valor de p-empírico de 0,000, luego se considera una buena ecuación para predecir el Carbono Orgánico en suelo.

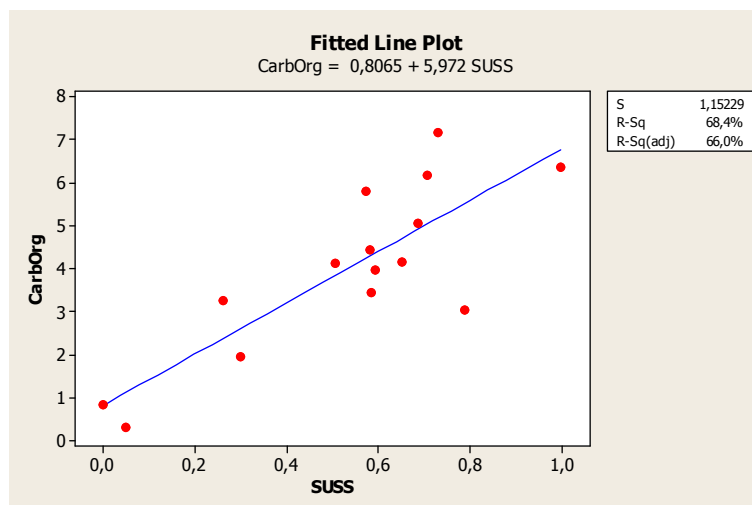


Figura 5. Recta de regresión ajustada en el periodo 2002-2007.

Conclusiones

El secuestro de carbono en suelo es una forma muy importante de mitigación del Cambio Climático. Contar con modelos que permitan predecir el Porcentaje de Carbono Orgánico en función de un índice de calidad de suelo que sintetiza las propiedades fundamentales del mismo en un punto dado, permitirá profundizar en el conocimiento y en la toma de decisiones.

El cambio en el uso del suelo en la región del volcán La Malinche, ocurrido antes de 1986, ha ocasionado una emisión significativa de CO₂ a la atmósfera. Sin embargo, el cambio en el uso del suelo en esa región, ocurrido en el periodo posterior a 1986, no ha ocasionado una emisión significativa de CO₂ a la atmósfera. La conservación de los recursos naturales en La Malinche contribuye en el combate de las emisiones de CO₂ a la atmósfera, mitiga el cambio en el micro-clima y detiene la erosión del suelo.

La Malinche tiene un gran potencial para programas de servicios ambientales sobre secuestro de carbono y la conservación es la medida inicial. Es factible reforestar con la vegetación nativa original, donde a pesar de la deforestación, los suelos han conservado sus propiedades (suelos deforestados después de 1986).

Literatura citada

- Comisión Intersecretarial sobre Cambio Climático. 2006. México Tercera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. INE-SEMARNAT, México. 208 p.
- Linares, G. 2006. Análisis de Datos Multivariados. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Facultad de Ciencias de la Computación. México. 277 p.
- MINITAB Release 15. 2005. Statistical Software Minitab Inc., E. U.
- Ríos, A. 2014. Calidad del carbono secuestrado en suelos de los sistemas forestales de la zona del volcán La Malinche, Estado de Puebla. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 167 p.
- SAGARPA. 2012. Subíndice de Uso Sustentable del Suelo. Metodología de cálculo. México. 58 p.
- Sosa-Rodríguez, Fabiola S. 2015. Política del cambio climático en México: avances, obstáculos y retos. *Revista Internacional de Estadística y Geografía* 6(2):4-23.
- Valera, M. A., J. Llaguno, G. Linares y E. Torres. 2009. Evaluación del secuestro de carbono en suelos de la Malinche, estado de Puebla. *Saberes Compartidos* 3(3):14-20.



5.13 Estimación de carbono liberado por los residuos de la transformación primaria de la madera

Corona-Terán Jarinzi¹ y Martínez-Gómez Omar¹

¹Ingeniería Forestal, Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo. Km 30 Carretera Federal Valle de Bravo. 51200. Ejido San Antonio Laguna, Valle de Bravo, Estado de México.

Autor para correspondencia: cjarinzi@yahoo.com.mx

Resumen

La composición de la atmósfera se ha visto afectada en las últimas décadas, debido a la continua y creciente emisión de gases de efecto invernadero que generan las actividades antropogénicas. Los productos de madera juegan un importante papel en la lucha contra el cambio climático, esto se justifica en que los árboles estando en pie, a través de la fotosíntesis, fijan CO₂ y lo retienen en su madera, siendo un producto elaborado; ese CO₂ queda almacenado durante la vida útil de ese producto y, por lo tanto, actúa como un almacén temporal. Se presenta una estimación del carbono liberado a la atmósfera, a partir de los residuos generados por la industria de transformación primaria de la madera, los cuales no están destinados a un proceso de reconversión de un producto final. El estudio se llevó a cabo en aserraderos ubicados en la región de trabajo siete de PROBOSQUE, en el estado de México, México. La información se obtuvo mediante una entrevista estructurada realizada a los propietarios de los aserraderos, mediante un muestreo aleatorio simple. El volumen de los residuos de madera se calculó a partir de los datos sobre los coeficientes de aserrío. Para determinar el carbono liberado a partir de la descomposición de los residuos se consideró la relación entre el elemento y la biomasa seca y, un factor de conversión de biomasa a carbono igual a 0.5.

Palabras clave: *subproductos; aserraderos; coeficientes de aserrío; biomasa.*

Abstract

The composition of the atmosphere has been affected in the last decades, due to the continuous and growing emission of greenhouse gases that generate the anthropogenic activities. Wood products play an important role in the fight against climate change, this is justified by the fact that standing trees, through photosynthesis, fix CO₂ and retain it in their wood, being an elaborate product. That CO₂ is stored during the life of that product, and therefore acts as a temporary store. An estimate of the carbon released into the atmosphere is presented, based on the waste generated by the primary wood processing industry, which are not destined to a process of reconversion of a final product. The study was carried out in sawmills located in working region seven of PROBOSQUE, in the state of Mexico, Mexico. The information was obtained by means of a structured interview with the owners of the sawmills, using simple random sampling. The volume of the wood residues was calculated from the data on the sawing coefficients. To determine the carbon released from the decomposition of the residues the relation between the element and the dry biomass was considered; And a biomass-to-carbon conversion factor of 0.5.

Keys words: *by-products; sawmills; sawing coefficients; biomass.*

Introducción

El proceso de aserrío se considera una de las actividades más importantes de la industria forestal en México y una de las formas más sencillas de transformar la trocería, cuya eficiencia se evalúa a través de estudios de coeficientes de aprovechamiento y de rentabilidad del proceso (Zavala-Zavala y Hernández-Cortés, 2000). El aserrío se entiende como la transformación de las trozas en madera aserrada de distintas escuadrías, según los productos que se hayan seleccionado para los patrones de corte. Para lograr esta transformación es necesario combinar recursos como son las máquinas, los operadores, los sistemas de recolección de información, los programas de planificación, entre otros (Reyes, 2013; citado en Ortiz *et al.*, 2016).

El coeficiente de aserrío se establece con la finalidad de cuantificar la madera aserrada, las costeras, recortes y aserrín. Debido a que no hay dos aserraderos iguales, las variables que influyen en el coeficiente de aserrío, difícilmente son las mismas para dos aserraderos distintos.

Los volúmenes que se generan están en función de la capacidad de producción, grado tecnológico, o en su caso, si cuentan con algún taller de aprovechamiento secundario (Orta-González y Juárez-Tapia, 2000). Sin embargo en la mayoría de las industrias apilan los residuos en algunos extremos de los aserraderos siendo focos de contaminación y son propensos a que se incendien, debido a que, en algunos casos los incineran de manera controlada liberando el CO₂ almacenado. De acuerdo a la FAO (1991), los residuos que genera la transformación primaria de la madera, incluyen: corteza, aserrín, recortes, madera partida, virutas y lijaduras.

La producción real de residuos, producidos con la fabricación de productos madereros, es distinta de una instalación a otra y depende de varios factores, que van desde las propiedades de la madera, al tipo, funcionamiento y mantenimiento de la industria procesadora. Sin embargo, se ha estimado como promedio el 50% para los países en desarrollo, como es el caso de México (FAO, 1991).

En este trabajo se hace una cuantificación de los residuos generados a partir de la transformación primaria de la madera, con el fin de estimar el carbono liberado a la atmósfera y su contribución a los gases de efecto invernadero.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se llevó a cabo en la zona de trabajo número siete de la Protectora de Bosques del estado de México (PROBOSQUE, 2015), la cual comprende los siguientes municipios: Amanalco, Donato Guerra, Ixtapan del Oro, Otzoloapan, Santo Tomás, Valle de Bravo, Villa de Allende, Villa Victoria y Zacazonapan. La zona se caracteriza por presentar limitaciones en los métodos de aprovechamiento de plantaciones comerciales, así como por la sobreexplotación de los recursos naturales en algunas zonas, lo cual se relaciona con la cultura forestal (SEDAGRO-PROBOSQUE, 2006).

Metodología

La información se obtuvo mediante la aplicación de entrevistas estructuradas, realizadas a los propietarios de los aserraderos. El tamaño de la muestra se calculó mediante un muestreo aleatorio simple (Fórmula 1) (Valdivieso-Taborga *et al.*, 2011).

$$n = \frac{N \times Z_{\alpha}^2 \times P \times Q}{d^2 \times (N-1) + Z_{\alpha}^2 \times P \times Q} \quad (1)$$

donde, n representa el tamaño de muestra, N es el tamaño de la población, Z_{α}^2 es el nivel de confianza al 95% en %, P es la probabilidad de éxito, Q es la probabilidad de fracaso y d^2 es el margen de error de 0.2.

Las variables que se midieron consistieron en: materia prima, proceso productivo, comercialización aspectos financieros e impacto ambiental. El volumen de los residuos de madera se calculó a partir de los datos sobre los coeficientes de aserrío. Para determinar el carbono liberado a partir de la descomposición de los residuos se consideró la relación entre el elemento y la biomasa seca. Para establecer el volumen de residuos generados a partir de la transformación primaria de la madera, se aplicó la Expresión 2 (Soto-Sandoval *et al.*, 1999).

$$BT = VT * DM \quad (2)$$

donde, *BT* representa la biomasa seca total, *VT* es el volumen total de residuos (m³), *DM* es la densidad de la madera (kg/m³).

Los cálculos sobre el volumen emitido a la atmósfera se realizaron suponiendo un factor de conversión de biomasa a carbono igual a 0.5 (Fórmula 3).

$$VA = BT * 0.5 \quad (3)$$

donde, *VA* representa el volumen emitido a la atmósfera, *BT* es la biomasa seca total y 0.5 es el factor de conversión de biomasa a carbono.

La información sobre la densidad del Género forestal procesado en la región se determinó con base en un promedio realizado sobre el género *Pinus* (Sotomayor-Castellanos *et al.*, 2003).

Resultados y Discusión

De acuerdo al marco de muestreo utilizado, se aplicó la entrevista estructurada a 10 aserraderos establecidos en la región de trabajo siete de la Protectora de Bosques del estado de México (PROBOSQUE, 2015). Sin embargo, la base de datos resultó desactualizada, por lo que, en el momento de la aplicación de la entrevista, cuatro centros de transformación habían dejado de operar.

El 100% de los propietarios de aserraderos entrevistados, procesaron el género *Pinus*. Una empresa manifestó contar con estufa de secado, lo que permite darle valor agregado a la madera aserrada. El consumo total de madera en rollo fue de 5752 m³. Con un coeficiente de aserrío promedio del 57.4%. Lo anterior indica que por cada metro cúbico de madera en rollo (m³r) que es aserrado, se obtienen 0.574 m³ de madera aserrada. Estos valores son superiores a lo reportado por Zavala-Zavala y Hernández-Cortés (2000), quienes llevaron a cabo un análisis sobre el rendimiento y la utilidad del proceso de aserrío de trocería de pino, determinando un coeficiente de aprovechamiento nominal de 51% y una proporción de costeras y recortes de 27% y el porcentaje de aserrín de 22%. Asimismo se encuentran por debajo a lo reportado por Nájera-Luna *et al.* (2016) quienes determinaron un coeficiente de aserrío de 61.4% en dos aserraderos privados de El Salto, Durango. Lo que demuestra que no hay dos aserraderos iguales y que las variables que influyen en el rendimiento rara vez son las mismas de un aserradero a otro (Steele, 1984). El análisis indica que en total se produce un volumen de residuos de 2448.6 m³ por mes en la región (Cuadro 1). La densidad de la madera, de acuerdo al promedio del género *Pinus* fue de 427 kg/m³.

Cuadro 1. Caracterización productiva de los aserraderos entrevistados.

| Aserradero | Consumo mensual (m ³ rollo) | Coefficiente de Aserrío (%) | Volumen de residuos (m ³) |
|----------------|--|-----------------------------|---------------------------------------|
| 1 | 1140 | 62 | 433.2 |
| 2 | 1080 | 55 | 486 |
| 3 | 1132 | 55 | 509.4 |
| 4 | 800 | 62.5 | 300 |
| 5 | 800 | 55 | 360 |
| 6 | 800 | 55 | 360 |
| Totales | 5752 | 57.4 | 2448.6 |

La estimación del carbono liberado a la atmósfera por los residuos de la transformación primaria de la madera, los cuales no se destinan a un proceso de reconversión que implique un producto final, los

que tienen un tiempo de vida determinado después del cual se degradan, aportando dióxido de carbono al suelo o a la atmósfera (Ordoñez-Díaz, 2008), se presentan en el Cuadro 2. La biomasa seca total se estimó en 1 045 552.2 kg; producida en la región en estudio, lo que genera 522.8 ton de carbono liberado a la atmósfera por mes, representando 6273.6 ton/año.

Cuadro 2. Carbono liberado a la atmósfera estimado a partir de la biomasa seca.

| Aserradero | Volumen de residuos (m ³) | Biomasa seca (kg) | Carbono liberado a la atmósfera (ton) |
|----------------|---------------------------------------|--------------------|---------------------------------------|
| 1 | 433.2 | 184 976.4 | 92.5 |
| 2 | 486 | 207 522 | 103.8 |
| 3 | 509.4 | 217 513.8 | 108.8 |
| 4 | 300 | 128 100 | 64.1 |
| 5 | 360 | 153 720 | 76.9 |
| 6 | 360 | 153 720 | 76.9 |
| Totales | 2448.6 | 1 045 552.2 | 522.8 |

El carbono almacenado en los productos de madera se refleja en el Cuadro 3. Se estimaron 704.4 ton/mes de carbono almacenado debido a la transformación de la madera en la región. Los productos elaborados también actúan como sumideros de carbono hasta que la descomposición y la destrucción de los productos viejos igualan la adición de nuevos productos. Como la extracción de la madera no puede aumentar más allá de un límite sostenible, el bosque y sus productos derivados tienen una capacidad limitada de almacenamiento del CO₂, funcionan como almacén perpetuo de carbono sólo en caso de gestión sostenible, de otro modo liberan el carbono previamente fijado (FAO, 2002).

Cuadro 3. Comparación del carbono liberado a la atmósfera y del carbono almacenado en los productos finales.

| Aserradero | Carbono liberado a la atmósfera (ton) | Carbono almacenado en los productos finales (ton) |
|----------------|---------------------------------------|---|
| 1 | 92.5 | 124.6 |
| 2 | 103.8 | 139.8 |
| 3 | 108.8 | 146.5 |
| 4 | 64.1 | 86.3 |
| 5 | 76.9 | 103.6 |
| 6 | 76.9 | 103.6 |
| Totales | 522.8 | 704.4 |

Establecer estudios como un sistema de análisis continuo del proceso de aserrío con la finalidad no sólo de optimizar los procesos de industrialización sino también para estimar la posibilidad de liberar carbono a la atmósfera a partir de los residuos que se generan del mismo proceso productivo debe ser fundamental. El coeficiente de aserrío se establece con la finalidad de determinar la eficiencia del proceso industrial de un aserradero, lo que se traduce en la implementación de mejoras a dicho proceso con la finalidad de incrementar el aprovechamiento y, por consecuencia, disminuir el volumen de residuos, lo que significa que la liberación de carbono a la atmósfera se vería disminuida significativamente. Por otro lado, debe considerarse, la disponibilidad de la materia prima. A medida que la materia prima se reduzca, los aserraderos se verán afectados con la consecuente disminución de las mismas, siendo las empresas que tengan menor poder adquisitivo las primeras afectadas.

Conclusiones

En la región siete de PROBOSQUE, comprendida por nueve municipios, se observa que la industria instalada consume 5752 m³ al mes, con un coeficiente de aserrío de 57.4%, liberando 522.8 ton de carbono a la atmósfera al mes, contribuyendo a la generación de los gases de efecto invernadero.



Literatura citada

- FAO. 1991. Conservación de energía en las industrias mecánicas forestales. *En*: Aprovechamiento potencial de los residuos de madera para la producción de energía. Organización Mundial de la Agricultura y de la Alimentación. <http://www.fao.org/docrep/T0269S/t0269S10.htm> (Consulta: enero 17, 2017).
- FAO. 2002. Dendroenergía. Organización Mundial de la Agricultura y de la Alimentación. <http://www.fao.org/docrep/005/y4450s/y4450s00.htm> (Consulta: febrero 21, 2017).
- Nájera-Luna, J. A., G. H. Adame-Villanueva, J. Méndez-González, B. Vargas-Larreta, F. Cruz-Cobos, F. J. Hernández y C. G. Aguirre-Calderón. 2012. Rendimiento de la madera aserrada en dos aserraderos privados de El Salto, Durango, México. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes* 55:11-23.
- Ordoñez-Díaz, J. A. B. 2008. Cómo entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago de servicios ambientales. *Ciencias* 90:36-42.
- Orta-González, V. R., y P. Juárez-Tapia. 2000. Cuantificación y clasificación de desperdicios generados en la industria de aserrío de la región de Bosque Modelo Chihuahua. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Folleto Técnico 13: 1-21.
- Ortiz, B. R., S. Martínez, R. D. Vázquez y W. Juárez. 2016. Determinación del coeficiente y calidad de aserrío del género *Pinus* en la región Sierra Sur, Oaxaca, México. *Colombia Forestal* 19(1):79-93.
- PROBOSQUE. 2015. Comunicación personal. Protectora del Bosque, Estado de México, México.
- SEDAGRO-PROBOSQUE. 2006. Programa de Desarrollo Forestal Sustentable del estado de México. SEDAGRO-PROBOSQUE, México. 12-48 pp.
- Soto-Sandoval, J. A., J. Antonio-Aguirre, J. Méndez y G. Páez. 1999. Evaluación económica y ambiental de residuos forestales en aserraderos de Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 29-33.
- Sotomayor-Castellanos, J. R., M. A. Herrera-Ferreyra y J. Cruz-de-León. 2003. Clasificación mecánica de la madera de 100 especies mexicanas. XII Congreso Forestal Mundial. Quebec City, Canada.
- Steele, P. H. 1984. Factors determining lumber recovery in sawmilling. Gen. Tech. Rep. FPL-39. Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory. 8 p.
- Valdivieso-Taborga, C. E., R. Valdivieso-Castellón y O. A. Valdivieso-Taborga. 2011. Determinación del tamaño muestral mediante el uso de árboles de decisión. *Investigación y Desarrollo* 11:148 – 176.
- Zavala-Zavala, D. y R. Hernández-Cortés. 2000. Análisis del rendimiento y utilidad del proceso de aserrío de trocería de pino. *Madera y Bosques* 6(2): 41-55.

5.14 Evaluation of the Urban Net Ecosystem Exchange across Different Landscapes in Phoenix, Arizona

Perez-Ruiz Eli R.¹; Vivoni Enrique R.^{1,2} and Templeton Nicole P.²

¹School of Earth and Space Exploration, Arizona State University. Tempe, AZ 85287-6004.

²School of Sustainable Engineering and the Built Environment. Arizona State University, Tempe, AZ 85287-6004.

Corresponding author: eli.perez@asu.edu, vivoni@asu.edu

Abstract

Urbanization not only represents a shift in surface characteristics, but this process also leads to changes in the local energy, water and carbon cycles. Despite their relative small global land area, cities are responsible of more than 70% of the total CO₂ anthropogenic emissions. Several studies have been carried out to try to understand the dynamics of carbon dioxide fluxes (known as Net Ecosystem Exchange, NEE) in urban areas. Nevertheless, the variety of land covers types present in cities hampers our ability to quantify the spatial variations present in NEE. This study was intended to analyze NEE over three different landscapes in the Phoenix Metropolitan Area (PMA). A mobile eddy covariance (EC) tower was deployed in a xeric landscaping, a parking lot and a mesic landscaping. Data was processed according to the standard methods suggested by the carbon flux scientific community. A post-processing quality control, filtering and data gap filling was also applied. Analyses of diurnal, daily and monthly cycles of different landscapes were conducted.

Key words: *eddy covariance; metropolitan area.*

Resumen

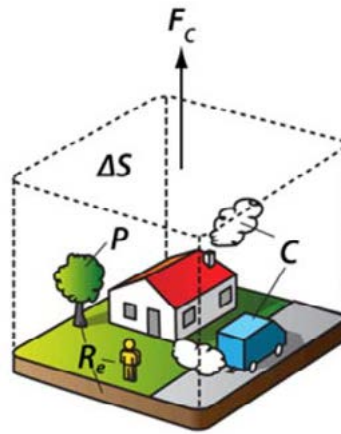
La urbanización no solo representa un cambio en el uso de suelo y la pérdida de vegetación natural sino que también modifica las propiedades de la superficie produciendo cambios en los ciclos de energía, del agua y del carbono. A pesar de su relativamente pequeña área global, las ciudades son responsables de más del 70% de las emisiones antropogénicas de CO₂. Varios estudios se han realizado para tratar de entender la dinámica de los flujos de carbono (conocido como Intercambio Neto del Ecosistema, NEE), sin embargo, aún no se conoce bien debido a la gran variedad de usos de suelo presentes en las ciudades. El presente estudio pretende analizar el NEE urbano sobre tres diferentes usos de suelo en la Zona Metropolitana de Phoenix (PMA). Una torre móvil de covarianza de vórtices, o eddy covariance (EC), fue desplegada in tres diferentes sitios para muestrear el NEE en un paisaje xérico (bosque de palo verdes), un estacionamiento y un parque urbano. Los datos obtenidos fueron procesados de acuerdo a los métodos estándar sugeridos por la comunidad científica. Un post-procesamiento adicional de control de calidad, filtrado y llenado de huecos también fue aplicado. Se llevaron a cabo análisis de los ciclos diurnos, diarios y mensuales en los diferentes usos de suelo.

Palabras clave: *covarianza de vórtices; zona metropolitana.*

Introduction

Urbanization is expected to impact water, energy and carbon fluxes particularly if considerable changes are made to the pre-existing natural environment (Templeton *et al.*, in review). Cities are the most visible sign of anthropogenic global change and they not only alter the energy use and surface characteristics, but they also change the carbon cycle (Velasco and Roth, 2010). According to Grimmond

and Christen (2012), the carbon dioxide exchange over an urban ecosystem is often dominated by fuel combustion from vehicles, industry and buildings rather than the biological processes of plants (Figure 1). However, vegetation can potentially have an important role in urban carbon dioxide exchange (Velasco *et al.*, 2013).



$$F_c + \Delta S = C + R_e - P$$

Figure 1. Conceptual representation of the urban CO₂ balance. The terms are: F_c : Net CO₂ exchange between urban surface and atmosphere, ΔS : concentration change of CO₂, C : CO₂ emitted by combustion, R_e : CO₂ emitted by urban ecosystem respiration, and P : CO₂ taken by photosynthesis of urban vegetation. (Grimmond and Christen, 2012).

Over the last decades, the Eddy Covariance (EC) technique has widely used to assess the surface-atmosphere exchange of CO₂, also known as Net Ecosystem Exchange (NEE), over natural ecosystems (Baldochi, 2003). This technique has become the method of choice to measure NEE over a range of land covers including urban areas (Velasco and Roth, 2010). However, urban flux observations are limited (Templeton *et al.*, in review) and most of studies have been made in relatively dense settings or in open low-density areas (Grimmond and Christen, 2012), focused on a single type of urban setting, so the role of different landscapes in the same city have not been studied in depth.

The objective of the present study was to analyze and estimate the NEE over different urban landscapes across the Phoenix Metropolitan Area. Sites were selected to represent typical landscapes of cities in arid zones, including a xeric landscape, a parking lot and a mesic landscape. NEE behavior will be related to the effects of vegetation and urban dynamics.

Materials and Methods

NEE, Latent Heat Flux and Sensible Heat Flux were obtained using the Eddy Covariance (EC) method. The EC system consisted of an Infrared Gas Analyzer (LI-7500, Li-Cor Biosciences) to measure H₂O and CO₂ concentrations and a 3-D sonic anemometer (CSAT3, Campbell scientific) to measure wind speed and direction in three dimensions, both at high frequency. The equipment was attached to a 10-m mobile tower on a trailer. Additional meteorological measurements were measured, including, net radiation, temperature, relative humidity and precipitation.

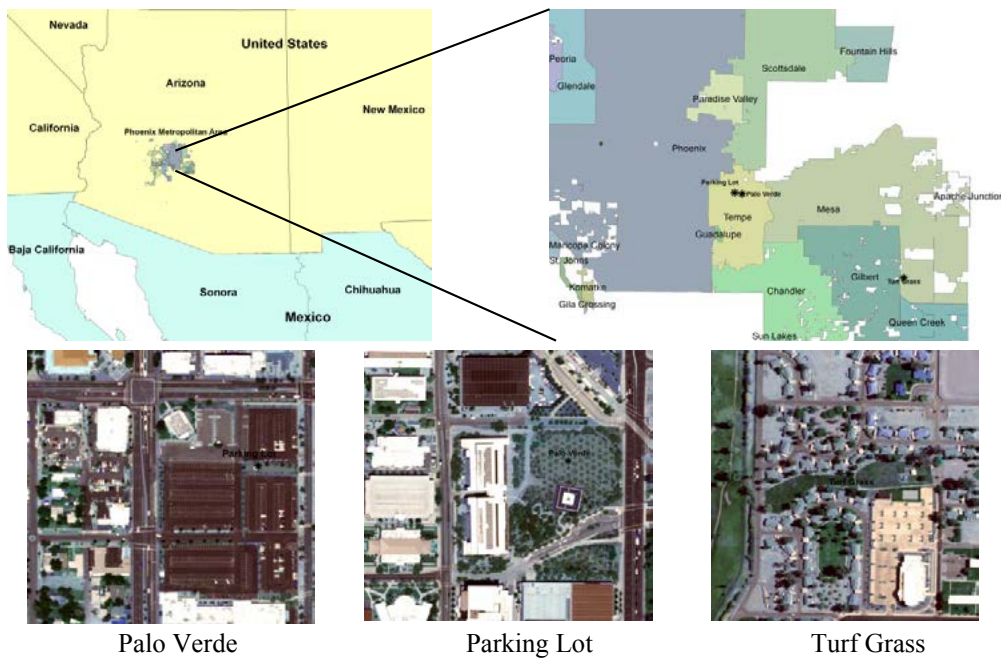


Figure 2. Location of the three deployments of the mobile tower.

Measurements were made during 2015, with three temporal EC tower deployments (Figure 2). The first deployment was in a xeric landscape of irrigated Palo Verde (PV) trees with gravel and bare soil, located in ASU Tempe Campus. The measurements period for this site covered from January 20th to March 13th. The second site was a parking lot (PL) at ASU Tempe Campus from May 19th to June 30th. The third site deployment was in a recreational area with turf grass (TG) landscape regularly irrigated, located at ASU Polytechnic campus, from July 9th to September 18th.

Data was processed for fluctuations in stability (Foken *et al.*, 2006) and density (Webb *et al.*, 1980), sensible heat flux from sonic temperature, coordinate frame rotating (Wilczak *et al.*, 2001) and signal lag removal (Massman, 2001). Templeton *et al.* (In review) estimated the footprint of each tower deployment using the model from Kormann and Meixner (2001). Additional quality control, filtering and gap filling were conducted, using the standards suggested by the carbon flux research community.

Analyses of diurnal, daily and monthly NEE cycles of different landscapes were conducted. Additionally, the role of vegetation and urban processes in CO₂ fluxes was analyzed.

Results and Discussion

Urban landscapes showed a different NEE behavior on a diurnal and daily basis. While the temporality of measurements did not allow the same meteorological conditions at the different sites, the overall trend in NEE is evident. Figure 3 shows the daily and diurnal behavior of NEE over the three different landscapes. In all the cases, daily and diurnal trends, as well as the magnitude of NEE were different, highlighting two main factors of the urban landscape: presence of vegetation and urban dynamics. As will be described in subsequent paragraphs, the vegetation dynamics (or its absence) and the day of the week were the main controls on the temporal variability and magnitude of NEE.

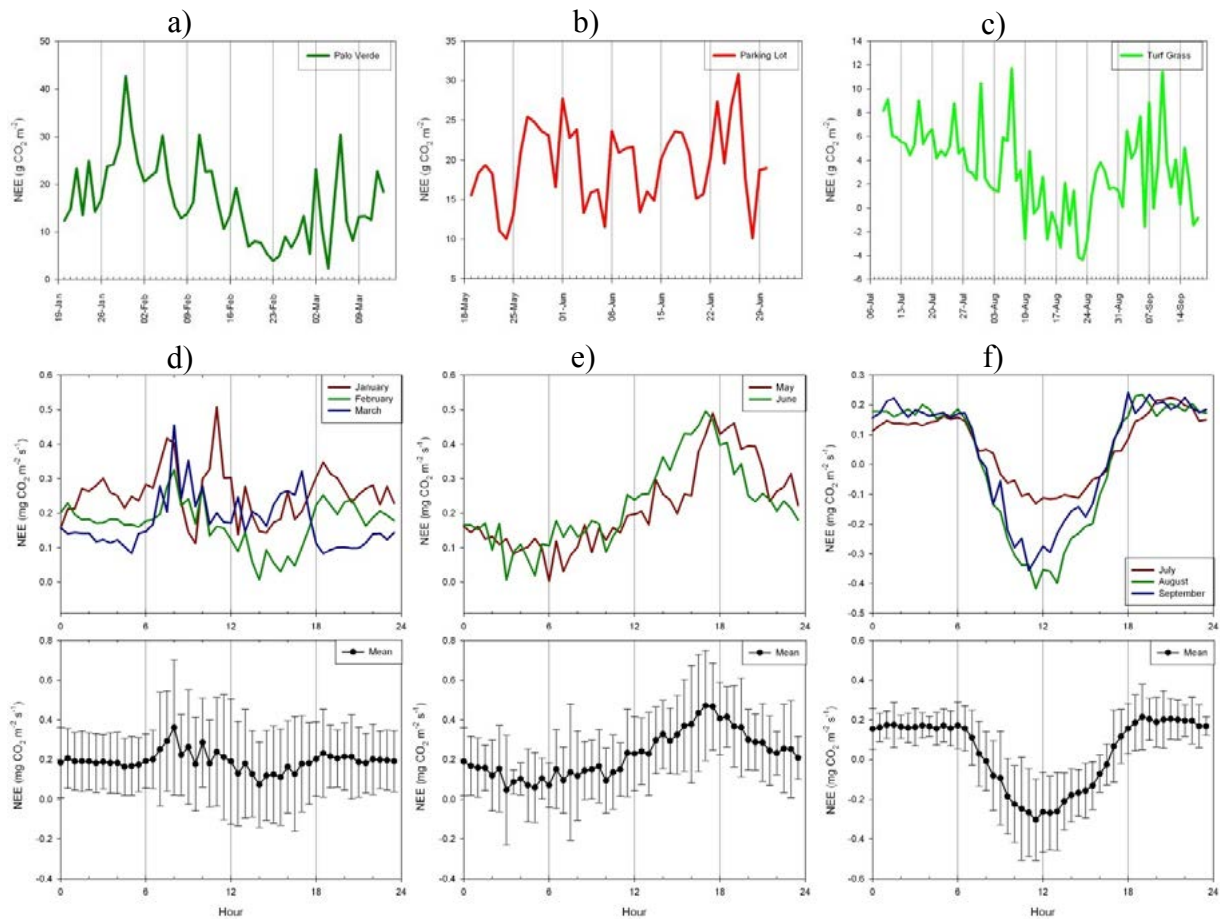


Figure 3. Daily values of NEE (top) and diurnal behavior (bottom) of Palo Verde (PV, a and d), Parking Lot (PL, b and e) and Turf Grass (TG, c and f) sites.

In Figure 3a, 3b and 3c, daily values of NEE for the measurement periods of each site are shown. Vertical lines depict Mondays as the beginning of the period in order to understand better the effect of the day of week. PV and PL sites showed an overall tendency to be a net source (positive values) of CO₂, while the TG site showed both positive and negative NEE values. At the PV and TG sites, where vegetation was present, we can see a decrease in NEE values; however, values reached negative values (CO₂ absorption) just at the TG site. In the PL site, the magnitude of NEE values remain within a range of positive values and, as expected, there is no evident influence of vegetation.

An interesting factor that can be seen in all the three sites is a weekly trend in NEE behavior. In all the cases, no matter the presence or absence of vegetation, we can see the higher values of NEE on typical business days (Monday to Friday) and a substantial decrease in NEE values during weekends (Saturday and Sunday). This is a clear indication of the effect of traffic and anthropogenic CO₂ emissions in urban NEE in different landscapes. In the PL site, where the influence of vegetation is not significant, the effect of traffic and anthropogenic CO₂ emissions is more evident, with a more or less range of similar values during business days (between 25-30 g CO₂ m⁻²) and weekends (between 10-15 g CO₂ m⁻²). At the others two sites, where vegetation is present, the effect of business days and weekends can be also noticed, but the vegetation effect modifies the range of variation.

In the case of diurnal behavior (Figure 3d, 3e and 3f), the influence of vegetation on the urban NEE is clear. Between the three sites, we can see a gradient of NEE trends from low vegetated landscape to highly vegetated landscape. In the PL site, a trend of positive values begins to increase around 7-8 am and gradually increase until 6 pm. This trend can be related with the daily working time, so the effect of

urban dynamics is evident. At the TG site, the effect of vegetation dynamics is the dominant in the diurnal behavior. The TG site curves behave like most of the diurnal curves of natural ecosystems, with positive values of NEE during the night and a gradual increase and decrease of negative NEE values as the day passes, with a peak of negative values around midday. Finally, at the PV site, an intermediate behavior between highly vegetated landscapes and highly urbanized landscapes is observed with an increase in positive NEE values at the beginning of the day and then a decrease in NEE values around midday, when vegetation activity reaches its maximum. Thus, the combined effects of urban and vegetation dynamics in diurnal NEE behavior are noted.

According to Velasco and Roth (2010), cities tend to act as net sources of CO₂ and in their review of 23 urban sites, just one city was a net sink of CO₂, however, most of the studies reviewed correspond just to a single urban landscape. Velasco *et al.* (2016) mention that the vegetation effect on urban NEE would be not enough to reduce CO₂ emissions although a direct method to evaluate CO₂ uptake by urban vegetation does not exist. However, as noted in this comparative work, urban NEE dynamics can be highly influenced by the presence of irrigated vegetation in a desert city.

Conclusions

Urban NEE was evaluated in three different landscapes in Phoenix Metropolitan Area. Different landscapes measurement showed a different trend in urban NEE on a daily and diurnal basis. Two main factors were related to urban NEE behavior in the three sites: a) vegetation activity and b) urban dynamics. The presence vegetation had a substantial effect in decreasing NEE values during maximum vegetation activity in PV and TG sites, while this effect was not found in PL site due to a lack of urban plants. Differences in urban NEE values were found between typical business days and weekends in the three sites, with maximum positive values of NEE during business days and a decrease in NEE values during the weekends. This behavior was related to the increase or decrease in traffic and anthropogenic CO₂ emissions. A NEE gradient from high-vegetated landscapes to highly-urbanized was found, where highly urbanized landscapes act like a net source of CO₂ and highly vegetated landscapes act as a net sink of CO₂. A deeper analysis of meteorological variation as well as urban dynamics is needed in order to better understand the dynamic of urban NEE.

Bibliography

- Baldocchi, D. D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology* 9(4):479-492.
- Foken, T. 2006. 50 Years of the Monin-Obukhov similarity theory. *Boundary Layer Meteorology* 119:431-447.
- Grimmond, S. and Christen. A. 2012. Flux Measurements in Urban Ecosystems. *FluxLetter* 5(1):1-8.
- Kormann, R. and F. X. Meixner. 2001. An analytical footprint model for non-neutral stratification. *Boundary Layer Meteorology* 99:207-224.
- Massman, W. J. 2001. Reply to comment by Rannik on: A simple method for estimating frequency response corrections for eddy covariance systems. *Agricultural and Forest Meteorology* 107:247-251.
- Templeton, N. P., E. R. Vivoni, Z. -H. Wang and A. P. Schreiner-McGraw. In review. Quantifying Water and Energy Fluxes over Different Urban Land Covers in Phoenix, Arizona. *International Journal of Climatology*.
- Velasco, E. and M. Roth. 2010. Cities as Net Sources of CO₂: Review of Atmospheric CO₂ Exchange in Urban Environments Measured by Eddy Covariance Technique. *Geography Compass* 4(9):1238-1259.
- Velasco, E., M. Roth, S. H. Tan, M. Quak, S. D. A. Nabarro and L. Norford. 2013. The role of vegetation in the CO₂ flux from a tropical urban neighbourhood. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13:7267-7310.
- Webb, E. K., G. I. Pearman and R. Leuning. 1980. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapor transfer. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 106:85-106.
- Wilczak, J. M., S. P. Oncley and S. A. Stage. 2001. Sonic anemometer tilt correction algorithms. *Boundary Layer Meteorology* 99:127-150.



5.15 Labranza de conservación y carbono del suelo en rotaciones maíz-sorgo-soya

Osorio-Hernández Victorino¹; Hidalgo-Moreno Claudia¹; Merino Agustín²; Figueroa-Sandoval Benjamín¹; Limón Agustín³; Aguirre Eduardo⁴ y Etchevers-Barra Jorge D.¹

¹Posgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados. Km 36.5 carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México., México.

²Universidad Santiago de Compostela, Escuela Politécnica Superior, Rúa Benigno Ledo S/N, CP 27002, Lugo.

³Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Km.13.5 carretera Texcoco-los Reyes, Coatlinchán, CP 56250. Texcoco, Estado de México.

⁴Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) Campo experimental las Huastecas. Carretera Tampico-Mante Km 55, CP 89610, Villa Cuauhtémoc, Tamaulipas.

Autor para correspondencia: hidalgo@colpos.mx

Resumen

El efecto del: (a) tipo de labranza con (LT) y sin (LC) laboreo en combinación con rotaciones de maíz, sorgo y soya, en (b) la estabilidad estructural de agregados del suelo y, (c) la cantidad y calidad del carbono orgánico del suelo (COS) se evaluó en parcelas manejadas durante 12 años con los sistemas señalados. Los tratamientos y los tipo de labranza analizados fueron las rotaciones sorgo-soya (Sr-Sy), soya-maíz (Sy-M) y el monocultivo maíz-maíz (M-M). El último año de experimentación se midió en el suelo de cada parcela: COS, nitrógeno (N) y C de la biomasa microbiana. Los agregados recolectados en estas parcelas se separaron de tres tamaños: macro (4.75-2.0 mm), meso (1.00-0.50 mm) y micro (0.250-0.053 mm) y a cada fracción se le determinó carbono orgánico (CO) y su estabilidad térmica por calorimetría diferencial de barrido (DSC). En LT la incorporación de residuos en el suelo favoreció la formación de macro-agregados. Sin embargo, con LC se generó ligeramente mayor acumulación de CO en los macro, meso y micro-agregados de las rotación LC-SrSy y en el monocultivo LC-MM. El COS en macro y micro-agregados en LC del monocultivo M-M (LC-MM) y la rotación sorgo-soya (LC-SrSy) resultó ser de naturaleza recalcitrante a muy recalcitrante, lo que permite concluir que tales tratamientos generan condiciones propicias para la estabilización del carbono.

Palabras clave: *estabilidad estructural; carbono orgánico; calorimetría diferencial de barrido.*

Abstract

The objective of the study was to evaluate the effect of tillage (traditional tillage, LT and zero tillage, LC) and the rotation of maize, sorghum and soybean in the structural stability of soil aggregates, as well as the quantity and quality of the organic carbon of soil (COS) associated with these. Samples were collected after 12 years from plots managed with traditional and zero tillage. Treatments included rotations sorghum-soybean (Sr-Sy), soybean-maize (Sy-M) and the monoculture maize-maize (M-M) in addition to the two types of tillage (LT and LC). In the soil samples collected from the experimental plots, COS, nitrogen (N) and C of microbial biomass were measured. In three sizes aggregates: macro (4.75-2.0 mm), meso (1.00-0.50 mm) and micro (0.053-0.250 mm) the organic carbon (CO) and the thermal stability of the COS were determined by differential scanning calorimetry (DSC). The incorporation of residues into the soil favored the formation of macro-aggregates in LT. However, LC generated slightly higher accumulation of CO at the macro, meso and micro-aggregates collected from plots managed to LC-SrSy rotation and monoculture LC-MM. The recalcitrant to very recalcitrant nature of COS in macro and micro-aggregates of monoculture M-M (LC-MM) and the rotation sorghum-soybean LC (LC-SrSy) allowed to conclude that such treatments generate better conditions for the stabilization of carbon.

Key words: *structural stability; organic carbon; differential scanning calorimetry.*

Introducción

Los sistemas de producción que se manejan con LT presentan procesos de alteración física generada por el uso de arado. Algunos cambios indirectos que se presentan son: fractura de los agregados y compactación del suelo, disturbios en comunidades de plantas y animales, disminución de la materia orgánica del suelo (MOS) y de la actividad microbiana. La perturbación de los suelos por la labranza acelera la descomposición del COS por la actividad microbiana (Balesdent *et al.*, 2000). Por el contrario, los suelos que no se labran, presentan mayor diversidad de biomasa en la superficie, como resultado de una mayor humedad y menor temperatura; además se favorece una mayor acumulación del COS. Con el tiempo la LC promueve la formación de macroagregados, lo que reduce la alteración del suelo (Beare *et al.*, 1994; Six *et al.*, 2000) y favorece la acumulación de C en el interior de los microagregados. Se ha reportado que la LC tiene una alta eficiencia para secuestrar C y ayuda a la recuperación de la materia orgánica en el suelo (MOS) (Lal *et al.*, 2003). Lo anterior se asocia a los beneficios de dejar los residuos de cosecha del cultivo anterior sobre la superficie del suelo (Dalal, 1989). Una mayor cantidad de MOS significa también mayor concentración de N y C mineralizables, mayor estabilidad de agregados e infiltración (Hawkins *et al.*, 2007), así como una mayor disponibilidad de agua en el suelo (Govaerts *et al.*, 2007). El objetivo de este trabajo fue evaluar estos beneficios en estudio que se condujo en la zona centro-norte de México en parcelas cultivadas con maíz, sorgo y soya en monocultivo y en asociación durante 12 años.

El objetivo fue evaluar el efecto de la labranza y de la adición de residuos de monocultivo y rotaciones de maíz, sorgo y soya en la estabilidad estructural de los agregados del suelo, así como en la cantidad y calidad de COS en los agregados de éstos, después de 12 años de haber sido cultivados los suelos con LT (laboreo continuo y enterrando los residuos de las cosechas) y LC (sin laboreo, dejando en la superficie los residuos).

Materiales y Métodos

El trabajo se desarrolló en el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental las Huastecas localizado en Ébano al oriente de San Luis Potosí (22°09'92" N y 98°28'24" W y 50 m s.n.m), México. El suelo experimental es un vertisol pélico y calcáreo (FAO-UNESCO, 1988), con pH alcalino (7.5), MOS en torno a 2% y textura arcillosa (48% arcilla). Los cultivos principales de la zona son maíz, sorgo y soya, que se siembran en monocultivo (MM) o en rotaciones sorgo-soya (Sr-Sy) o soya-maíz (Sy-M). Se evaluaron seis tipos de manejo del suelo y cultivos, tres con LT (LT-MM, LT-SrSy y LT-SyM) y tres con LC (LC-MM, LC-SrSy y LC-SyM). En la LT se incorporó 100% de residuos mediante el uso de un arado de disco (dos pasadas) calibrado para alcanzar 20 cm de profundidad y luego el paso de una rastra para formar la cama de siembra. En la LC, los residuos del cultivo anterior (100%) se dejaron sobre la superficie sin incorporarlos. Se colectaron dos tipos de muestras: una para los análisis químicos y la biomasa microbiana (C_{BM}) y, otra (inalterada) para las determinaciones físicas. Para determinar el contenido de C-orgánico, N-total y C-biomasa microbiana se recolectó, con barrena de fertilidad, suelo de tres estratos (0-5 cm, 5-10 cm y 10-30 cm) por triplicado, resultando 54 muestras (seis tratamientos, tres estratos y tres repeticiones). Excepto para C-biomasa microbiana donde sólo se evaluó el estrato 0-10 cm (correspondió a la mezcla de 0-5 y 5-10 cm). Se tomaron 25 submuestras por parcela y con ellas se compuso una muestra. El COS se midió con un analizador automatizado TOC Shimadzu 5000-A y el nitrógeno total con el método semimicro-kjeldahl. Se calculó la relación C/N. Para la determinación de C en biomasa microbiana se utilizó el método fumigación extracción. Para el estudio de la estabilidad de

agregados se definieron tres tamaños: macro-agregados (4.75-2.0 mm), meso-agregados (1.00-0.50 mm) y micro-agregados (0.250-0.053 mm). Para cada muestra de agregados se evaluó el diámetro medio ponderado (DMP) a partir de las frecuencias acumuladas para cada tamaño de agregado recogido en tamices. También se determinó el contenido y calidad de la materia orgánica de los agregados (macro, meso y micro) usando para ello la calorimetría diferencial de barrido (DSC). Las variables experimentales fueron: la labranza, la rotación y el tamaño de los agregados. La separación de medias se realizó usando la prueba de Tukey. Las diferencias significativas se determinaron con un nivel de probabilidad de 0.05. El análisis estadístico de los datos se hizo con SAS PROC MIXED (SAS Institute, 1994) agrupados por profundidad, labranza y rotación. Las variables de respuesta analizadas fueron el contenido de COS, N-total y C-biomasa microbiana. Se consideró un modelo de parcelas al azar.

Resultados y Discusión

La LC incrementó el COS en todos los tratamientos. Las diferencias entre la LC y LT fueron significativas en los tres estratos (0-5 cm, 5-10 cm y 10-30 cm) (Figura 1). En ambos manejos se observó un descenso en el contenido de COS a medida que incrementaba la profundidad de extracción de la muestra. Los porcentajes medios para los estratos fueron los siguientes: 0-5 cm (2.5% para LT y 3.5% para LC), 5-10 cm (1.9% para LT y 2.6% para LC) y 10-30 cm (1.4% para LT y 2.1% para LC).

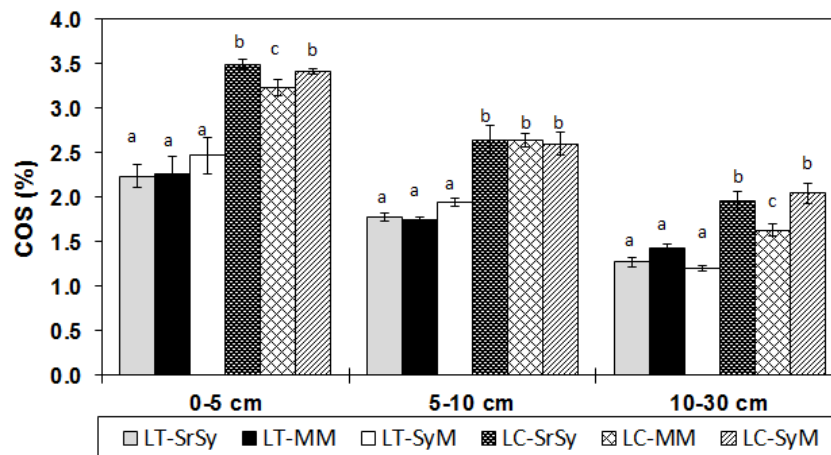


Figura 1. COS en los sistemas de producción Labranza Tradicional (LT) y de Conservación (LC) para las rotación Soya-Maíz (SyM), Sorgo-Soya (SrSy) y Maíz-Maíz (MM), a tres profundidades (0-5, 5-10 y 10-30 cm) del suelo.

El efecto de la rotación sobre el contenido de COS sólo se observó en LC. Las rotaciones LC-SrSy y LC-SyM mostraron mayor COS que el monocultivo MM (LC-MM) en dos de los tres incrementos de profundidad. El contenido de N-total (Nt) presentó una tendencia similar a la del COS. En el estrato superficial (0-5 cm) LC favoreció el aumento del N-total (LC aprox. 0.16% y LT aprox. 0.09%). Pero en estratos más profundos esta tendencia solo se presentó en la rotación LC-SyM (5-10 cm y 10-30 cm) y en el monocultivo LC-MM (10-30 cm) con Nt aprox. 1.00% en LC respecto a LT (0.04-0.08%). La relación C/N en el estrato superficial (0-5 cm) varió entre 17 (LT) y 12 (LC) y no presentó diferencia significativa ni por tipo de labranza ni por tipo de rotación. Sin embargo en LC, en los estratos 5-10 cm y 10-30 cm, si se observó efecto de la labranza y de la rotación sobre la relación C/N. Sorprenden los valores de C/N del estrato 10-30 cm para el monocultivo MM donde esta relación fue mayor en LT (54) que en LC (10). El C en biomasa microbiana varió entre 3 y 4% y no presentó diferencias significativas debido a la labranza (LC, LT) ni a las rotaciones (SrSy, MM, SyM). Aun cuando éste ha sido considerado un parámetro que responde mucho más rápido que la MOS a los cambios asociados al manejo. Por otra

parte, los valores correspondientes a la relación C_{BM}/C_{total} fueron en todos los casos mayores a uno pero están por debajo del rango reportado por Brookes *et al.* (1984) de 1.8 a 3.3% para suelos agrícolas.

Estudio en agregados

Los meso-agregados estables (0.25-1.0 mm) fueron los más abundantes independientemente del tipo de labranza (LC, LT) y la rotación (SrSy, SyM, MM). Lo que se explica por el efecto “*self-mulching*” reportado para los vertisoles. La labranza de conservación (LC) no favoreció la formación de macro-agregados estables en las dos rotaciones SrSy y SyM y en el monocultivo MM, ($P>F$) como habría de esperarse, siendo mayor los macro-agregados en LT. Esto se explica por las cantidades similares de residuos de cosecha presentes en ambos tipos de labranza (LC y LT). La rotación LC-SrSy y en el monocultivo LC-MM presentaron la mayor acumulación de CO en macro, meso y micro-agregados.

Composición y estabilidad térmica del COS

Las curvas DSC mostraron una forma bimodal. De acuerdo con estas curvas los agregados de mayor tamaño (1-8 mm) de las parcelas con LC-MM y LC-SrSy presentaron mayor fracción de MO recalcitrante que los de LC-SyM y los tres tratamientos en LT (MM, SrSy y SyM). Ésta corresponde a la materia orgánica particulada (MOP) asociada frecuentemente a los macro-agregados. El efecto por tipo de rotación (MM, SrSy, SyM) no se observó claramente en estas curvas. El análisis de las fracciones de estabilidad térmica Q1, Q2 y Q3 que corresponden a los compuestos lábiles (Q1), recalcitrantes (Q2) y altamente recalcitrantes (Q3) indicó que la energía térmica de la fracción recalcitrante (Q2) y muy recalcitrante (Q3) del CO fue mayor en los macro-agregados de LC (SrSy y MM), lo que confirma la naturaleza recalcitrante de ésta, como se observa en las curvas DSC. En los micro-agregados los valores de Q2 fueron más elevados para LC-SrSy y LC-MM lo que indica una mayor recalcitrancia del CO en estos tratamientos. En los meso-agregados (0.25-1 mm) las energías térmicas correspondiente a la fracción lábil (Q1), recalcitrante (Q2) y muy recalcitrante (Q3) no presentaron diferencias significativas lo que indica similitud del CO independientemente del tipo de labranza y rotación.

Conclusiones

La labranza de conservación incrementó la acumulación de la COS en el suelo, sin embargo no favoreció la formación de macro-agregados estables. Por tanto, la estabilidad estructural del suelo tanto en LC como LT se atribuyó a agregados de tamaño medio (meso-agregados) como resultado del efecto “*self-mulching*” presente en vertisoles, además de la elevada cantidad de residuos que se incorporan en LT, similar a la de LC. La LC permitió obtener solo un ligero aumento de CO en los agregados de mayor tamaño (macro-agregados). Este CO presentó una naturaleza recalcitrante a muy recalcitrante en los macro-agregados y micro-agregados de los tratamientos LC-MM y LC-SrSy, lo que permite considerar que este tratamiento genera condiciones más propicias para la estabilización del carbono. En tanto que la rotación LC-SyM con macro-agregados con bajo CO recalcitrante el CO estaría más propicio a la mineralización. Estos resultados muestran que la no incorporación de los residuos de sorgo, maíz y soya en el suelo (LC) propició mayor acumulación de CO y mayor recalcitrancia de éste en LC-SrSy y LC-MM, aspectos que son ampliamente valorados por su potencial de capturar carbono. Los resultados anteriores indican que si bien el uso de arado para incorporar los residuos de cosecha (LT) no ha generado condiciones de degradación física o química después de 12 años de haberse practicado, debería ser sustituido por LC por los beneficios reportados por este manejo.



Literatura citada

- Balesdent, J., C. Chenu and M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53:215-220.
- Beare, M. H., M. L. Cabrera, P. F. Hendrix and D. C. Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* 58:787-795.
- Dalal, R. C. 1989. Long-term effects of no-tillage, crop residue and nitrogen application on properties of a Vertisol. *Soil Science Society of America Journal* 53:1511-1515.
- Govaerts, B., M. Mezzalama, Y. Unno, K. D. Sayre, M. Luna-Guido, K. Vanherck, L. Dendooven and J. Deckers. 2007. Influence of tillage, residue management, and crop rotation on soil microbial biomass, and catabolic diversity. *Applied Soil Ecology* 37:18-30.
- Hawkins, G. L., D. Sullivan, G. Bland, C. Truman, T. Strickland, B. Hubbard, R. D. Lee and J. Beasley. 2007. Thermal Infrared Imagery for Better Water Conservation in Agricultural Fields. *Proceedings 2007 Georgia Water Resources Conference*. University of Georgia, Athens Ga.
- Lal, R., R. F. Follett and J. M. Kimble 2003. Achieving Soil Carbon Sequestration in the US: A challenge to policy makers. *Soil Science* 168:1-19
- Six, J., E. T. Elliott and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turn over and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agricultura. *Soil Biology and Biochemistry* 32:2099-2103.

5.16 Emisión de GEI en la ganadería de Aguascalientes y su contribución al inventario nacional

Meraz-Jiménez Antonio J.¹; Torres-González Jorge A.¹; Breceda-Solís A.²; López-Santos A.³; García-Munguía Alberto M.¹; Mendieta-Vázquez Araceli G.¹ y Díaz-Romo A.¹

¹Centro de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma de Aguascalientes. Domicilio conocido S/N, municipio de Jesús María, Aguascalientes, Aguascalientes.

²Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C. Mar Bermejo No. 195, Colonia Playa Palo de Santa Rita, CP 23090, La Paz, Baja California Sur, México.

³Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo. Domicilio conocido S/N, CP AP No. 8.

Autor para correspondencia: ajmeraz@correo.uaa.mx

Resumen

La categoría de agricultura está compuesta principalmente por las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de actividades agrícolas y pecuarias, en este apartado solo se presenta la última. La producción de ganado puede traer como resultado emisiones de metano (CH₄) resultante de la fermentación entérica, así como emisiones de CH₄ y de óxido nitroso (N₂O) de los sistemas de gestión del estiércol del ganado. La unidad de estudio fue el estado de Aguascalientes, para el periodo 2010-2015, en la subcategoría de ganadería, la cual incluye ganado vacuno para carne y leche; ovinos; caprinos, porcinos y aves. Se utilizaron las directrices del IPCC de 1996 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, con el software UNFCCC (2005) versión 1.3.2. Las emisiones de metano procedentes de la fermentación entérica y la producción de estiércol de la población ganadera comprendidas en el presente estudio, en general tuvo un comportamiento ascendente, al pasar de 16.8 Gg en el 2010 a 18.6 Gg en 2015; teniendo un incremento de emisiones 1.8%, en promedio, se tiene 17.27 Gg de CH₄ lo que representa el 0.95% de la producción a nivel nacional. Durante el periodo el N₂O tuvo un promedio de 6.68 Kt por parte de la población ganadera y por sistemas de manejo del estiércol se produjeron en promedio 0.1350 Gg de N₂O. Con estos datos la subcategoría de ganadería tuvo una emisión promedio de 406.56 Gg de CO₂-eq, lo que representa el 0.89% a nivel nacional.

Palabra clave: *metano; óxido nitroso; CO₂; cambio climático.*

The agriculture category is composed by greenhouse gas emissions from agricultural and livestock activities, in this section only the last one is represented. Cattle production can result in methane (CH₄) emissions resulting from enteric fermentation and CH₄ and nitrous oxide (N₂O) emissions from livestock manure management systems. The unit study was Aguascalientes City, the period was 2010-2015, and livestock subcategory includes: beef and milk cattle, sheep, goats, poultry and pigs. The 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories were used, using UNFCCC (2005) software, version 1.3.2. Methane emissions from enteric fermentation and livestock manure production were included in the present study, in general, they showed an upward trend, from 16.8 Gg in 2010 to 18.6 Gg in 2015; with an increase in emissions of 1.8%. It was an average of 17.27 Gg of CH₄ that represents 0.95% of the national level production. During the period, N₂O had an average of 6.68 Kt; the livestock population and manure management systems produced an average of 0.1350Gg of N₂O. With this data, the subcategory of livestock had an average emission of 406.56 Gg of CO₂-eq, which represents 0.89% nationwide.

Keyword: *methane; nitrous oxide; CO₂; climate change.*

Introducción

A escala global las emisiones de gases de efecto invernadero relacionadas del sector ganadero son estimadas en 7.1 gigatoneladas (Gg) de CO₂-eq por año, lo que representa un 14.5% del total de las emisiones, la producción de carne y leche vacuna representa el 41 y 20% respectivamente de las emisiones del sector, mientras que la carne de cerdo y aves para carne y huevo contribuyen con el 9 y 8% de las emisiones, respectivamente (Gerber *et al.*, 2013). La producción de ganado puede traer como resultado emisiones de metano (CH₄) resultante de la fermentación entérica y emisiones de CH₄ y óxido nitroso (N₂O) de los sistemas de gestión del estiércol del ganado. Los vacunos constituyen una fuente importante de CH₄ en muchos países debido a su gran población y a la alta tasa de emisión de CH₄ provocada por su sistema digestivo rumiante. Las emisiones de metano producidas por la gestión del estiércol tienden a ser menores que las entéricas; las emisiones más significativas se asocian con operaciones de gestión de animales confinados en las que el estiércol se maneja por medio de sistemas basados en líquidos. Las emisiones de óxido nitroso resultantes de la gestión del estiércol varían significativamente entre los tipos de sistemas de gestión utilizados y además, pueden provocar emisiones indirectas debidas a otras formas de pérdida de nitrógeno del sistema, (IPCC, 2006). Por ejemplo en Canadá la mayor contribución a las emisiones de CH₄ y N₂O en la ganadería fue la fermentación entérica (46%), seguido del manejo del estiércol (27%), la producción de alimento (20%) y emisiones asociadas al uso y transporte de energía de los insumos para las explotaciones (7%) (Quantis *et al.*, 2012). Por su parte la contribución de Aguascalientes en México en materia de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) es un tema importante desde el punto de vista ambiental, pues ocupa una extensión de 558 900 ha que representan el 0.3%. En el estado la ganadería se destaca la producción avícola, ocupando el cuarto lugar, el bovino lechero, en el onceavo y el porcino, el quinceavo lugar a nivel nacional por mencionar algunos (SIAP, 2016). Debido a que la última los últimos datos disponibles sobre las emisiones de efecto invernadero en el estado, corresponden al periodo 2005–2009 y que las poblaciones de ganado han aumentado, se desconoce cuál ha sido el incremento de los GEI a nivel estatal y por lo tanto también las medidas necesarias para mitigar o disminuir las emisiones de éstos, por lo cual el objetivo del presente estudio fue cuantificar la magnitud de las emisiones GEI del 2010 al 2015, así como las fuentes responsables por orden de magnitud ligadas a la producción pecuaria de Aguascalientes.

Materiales y Métodos

El estudio comprendió los once municipios del estado de Aguascalientes, que colinda en mayor parte con el estado de Zacatecas (al norte, noroeste y oeste) y Jalisco al sur y sureste. Para determinar las emisiones de la subcategoría de ganadería se incluyó: el ganado vacuno para carne y leche, ovinos, caprinos, aves y porcinos, se utilizaron las directrices del IPCC de 1996 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, con el software UNFCCC (2005) versión 1.3.2. Los datos de actividad requeridos para el estudio, fue el número de cabezas en el estado (Cuadro 1).

Cuadro 1. Inventario ganadero nacional y estatal en miles de cabezas de 2010 al 2015.

| Nacional/estatal | Tipo de Ganado | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
|------------------|-----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Nacional | Bovino de carne | 30 267 511 | 30 553 891 | 29 526 542 | 29 992 172 | 30 508 948 | 31 044 940 |
| | Bovino de leche | 2 374 623 | 2 382 443 | 2 398 639 | 2 410 289 | 2 430 581 | 2 457 683 |
| | Aves | 506 255 626 | 510 132 758 | 516 710 552 | 524 271 158 | 526 842 591 | 534 692 610 |
| | Ovinos | 8 105 562 | 8 219 386 | 8 405 902 | 8 497 347 | 8 575 908 | 8 710 781 |
| | Caprino | 8 993 221 | 9 004 377 | 8 743 949 | 8 664 613 | 8 687 814 | 8 724 946 |

Continuación Cuadro 1...

| Nacional/estatal | Tipo de Ganado | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
|--------------------------|-----------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Nacional | Porcino | 15 435 412 | 15 547 260 | 15 857 899 | 16 201 625 | 16 098 680 | 16 364 459 |
| | Bovino de carne | 49 123 | 50 026 | 49 057 | 49 026 | 61 031 | 63 052 |
| | Bovino de leche | 69 208 | 69 283 | 68 658 | 71 215 | 72 065 | 73 377 |
| Estado de Aguascalientes | Aves | 24 593 124 | 29 931 506 | 31 965 943 | 30 480 699 | 30 812 485 | 32 704 843 |
| | Ovinos | 49 095 | 54 961 | 50 562 | 54 125 | 55 071 | 54 213 |
| | Caprino | 33 154 | 35 740 | 33 672 | 32 948 | 32 982 | 32 567 |
| | Porcino | 108 045 | 109 263 | 113 035 | 117 667 | 114 950 | 123 265 |

Fuente: SIAP, 2015.

Los factores empleados para el cálculo de emisiones originadas por la cría y explotación del ganado doméstico, de acuerdo a la metodología del IPCC (1996) se dividió en dos grupos: 1) las que provienen de la fermentación entérica por rumiantes y 2) las que se originan como consecuencia del manejo del estiércol. Para el primer caso, se usaron los factores de emisión revisados por Ordóñez *et al.* (2006), mientras que para el segundo, se aplicaron los factores por defecto propuestos en el Manual de las Buenas Prácticas (MBP), módulo 4 (IPCC, 1996); para ello la estructura del hato que se tomó como año base es la registrada en el año de 2010. En particular, sobre el factor de emisión de ganado lechero que se empleó fue el que se propone en el MBP que es equivalente al de los países desarrollados, mientras que el factor reportado para el ganado de carne y doble propósito fue ligeramente menor al sugerido por defecto para los países de Latinoamérica.

Resultados y Discusión

Los datos oficiales (SIAP, 2015), muestran que el promedio del total del hato ganadero de importancia económica del estado de Aguascalientes, entre los años 2010 y 2015, sumó poco más de 346 000 cabezas, lo que representa un incremento del 21% con respecto al periodo 2005-2009. De este total destacan por el número de cabezas: el ganado porcino (36%), bovino lechero (21%), bovino de carne (18%); así como ovinos y caprinos con 16 y 9%, respectivamente (Figura 1). Sumado a los datos anteriores, se registraron 32 704 843 aves, que constituye es una subcategoría ganadera que fue considerada en el estudio para la estimación de emisiones de metano y óxido nítrico.

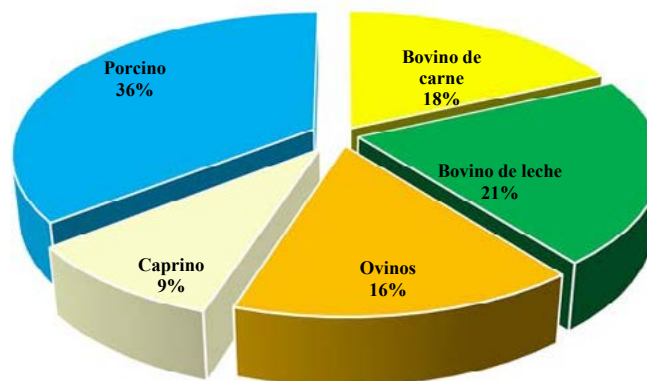


Figura 1. Importancia relativa de la composición promedio (2010-2015) de la población ganadera de Aguascalientes. Fuente SIAP, 2015.

Por otro lado, es importante mencionar que durante el periodo 2010-2015, los hatos de bovinos (leche y carne), ovinos y porcinos presentan crecimientos en sus poblaciones con respecto al periodo 2005-2009. Los incrementos, fueron de 22, 5.6, 9.4 y 12.3%, respectivamente. Únicamente el ganado caprino tuvo un descenso de 1.8% (Figura 2).

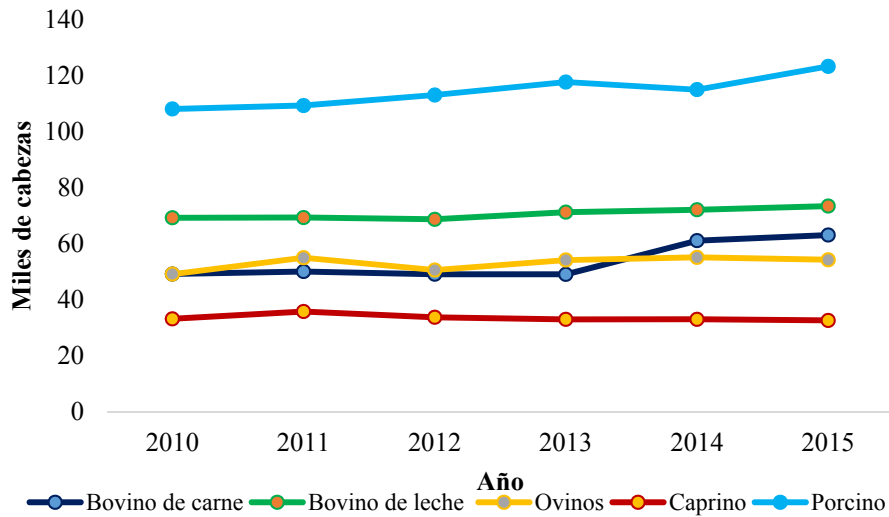


Figura 2. Comportamiento anual (2010-2015) de las poblaciones ganaderas del estado de Aguascalientes. Fuente: SIAP, 2015.

La emisión de metano procedente de la fermentación entérica y la producción de estiércol de las seis diferentes especies de animales para producción comprendidas en el presente estudio, en general tuvo un comportamiento ascendente, al pasar de 16.8 Gg en el 2010 a 18.6 Gg de CH₄ en 2015; teniendo un incremento de emisiones 1.8 (Cuadro 2).

Cuadro 2. Emisión de metano procedente de la fermentación entérica y producción de estiércol por la ganadería de importancia económica del estado de Aguascalientes.

| Tipo ganado | 2010 | | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | | 2015 | |
|--------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| | FENT | PEST | FENT | PEST | FENT | PEST | FENT | PEST | FENT | PEST | FENT | PEST |
| Bovino leche | 74.28 | 64.39 | 73.72 | 63.15 | 74.04 | 62.03 | 74.63 | 62.49 | 71.79 | 77.15 | 71.09 | 61.75 |
| Bovino carne | 21.00 | 1.69 | 21.20 | 1.69 | 21.07 | 1.64 | 20.46 | 1.59 | 24.22 | 2.42 | 24.33 | 1.97 |
| Ovino | 2.23 | 0.14 | 2.48 | 0.15 | 2.31 | 0.14 | 2.40 | 0.14 | 2.32 | 0.17 | 2.23 | 0.14 |
| Caprino | 1.51 | 0.10 | 1.61 | 0.10 | 1.54 | 0.10 | 1.46 | 0.09 | 1.39 | 0.11 | 1.34 | 0.09 |
| Porcino | 0.98 | 26.06 | 0.99 | 25.82 | 1.03 | 26.47 | 1.04 | 26.77 | 0.28 | 9.15 | 1.01 | 26.89 |
| Aves | 0.00 | 7.63 | 0.00 | 9.09 | 0.00 | 9.63 | 0.00 | 8.92 | 0.00 | 10.99 | 0.00 | 9.17 |
| Emtot anual | 65.45 | 34.55 | 65.19 | 34.83 | 64.67 | 35.55 | 64.68 | 36.44 | 70.13 | 29.87 | 65.48 | 34.5 |
| ----- Gg ----- | | | | | | | | | | | | |
| Emisión anual | 16.8 | | 17.01 | | 16.92 | | 17.41 | | 16.89 | | | 18.6 |

FENT= Fermentación entérica; PEST= Producción de estiércol; Emtot anual= Emisión total anual; Gg=Gigagramos.
Fuente: Elaboración propia a partir del desarrollo del proyecto.

Además de lo anterior (Cuadro 2), es importante mencionar, que de la emisión total anual de metano, la que se origina como consecuencia de la fermentación entérica, en promedio fue 1.92 veces mayor que la producida por el estiércol del mismo ganado (65.93/34.2), donde la fuente más importante corresponde a la ganadería de bovino, leche y carne, por tener una aportación conjunta (69.21+11.94%) lo que representa el 81.15% y el 18.85% restante de las emisiones promedio corresponde a los porcinos 12.21%, aves 4.26%; ovinos 1.24% y cabras con 0.79%.

De acuerdo a los cálculos la ganadería tiene una aportación a la emisión nacional de gas metano de alrededor del 17.27 (0.95%), lo que significa un incremento de 0.4% (16.63) en comparación con el periodo 2005-2009, considerando lo reportado en la Quinta Comunicación de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas (CMNU) sobre Cambio Climático, con 1810.0692 Gg en el año 2010 (INECC-SEMARNAT, 2012).

La emisión de N₂O por los sistemas de manejo del estiércol produjeron en promedio 0.1350 Gg de N₂O, que comparado con el periodo 2005-2009, muestra un incremento marginal de 0.0224 en relación al periodo 2005-2009 (0.1126); de esta cantidad, el sistema “praderas y pastizales” aporta el 64%, seguido del sistema “almacenamiento en estado sólido” con el 26.6%; en tanto que el 1.7%, corresponde a los “sistemas líquidos” y, finalmente, con un 7.8% restante se atribuye a sistema denominado “otros” que corresponde a cabras (Cuadro 3).

Cuadro 3. Emisión anual de N₂O originado por los sistemas de manejo de estiércol en la ganadería de Aguascalientes.

| Sistema | Clave | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
|---------------------------------------|-------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| -----%----- | | | | | | | |
| Pastizales y Praderas | PP | 62.6 | 63.2 | 62.7 | 62.6 | 66.4 | 66.6 |
| Sistemas líquidos | SL | 1.7 | 1.7 | 1.7 | 1.8 | 1.6 | 1.6 |
| Almacenamiento en estado sólido | AS | 27.5 | 26.7 | 27.4 | 27.7 | 25.0 | 25.0 |
| Otros | O | 8.1 | 8.5 | 8.2 | 7.9 | 7.0 | 6.8 |
| -----Gg----- | | | | | | | |
| Emisión anual, Gg de N ₂ O | | 0.12714 | 0.13134 | 0.12785 | 0.12998 | 0.14569 | 0.14846 |

Fuente: Elaboración propia a partir del desarrollo del proyecto.

El CO₂ equivalente (CO₂ eq) en la subcategoría de ganadería de Aguascalientes en los años 2010 al 2015 tuvo una emisión promedio de 406.56 Gg de CO₂ eq, originados primordialmente por la emisión de metano con un 89.32% y, el 10.68% restante de óxido nitroso (Cuadro 4).

Cuadro 4. Emisión de CH₄ y N₂O y conversión a CO₂ eq en Gg proveniente de la ganadería de Aguascalientes (2010–2015).

| Fuente/conversión | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
|--|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Metano, CH ₄ | 16.8 | 17.01 | 16.92 | 17.41 | 16.89 | 18.6 |
| CO ₂ eq (x 21) | 352.8 | 357.21 | 355.32 | 365.61 | 354.69 | 390.6 |
| Óxido nitroso, N ₂ O | 0.12714 | 0.13134 | 0.12785 | 0.12998 | 0.14569 | 0.14846 |
| CO ₂ eq (x 321) | 40.81 | 42.16 | 41.04 | 41.72 | 46.77 | 47.66 |
| Suma, emisión de CO₂eq | 393.61 | 399.37 | 396.36 | 407.33 | 401.46 | 438.26 |

Fuente: Elaboración propia a partir del desarrollo del proyecto.

De acuerdo con los cálculos, de la subcategoría de ganadería, el estado tiene una aportación de emisiones GEI de 406.56 Gg de CO₂ eq lo que representa el 0.89% a nivel nacional, lo cual representa un incremento de 0.04% (385.378) con respecto al periodo 2005-2009, considerando lo reportado en la Quinta Comunicación de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas (CMNU) sobre Cambio Climático, con 45 539.19 Gg de CO₂ eq en el año 2010 (INECC-SEMARNAT, 2012).

Conclusiones

Se cuantificaron las emisiones de CH₄ y N₂O así como que especie animal tuvo más emisiones de GEI en el estado, lo cual es una información que puede ser utilizada para el diseño de políticas en el estado, orientadas hacia la posibilidad de reducir las emisiones de GEI, mediante la introducción de cambios en el manejo de las explotaciones ganaderas, tanto del propio animal, como del estiércol producido.

Literatura citada

- Gerber, P. J., H. Steinfeld, B. Henderson, A. Mottet, C. Opio, J. Dijkman, A. Falcucci and G. Tempio. 2013. Tackling climate change through livestock—A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- López, S. A., G. J. A. Torres y D. J. J. Romo. 2012. Inventario Estatal de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 2005-2009 del Estado de Aguascalientes. Categoría Agricultura. Aguascalientes México. En revisión.



- Houghton, J. T., L. G. Meira-Filho, B. Lim, K. Tréanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D. J. Griggs and B. A. Callander. 1996. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Libro de trabajo para el inventario de gases de efecto invernadero. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambios Climáticos. Vol 2. IPCC.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. *In*: H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (Eds.). Agriculture, Forestry and Other Land Use. Vol 4. IGES, Japón. 91 p.
- INECC-SEMARNAT. 2012. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. México. 399 p.
- Quantis, AGÉCO and CIRAIG. 2012. Environmental and socioeconomic life cycle assessment of Canadian milk. A report for Dairy Farmers of Canada prepared by Quantis Canada. Montreal, Q. C. 253 p.
- Ordóñez-Díaz, J. A. B., T. Hernández-Tejeda, E. González-Ávalos, L. G. Ruiz- Suárez, A. Campos-Hernández, J. Santiago-Mariscal, S. Pérez-Benítez, C. Piña-Reyes, N. Corona-Romero, M. Hernández, J. Gutiérrez-Molotla y M. Cecilia-García. 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. Publicado por el INECC-UNAM-INIFAP. 22 p. <http://www.inecc.gob.mx/descargas/climatico/e2006m.pdf> (Consulta: diciembre 15, 2016).
- SIAP. 2015. Población ganadera. Servicio de información agroalimentaria y pesquera, México. <https://www.gob.mx/siap/documentos/poblacion-ganadera> (Consulta: noviembre 25, 2016).

5.17 Almacenes de carbono orgánico aéreo en manglares sometidos a perturbaciones naturales

Pech-Cárdenas Mónica A.¹ y Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹Laboratorio de Producción Primaria, Recursos del Mar, CINVESTAV Unidad Mérida, Instituto Politécnico Nacional. Carretera Antigua a Progreso Km 6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

Autor para correspondencia: mony.pc100@gmail.com

Resumen

Ante un panorama de incremento de emisiones de gases invernadero a la atmósfera, los manglares, cuya capacidad de almacenamiento de carbono por unidad de área es hasta tres veces mayor con respecto a otros ecosistemas terrestres, han cobrado relevancia en los esquemas de mitigación al cambio climático mediante la reducción de emisiones por degradación y deforestación. Sin embargo, experimentan alarmantes pérdidas a causa de actividades antropogénicas. Adicionalmente, son sensibles a ser afectados por variaciones del clima y fenómenos meteorológicos extremos pudiendo generarles daños en la cobertura vegetal. Existe poca información a nivel nacional y local sobre almacenes de carbono en ecosistemas con perturbaciones naturales, por lo tanto, la evaluación de los almacenes de carbono en estos ambientes, como línea de base para estimar la captura y emisiones de CO₂, representa una oportunidad para el desarrollo de medidas de mitigación ante el cambio climático. El objetivo de este estudio fue evaluar el almacén aéreo total y ecosistémico del área de manglar en el Ejido San Crisanto, Yucatán posterior a 14 años del paso de un huracán. El promedio de almacén de carbono aéreo del Ejido San Crisanto fue 97.42 (±8.82) MgC/ha, el almacén ecosistémico de carbono posterior a la perturbación natural fue 65 563 tonC que equivalen a 240 616 MgCO₂e. Los resultados obtenidos resaltan la importancia del ecosistema de manglar presente en el Ejido San Crisanto como buen almacenador de carbono orgánico, así como su gran potencial en la captura de CO₂.

Palabras clave: *cambio climático; mitigación; carbono ecosistémico.*

Abstract

Given a scenario of increased emissions of greenhouse gases to the atmosphere, mangroves, whose carbon storage capacity per area unit its three times greater than other terrestrial ecosystems, have become relevant in climate change mitigation schemes by reducing emissions from degradation and deforestation. However, they experience alarming losses due to anthropogenic activities. Additionally, they are sensitive to being affected by variations of the climate and extreme meteorological phenomena that can generate damage to the vegetation cover. There is little national and local information on carbon stores in ecosystems with natural disturbances, therefore the assessment of carbon stocks in these environments, as a baseline for estimating CO₂ capture and emissions, represents an opportunity for the development of mitigation measures in the face of climate change. The objective of this study was evaluate the total and ecosystemic carbon stocks of the mangrove area in the Ejido San Crisanto, Yucatán, after 14 years of a hurricane. The total aboveground carbon stocks average of the San Crisanto Ejido was 97.42 (±8.82) MgC/ha, the carbon ecosystem after the natural disturbance was 65 563 MgC, equivalent to 240 616 MgCO₂e. The results obtained highlight the importance of the mangrove ecosystem present in the Ejido San Crisanto as a good store of organic carbon, as well as its great potential in the capture of CO₂.

Key words: *climate change; mitigation; ecosystem carbón.*

Introducción

Los manglares son ecosistemas reconocidos por su alta eficiencia en el procesamiento del carbono (Chmura *et al.*, 2003; Ezcurra *et al.*, 2016) así como por su capacidad de almacenamiento por unidad de área de hasta tres veces mayor con respecto a otros ecosistemas terrestres (Donato *et al.*, 2011). Por lo tanto, constituyen una prometedora opción en la captura de CO₂ atmosférico.

Para el caso de México, el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero reporta un crecimiento del 33.4% durante el periodo 1990 a 2010. Como respuesta a esta problemática se incrementó la demanda de reducción de emisiones en el país que culminó con el compromiso para la reducción sustancial de emisiones de GEI en 22% para el año 2030 durante la 21^a Conferencia de las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático 2015 (COP 21). Ante este panorama, la reducción de emisiones por deforestación y degradación de los bosques representa un mecanismo sumamente importante en la mitigación contra el cambio climático y bajo estos esquemas los manglares cobran importancia.

Sin embargo, en la actualidad los manglares experimentan pérdidas: 10% de la cobertura nacional en 25 años (Valderrama *et al.*, 2014) a causa de actividades. En adición, los manglares de la Península de Yucatán son sensibles a ser afectados por las variaciones del clima y fenómenos meteorológicos extremos pudiendo generarles grandes daños que pueden ir desde la defoliación hasta la pérdida, a veces irreversible, de la cobertura vegetal (Islebe *et al.*, 2009; Adame *et al.*, 2013; Moya *et al.*, 2015).

Desafortunadamente se tiene muy poca información a nivel nacional y local sobre almacenes de carbono en ecosistemas impactados por perturbaciones naturales como los huracanes, por lo que la estimación de los almacenes de carbono en manglares, como línea de base para estimar la captura y emisiones de CO₂, representa una oportunidad para el desarrollo de medidas de mitigación ante el cambio climático y con ello, tener opción de participar en esquemas de pagos de incentivos por servicios ambientales de captura y almacenes de carbono (Kolka *et al.*, 2016). En adición, la evaluación del estado actual de los almacenes de carbono apoya las estimaciones en escenarios con futuros impactos del cambio climático. El objetivo de este estudio fue evaluar el almacén total y ecosistémico del área de manglar en el Ejido San Crisanto, Yucatán posterior a 14 años del paso de un huracán.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Ejido San Crisanto se ubica en el municipio de Sinanché, al norte del estado de Yucatán (Figura 1). El clima es de tipo Semiárido cálido (BS1(h') w), la temperatura media anual mayor a 22 °C, se presentan lluvias en verano, con precipitación anual media de 600 a 800 mm (CONABIO, 2015). El área de manglar presente en la zona de estudio abarca 673 ha. En septiembre de 2002, el huracán Isidoro impactó las costas del estado de Yucatán con vientos de hasta 200 km/h (National Hurricane Center NOAA, 2002). Tras su paso, el huracán ocasionó pérdida de la cobertura del manglar en el Ejido San Crisanto. Posteriormente, se llevó a cabo desazolve de ojos de agua y cenotes, construcción de canales que interconecta ojos de agua y reforestación del mangle.

Colecta de datos y muestras en campo

Durante los meses de mayo a julio de 2016 se realizó muestreos semanales en el área de manglar del Ejido San Crisanto. Cada unidad de muestreo consistió en un transecto de aproximadamente 1 km. Se establecieron 10 transectos con un total de 94 parcelas de 25m², separadas por lo menos cada 10 m. En cada parcela se determinó las variables estructurales: diámetro (a una altura de 1.30 m), altura, especie y

condición (vivo o muerto) de los árboles con diámetro mayor a 2.5 cm. Para colecta del mantillo y pneumatóforos se establecieron sub-parcelas de 20 x 20 cm y de 10 x 10 cm respectivamente. De manera adicional, se llevó a cabo el conteo de piezas de madera caída de diferentes categorías de diámetro para determinar el volumen de la madera muerta (técnica de intersección lineal descrita por Kauffman *et al.*, 2013).

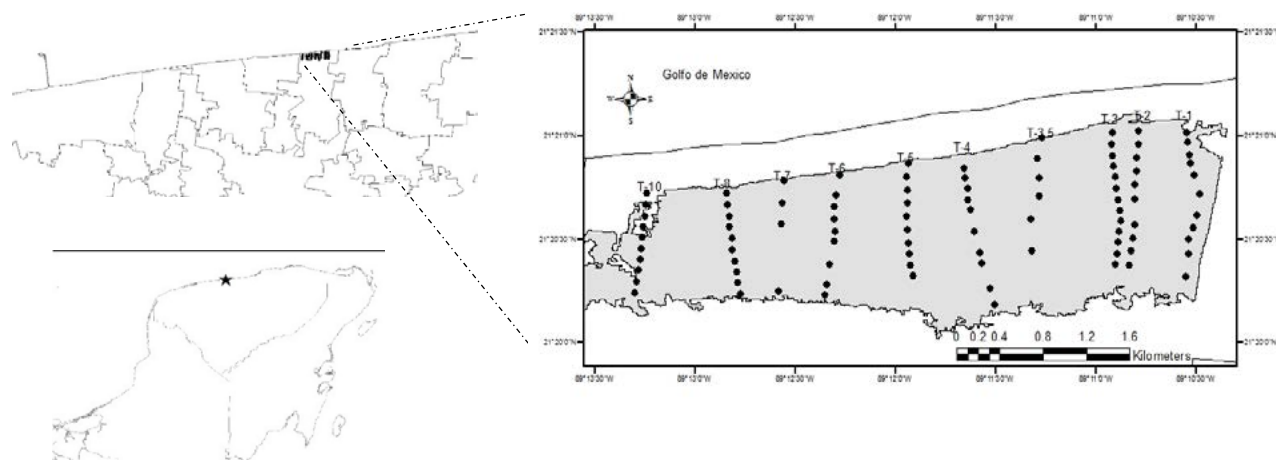


Figura 1. Ubicación espacial de los 10 transectos y sus respectivas parcelas en el área de manglar del Ejido San Crisanto.

Se realizó un total de 14 transectos (cada uno con tres réplicas) de material leñoso caído distribuidos en toda el área de manglar. Finalmente, se obtuvieron muestras de agua intersticial a una profundidad de 30 cm y, mediante el uso de un refractómetro y un multiparámetro Ultrameter II, se midieron *in situ* las variables hidrológicas de salinidad, temperatura, pH y potencial de óxido-reducción (redox).

Estimación del carbono aéreo

El almacén total de carbono aéreo total se obtuvo sumando cada uno de los componentes analizados en Megagramos de carbono por hectárea (MgC/ha):

$$\text{Carbono aéreo total} = \text{Carbono en árboles vivos} + \text{Carbono en árboles muertos} + \text{Carbono en mantillo} + \text{Carbono en neumatóforos} + \text{Carbono en madera muerta caída.}$$

Para la estimación del carbono orgánico en árboles vivos y muertos, en principio, fue necesaria la obtención de la biomasa de árboles, mediante el uso de ecuaciones alométricas por especie publicadas en la literatura (Cuadro 1).

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas para la obtención de biomasa en manglares. Dmax=Diámetro máximo.

| Especie | N | Dmax | Localidad | Ecuación | r ² | Autor |
|------------------------------|----|------|--------------|----------------------------------|----------------|------------------------------|
| Ecuación General | 84 | 42 | América | $B = 0.168 * \rho * (D)^{2.471}$ | 0.99 | Chave <i>et al.</i> , 2005 |
| <i>Rhizophora mangle</i> | 14 | 20 | Florida, EUA | $0.772 * (DAP)^{1.731}$ | 0.94 | Howard <i>et al.</i> , 2014 |
| <i>Avicennia germinans</i> | 8 | 21.5 | Florida, EUA | $0.403 * (DAP)^{1.934}$ | 0.95 | Howard <i>et al.</i> , 2014. |
| <i>Laguncularia racemosa</i> | 10 | 18 | Florida, EUA | $0.362 * (DAP)^{1.93}$ | 0.98 | Howard <i>et al.</i> , 2014 |

Respecto a los árboles muertos se utilizaron las mismas ecuaciones para los árboles vivos. La única diferencia fue que se restó el 15% del total de la biomasa que corresponde a las hojas y ramas secundarias (Howard *et al.*, 2014). Una vez obtenida la biomasa de los árboles (vivos y muertos), las reservas aéreas

de carbono se obtuvieron al multiplicar dicha biomasa por el factor de 0.5 que corresponde a al porcentaje de carbono en la madera (Kauffman *et al.*, 2013). Para el caso del mantillo y los neumatóforos, la biomasa en seco de la sub-parcela fue extrapolada a una hectárea y posteriormente esta se multiplicó por el factor de 0.45 (Kauffman *et al.*, 2013) para la conversión a carbono. La biomasa de la madera se calculó a partir del volumen de madera muerta multiplicado por la gravedad específica y después se convirtió a masa de carbono mediante el uso del factor 0.5 (Kauffman *et al.*, 2013).

Resultados y Discusión

Características estructurales e hidrológicas del ecosistema de manglar

En el Cuadro 2 se presentan los estadísticos descriptivos de las variables hidrológicas y estructurales medidas en el Ejido San Crisanto.

Cuadro 2. Estadística descriptiva de variables estructurales e hidrológicas en el área de manglar del Ejido San Crisanto.

| Variable | Promedio | Error estándar | Intervalo (Min-Max) |
|-----------------|--------------|----------------|-----------------------|
| Altura | 6.3 m | 0.23 m | (2.3 - 12.6m) |
| Diámetro | 4.9 cm | 0.2 cm | (2.5 - 43cm) |
| Densidad | 9371 ind./ha | 641 ind./ha | (400 - 30400 ind./ha) |
| Temperatura | 29.08 °C | 0.6 °C | (25.3 - 33.5 °C) |
| Salinidad | 11.17 g/kg | 1.9 g/kg | (0 - 70 g/kg) |
| pH | 7.27 | 0.06 | (6.6 - 7.7) |
| Potencial redox | -128.7 Mv | 19.82 mV | (-384 - 194 mV) |

La especie que domina la zona de estudio es *Laguncularia racemosa* seguido de *Rhizophora mangle*. En general se presentó homogeneidad en la altura y diámetro, puesto que cerca del 70% de los árboles presentaron un diámetro entre 2.5-5 cm; lo anterior se debe a que el bosque se encuentra en estado de desarrollo tras la perturbación.

La temperatura reflejó la época climática de secas; la baja salinidad registrada se debió a los aportes de agua dulce provenientes de los numerosos ojos de agua y cenotes que están interconectados con un sistema de canales. El pH se determinó como alcalino y el valor promedio de redox indica que en los procesos de descomposición de la materia orgánica de la zona de estudio domina la reducción de Fe^{3+} y sulfatos (Neue *et al.*, 1997; Mitsch y Gosselink, 2000).

Almacén total y ecosistémico

El promedio de almacén de carbono aéreo del Ejido San Crisanto fue 97.42 (\pm 8.82) Mg C/ha. Los valores máximos fueron 272.5 MgC/ha y 257.8 MgC/ha, el mínimo fue 45.3 MgC/ha. En la Figura 2 se aprecia la variación del almacén total aéreo a lo largo de los transectos de estudio, así como la contribución de cada componente al almacén total.

Al incluir los componentes: mantillo, madera muerta y pneumatóforos en el almacén total se observó valores por encima de los reportados a nivel nacional por Herrera *et al.*, (2016) para manglares del mismo tipo ecológico cuenca= 69.9 MgC/ha y de franja= 75.32 MgC/ha (Cuadro 3) en dicho estudio únicamente se tomó en cuenta los árboles vivos y muertos. El almacén obtenido es mayor reportado para manglares que crecen en condiciones de elevada salinidad y déficit de nutrientes como el de tipo Chaparro por Gutiérrez y Herrera (2015) en la Península de Yucatán con 8.52 MgC/ha.

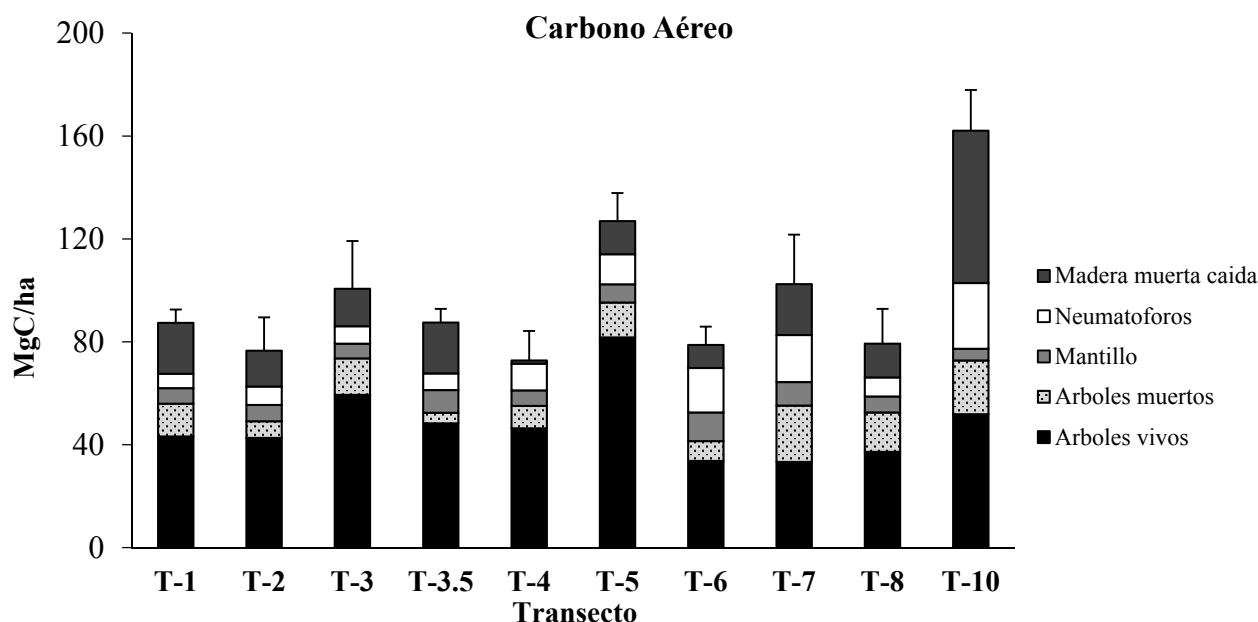


Figura 2. Almacén de carbono orgánico aéreo en cada uno de los transectos de estudio del Ejido San Crisanto.

Cuadro 3. Comparación del almacén aéreo obtenido en este estudio y los estimados para manglares de diferentes tipos ecológicos y sitios en la Península de Yucatán y a nivel nacional (*: error estándar; ** Intervalo de Confianza).

| Sitio | Almacén MgC/ha | Tipo ecológico | Autor |
|---------------------------------------|---------------------|----------------|------------------------------|
| México | 75.32 | Franja | Herrera <i>et al.</i> , 2015 |
| México | 69.69 | Cuenca | Herrera <i>et al.</i> , 2015 |
| México | 183.32 | Ribereño | Herrera <i>et al.</i> , 2015 |
| México | 13.72 | Chaparro | Herrera <i>et al.</i> , 2015 |
| México | 175.37 | Petén | Herrera <i>et al.</i> , 2015 |
| El playón, Sian Kaan, Quintana Roo | 7.3 (1.9)* | Chaparro | Adame <i>et al.</i> , 2013 |
| Laguna Negra, Sian Kaan, Quintana Roo | 82.7 (18)* | Franja | Adame <i>et al.</i> , 2013 |
| Hualaxtoc, Sian Kaan, Quintana Roo | 80.8 (13.6)* | Franja | Adame <i>et al.</i> , 2013 |
| Isla Pitaya, Sian Kaan, Quintana Roo | 145.6 (40.0)* | Petén | Adame <i>et al.</i> , 2013 |
| Península de Yucatán | 8.52 (1.92-19.71)** | Chaparro | Gutiérrez y Herrera, 2015 |
| Celestún, Yuc | 10.1 (0.7) * | Chaparro | Caamal <i>et al.</i> , 2012 |
| Celestún, Yuc | 99.7 (0.7)* | Cuenca | Caamal <i>et al.</i> , 2012 |
| Celestún, Yuc | 253.5 (21.4)* | Petén | Caamal <i>et al.</i> , 2012 |
| Celestún, Yuc. | 102.3 (17.9)* | Franja | Caamal <i>et al.</i> , 2012 |
| San Crisanto, Yuc. | 97.4 (8.82)* | Cuenca | Este estudio |

Los resultados son similares al valor reportado por Caamal *et al.* (2012) para el manglar conservado de tipo cuenca en Celestún: 99.7 (± 0.7) MgC/ha poniendo en evidencia que las actividades realizadas tras el paso del huracán en la zona de estudio han conducido a un desarrollo óptimo de la vegetación. No obstante, es menor en comparación con manglares que reciben de manera frecuente aportes de sedimentos ricos en materia orgánica como los de tipo ribereño cuyo almacén promedio a nivel nacional es de 183.32 MgC/ha (Herrera *et al.*, 2016) y el de tipo petén que crecen alrededor de ojos de agua en Isla Pitaya, Sian Kaan por Adame *et al.*, (2013) con valor de 145.6 (± 40) MgC/ha. Partiendo del almacén total de carbono aéreo, el almacén ecosistémico (con base en las 673 ha de manglar) de carbono aéreo en el Ejido San Crisanto es de 65 563 Mg C que equivalen a 240 616 MgCO_{2e}.

Conclusiones

La disponibilidad de agua dulce en el Ejido San Crisanto determina la baja salinidad favoreciendo la dominancia de la especie *Laguncularia racemosa*. Se presenta homogeneidad en cuanto a variables estructurales: altura, diámetro, densidad por tanto el bosque aún no se encuentra en estado de madurez. El almacén de carbono orgánico aéreo en el manglar del Ejido San Crisanto después de la perturbación natural es 97.42 MgC/ha; con base en el área cubierta por manglar en la zona de estudio, el almacén ecosistémico de carbono posterior a la perturbación natural es 65 563 MgC que equivale a 240 616 MgCO₂e. Los resultados obtenidos resaltan la importancia del ecosistema de manglar presente en el Ejido San Crisanto como buen almacenador de carbono orgánico, así como su gran potencial en la captura de CO₂.

Agradecimientos

Al Lic. Jose Inés Loría Palma. Al presidente del Comisariado Ejidal de San Crisanto Nicolás Puc Gamboa. Al M. en C. Juan Caamal Sosa.

Literatura citada

- Adame, M. F. and B Fry. 2015. Source and stability of soil carbon in mangrove and freshwater wetlands of the Mexican Pacific coast. *Wetlands Ecology and Management* 24(2):129-137.
- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal-Sosa, M. Reza and J. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8(2):e56569 DOI:10.1371/journal.pone.0056569.
- Caamal-Sosa J. P., A. Zaldivar, 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.). 2012. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. 887 p.*
- Calegario, G., M. Sarmet Moreira-de Barros Salomão, C. E. de Rezende and E. Bernini. 2015. Mangrove Forest Structure in the São João River Estuary, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research* 31(3):653-660.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus and J. P. Lescure. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145(1):87-99.
- Chmura, G. L., S. C. Anisfeld, D. R. Cahoon and J. C. Lynch. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochem* 17:1111 DOI:10.1029/2002GB001917.
- CONABIO. 2015. Portal de geoinformación. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011 Mangroves among the most carbon- rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4(5):293-297.
- Gutiérrez-Mendoza, J. y J. Herrera-Silveira. 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. *En: F. Paz y J. Wong (Eds.). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-2-9. pp. 405-414.*
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho, E. Pech, M. Pech, J. Ramírez y C. Teutli H. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- 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.
- Islebe, G. A., N. Torrescano-Valle, M. Valdez-Hernández, M. Tuz-Novelo y H. Weissenberger. 2009. Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana* 11(1):1-6.
- Kolka, R., D. Murdiyarsa, J. B. Kauffman and R. A. Birdsey. 2016. Tropical wetlands, climate, and land-use change: adaptation and mitigation opportunities. *Wetlands Ecology and Management* 2(24).
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. 3rd Ed. John Wiley and Sons. New York, NY, USA.
- Moya, B. V., A. E. Hernández y H. Elizalde-Borrell. 2005. Los humedales ante el cambio climático. *Investigaciones Geográficas* 37(2005):127-132.
- National Hurricane Center NOAA. 2002. Tropical Cyclone Report Hurricane Isidore 14-27 September 2002. http://www.nhc.noaa.gov/data/tcr/AL102002_Isidore.pdf.
- Neue, H. U., J. L. Gaunt, Z. P. Wang, P. Becker-Heidmann and C. Quijano. 1997. Carbon in tropical wetlands. *Geoderma* 79:163-185.
- 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.

5.18 C y N durante la descomposición de hojarasca en estados sucesionales del bosque tropical seco

Sandoval-Aguilar Maritza¹; Yepez Enrico A.¹; de los Santos-Villalobos Sergio² y Montaña Noé M.³

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

²Catedrático CONACYT-Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

³Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, CP 09340, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: yepezglz@gmail.com

Resumen

La composición de la hojarasca es un factor importante en el proceso de descomposición. En el bosque tropical seco (BTS) este proceso está además regulado por la disponibilidad de agua y por el cambio de uso de suelo. El objetivo del estudio fue evaluar la dinámica del carbono (C) y nitrógeno (N) de la hojarasca en proceso de descomposición y su posible asociación con factores bióticos y abióticos en cuatro sitios de estudio, localizados en una sucesión ecológica de BTS, los cuales corresponden a: i) BTS maduro, ii) BTS secundario, iii) sitio dominado por *Acacia cochliacantha* y iv) sitio desmontado y abandonado. Se empleó la técnica de bolsas de descomposición. En cada sitio, 96 bolsas con 10 g de hojarasca propia del sitio fueron enterradas. Se realizaron cuatro muestreos temporales recolectando 24 bolsas con hojarasca en cada muestreo. La cuantificación del carbono (%C) y nitrógeno (%N) se realizó mediante un analizador elemental. Los %C en los sitios maduro, secundario y *Acacia* disminuyeron, mientras que lo opuesto ocurrió para el sitio abandonado. En contraste el %N aumentó en los sitios maduro y abandonado, pero en el sitio secundario disminuyó y en el de *Acacia* no cambió. Dichas variaciones pueden estar asociadas a la presencia de formas lábiles o complejas que dominan en la hojarasca y a la estacionalidad de la lluvia, la cual en conjunto con otros factores físicos y bióticos ocurriendo en cada sitio afectan la velocidad del proceso de descomposición en función del estadio de sucesión del BTS.

Palabras clave: Sierra de Álamos; proceso de descomposición; disturbio antropogénico; BTS Conservado; BTS Secundario.

Abstract

The composition of litter is an important factor in the decomposition process. In the tropical dry forest (TDF), this process can be regulated by the availability of water and the land use change. The objective was to evaluate the dynamics of carbon (C) and nitrogen (N) in decomposing litter and its possible association with biotic and abiotic factors. Our study sites are four plots located in an ecological succession in a TDF. The study sites were: i) mature TDF, ii) secondary TDF, iii) a site dominated by *Acacia cochliacantha* and iv) cleared and abandoned. We applied the litterbags technique; at each site we buried 96 bags with 10 g of litter in each bag. Four temporary collections were made, in each collection we extracted 24 bags per site. We used an elemental analyzer to quantify carbon (%C) and nitrogen (%N) percentages. The %C in the mature, secondary and *Acacia* sites decreased while the abandoned site increased. The %N increased in mature and abandoned sites, while decreasing in the secondary site, and in the *Acacia* site remained constant. These variations in chemical composition during decomposition process can be associated with the presence of labile or complex forms that dominate leaf

litter and the seasonality of rainfall, which together with other physical and biotic factors occurring at each site affect the decomposition rate depending on the stage of succession of the TDF.

Key words: *Sierra de Alamos; decomposition process; anthropogenic disturbance; TDF conserved; TDF secondary.*

Introducción

Los bosques tropicales secos (BTS) constituyen cerca del 11.26% (equivalente a una extensión de ~180 000 km²) del territorio mexicano (Challenger y Soberon, 2008; Verduzco *et al.*, 2015). El sobre aprovechamiento de los recursos naturales del BTS en el noroeste de México ha creado un mosaico de estadios de sucesión ecológica que aunados a la marcada estacionalidad de la precipitación, regulan el ciclo del C y la capacidad del ecosistema para poder realizar procesos funcionales (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008; García-Oliva y Jaramillo, 2011; Jaramillo *et al.*, 2010).

La descomposición de la hojarasca es un proceso importante por el cual el carbono fijado durante la fotosíntesis es liberado a la atmosfera o bien incorporado al suelo y, es en consecuencia un aspecto crítico para la circulación de los nutrientes (Schlesinger, 1977; Powers *et al.*, 2009). La descomposición está regulada por la entrada de hojarasca en el ecosistema y, controlada por tres factores principales: el clima, los organismos descomponedores y la calidad de la hojarasca (Berg, 2000). La calidad de la hojarasca (*e.g.*, características químicas, atributos físicos) puede influenciar a su vez fuertemente en el patrón del proceso de descomposición debido a que afecta el contenido de compuestos lábiles (*e.g.*, azúcares, aminoácidos) y recalitrantes (*e.g.*, lignina, quitina), que deben ser metabolizados por los macro y microorganismos del ecosistema (Karberg *et al.*, 2008; Ibarra *et al.*, 2011).

Bajo este contexto, el presente estudio evalúa la dinámica de C y N durante el proceso de descomposición de hojarasca y su asociación con factores bióticos y abióticos en cuatro sitios de sucesión ecológica dentro de un bosque tropical seco en su límite de distribución más norteña.

Materiales y Métodos

Sitios de estudio

El presente estudio se realizó en un bosque tropical seco localizado en el rancho El guayabo, predio perteneciente a la Reserva Monte Mojino (ReMM) y manejado por Naturaleza y Cultura Internacional dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC) en el municipio de Álamos, Sonora, México. Los sitios se seleccionaron de acuerdo a su estado sucesional: i) un BTS maduro, ii) un BTS secundario, iii) un sitio dominado por *Acacia cochliacantha* y iv) un sitio desmontado y recientemente abandonado Sandoval-Aguilar *et al.* (2016a).

Diseño experimental

En cada sitio de estudio se empleo el diseño de campo descrito por Sandoval *et al.* (2016b). Se enterraron al azar 24 bolsas de descomposición por parcela a una profundidad no mayor a 5 cm de la superficie del suelo. Las bolsas de descomposición fueron elaboradas de material sintético, con un área de 20 x 20 cm y una malla de 0.5 mm. Cada bolsa contenía 10 ± 0.5 g de hojarasca específica de cada sitio de estudio (*e.g.*, bolsa de descomposición del sitio maduro contenía hojarasca del sitio en condición maduro).

Colecta de hojarasca

La hojarasca dentro de las bolsas de descomposición fue colectada en febrero del 2015, en cada sitio se recolectó hojarasca del suelo y ésta fue procesada en el laboratorio de la siguiente manera: i) la muestra de cada sitio fue colocada en un tamiz de 2.00 mm de malla, para eliminar partículas de suelo, roca e insectos, ii) se desecharon las hojas que presentaban un estado de descomposición avanzado o que su forma original no pudiera ser distinguida y, los troncos existentes, iii) la muestra restante de hojarasca a utilizar se secó en un horno de convección a ± 65 °C durante 72 h.

Colecta y procesamiento del material en las bolsas de descomposición

El estudio comprendió de marzo del 2015 a marzo del 2016. Se realizaron cuatro colectas de bolsas de descomposición en los meses de junio, octubre del 2015, enero y marzo del 2016, es decir a los 86, 207, 297 y 365 d posteriores a enterrar las bolsas. En cada colecta se desenterraban seis bolsas al azar por parcela, un total de 24 bolsas por sitio por colecta. Cada bolsa desenterrada fue colocada dentro de una bolsa de plástico transparente con cierre hermético (17.7 x 20.3 cm; Ziploc™).

En el laboratorio, cada bolsa fue abierta y se le extrajo la hojarasca, el procedimiento para procesar la muestra fue: i) eliminación de elementos contaminantes (*e.g.*, insectos, partículas de suelo) dentro de la muestra, ii) la muestra de hojarasca fue colocada dentro de una bolsa de papel sulfito No. 3 etiquetada, iii) se colocó la bolsa de papel con muestra dentro de un horno de convección a 65 ± 5 °C durante 72 h, iv) la hojarasca fue triturada con un procesador comercial (Oster, Modelo 4125), v) la muestra resultante fue cernida con un tamiz de 850µm de malla y colocada en bolsa de plástico previamente etiquetada para su posterior almacenaje.

Porcentaje de C y N de la hojarasca

Se realizó una mezcla compuesta (~3 g) por cada tres muestras de cada punto cardinal muestreado por sitio, para obtener un total de ocho muestras compuestas por sitio y por período de colecta. Cada mezcla compuesta fue pesada (3.5 mg) y encapsulada (capsula prensada de estaño 5 x 9 mm). La concentración en %C y %N se determinó en el Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía mediante un analizador elemental (Flash 2000; Thermo Fisher) a 950 °C de combustión.

Análisis estadístico

Los datos se sometieron a un análisis de varianza de dos vías (ANOVA) con los factores de *sitio:mes*, posteriormente se aplicó una prueba de comparación múltiple Tukey ($\rho < 0.05$), para detectar posibles diferencias estadísticamente significativas.

Resultados y Discusión

Los porcentajes de C y N durante el proceso de descomposición pueden observarse en el Cuadro 1. Las diferencias estadísticamente significativas ($\rho < 0.05$) en el porcentaje de C se presentaron de la siguiente manera: en el mes de junio el sitio secundario fue diferente a los tres sitios restantes; los sitios *Acacia* y Secundario fueron diferentes a los sitios maduro y abandonado durante octubre; en el mes de enero el sitio *Acacia* fue el único sitio diferente. Finalmente, en el mes de marzo el sitio *Acacia* fue distinto al maduro y abandonado, pero similar que el secundario, este último no presentó diferencias estadísticamente significativas con los sitios antes mencionados.

Cuadro 1. Porcentaje de carbono y nitrógeno de la hojarasca durante el proceso de descomposición en los cuatro sitios de sucesión ecológica del Bosque Tropical Seco en la Sierra de Álamos, Sonora, México entre 2015 y 2016. Los valores son promedio \pm error estándar.

| | Junio | | Octubre | | Enero | | Marzo | |
|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| | % C | %N | % C | %N | % C | %N | % C | %N |
| Maduro | 34.7 \pm 1.0 ^a | 6.7 \pm 0.0 ^b | 32.5 \pm 1.0 ^{bc} | 7.0 \pm 0.0 ^a | 32.0 \pm 0.9 ^{ab} | 7.0 \pm 0.1 ^b | 32.7 \pm 1.0 ^a | 6.7 \pm 0.1 ^a |
| Secundario | 33.4 \pm 0.8 ^a | 7.0 \pm 0.0 ^b | 25.4 \pm 1.0 ^a | 6.8 \pm 0.0 ^a | 29.2 \pm 0.9 ^a | 6.9 \pm 0.1 ^b | 29.4 \pm 1.2 ^a | 1.4 \pm 0.1 ^b |
| <i>Acacia cochliacantha</i> | 36.8 \pm 3.3 ^a | 1.3 \pm 0.1 ^b | 24.3 \pm 2.0 ^{bc} | 1.0 \pm 0.1 ^b | 26.9 \pm 2.5 ^{ab} | 1.0 \pm 0.1 ^a | 25.2 \pm 3.1 ^a | 1.0 \pm 0.1 ^c |
| Abandonado | 30.3 \pm 3.0 ^a | 1.2 \pm 0.1 ^a | 28.5 \pm 1.9 ^{ac} | 1.3 \pm 0.1 ^b | 33.5 \pm 1.3 ^a | 6.9 \pm 0.0 ^b | 33.7 \pm 0.9 ^a | 7.0 \pm 0.0 ^c |

En cuanto a la dinámica del N, en los sitios de estudio durante el proceso de descomposición se registraron las siguientes diferencias estadísticamente significativas entre sitios ($p < 0.05$): los sitios maduro y secundario presentaron diferencias entre los sitios abandonado y *Acacia* para el mes de junio; durante el mes de octubre el sitio abandonado fue distinto a los otros tres sitios restantes; en el mes de enero no hubo diferencias entre los sitios, mientras que en el mes de marzo el sitio abandonado presentó diferencias con respecto a los tres sitios restantes.

Trabajos previos (Sandoval-Aguilar *et al.*, 2016a) muestran que no se tuvo una pérdida total de masa asociada al proceso de descomposición durante el año de estudio y, los sitios maduro y abandonado presentaron mayor pérdida de masa que los sitios secundario y *Acacia*.

La dinámica del C y N de la hojarasca en descomposición podría estar fuertemente asociada con su composición química de origen; sin embargo, durante este proceso los factores del clima y organismos descomponedores no pueden ser excluidos. Este estudio en conjunto con investigaciones anteriores (Sandoval-Aguilar *et al.*, 2016a), muestran que la precipitación fue un factor determinante para acelerar el proceso de descomposición, creando condiciones favorables (*e.g.*, humedad del suelo) que posiblemente promovieron la asimilación de compuestos lábiles por la microbiota del suelo mediante el proceso de lixiviación (Castellanos-Barliza y León, 2011; Schilling *et al.*, 2016), además, la proporción de hongos y bacterias presente en cada uno de los sitios es distinta, por lo que la asociación de la pérdida de masa de la hojarasca y el contenido de C y N, puede estar controlado por la capacidad microbiana de descomponer mediante la metabolización de elementos que estén disponibles.

La disponibilidad de N controla el proceso de descomposición, un aumento en la concentración de N en la hojarasca indica un incremento en la pérdida de masa, esto ocurre durante la primer etapa del proceso de descomposición (~400 d), la liberación de N se presenta después de una etapa de acumulación (durante la acumulación de nitrógeno una parte es ligada a la fracción de lignina y formación de humus), una vez iniciada la liberación del N se muestra una proporción con la tasa de pérdida de masa (Wagner y Wolf, 1998; Berg, 2000; Ibarra *et al.*, 2011).

Estos patrones se presentaron en los sitios de estudio, por ejemplo el sitio abandonado fue el que promovió la mayor pérdida de masa de hojarasca y mostro una mayor abundancia de hongos que de bacterias (Sandoval *et al.*, 2016b) de acuerdo con la literatura, los hongos están asociados a estadios de sucesión temprana, debido a las capacidades enzimáticas que tienen de descomponer formas complejas de C y N (Berg, 2000; Horwarth, 2007).

Conclusiones

La dinámica del C y N en la hojarasca es un factor limitante durante el proceso de descomposición. Se observó una disminución del %C en los sitios de estudio, sin embargo, hay una relación con la cuantificación del %N y la tendencia de la pérdida de masa, los sitios maduro y abandonado, donde se muestra un aumento del %N se presentó una mayor pérdida de masa, mientras que en sitios como secundario y *Acacia* cuyos porcentajes de N disminuyeron o bien no se presentaron cambios, tuvieron

menor pérdida de masa. Estos comportamientos pueden estar asociados a las condiciones bióticas y abióticas de cada uno de los sitios.

Con los resultados obtenidos en este estudio, se enfatiza la necesidad de realizar investigaciones que complementen los análisis de las diferentes formas de C y N que componen la hojarasca, además del estudio de elementos y compuestos que son fundamentales durante el proceso de descomposición (e.g., potasio, magnesio, lignina, celulosa) para que ayuden a entender: i) la capacidad del ecosistema de descomponer formas lábiles o complejas que compongan la hojarasca, ii) la disponibilidad de nutrientes para la macro y micro- fauna de cada sitio y, iii) el comportamiento a futuro del ecosistema con cambios en su estructura vegetal, y en perspectiva climática.

Agradecimientos

A Naturaleza y Cultura Internacional por el acceso a la reserva Monte Mojino y a CONANP por permitir realizar el trabajo dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui. MSA (597610) agradece a CONACyT por la beca otorgada para la realización de sus estudios. Se agradece el apoyo en campo y laboratorio a Miguel Agustín Rivera, Ariel Castro, Omar Rojas, Silvia Domínguez, Lucia Nevescanin, Nidia Rojas y Dolores Villagrán. Adam Schreiner-McGraw por su ayuda con la redacción en inglés.

Literatura Citada

- Álvarez-Yépez, J. C., A. Martínez-Yrízaz, 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(3):355-366.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133(1-2):13-22.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres, en *Capital natural de México*, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. pp. 87-108.
- Castellanos-Barliza, J. y J. D. León-Peláez. 2011. Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Revista de Biología Tropical* 59(1):113-128.
- García-Oliva, F. and V. J. Jaramillo. 2011. Impact of anthropogenic transformation of seasonally dry tropical forests on ecosystem biogeochemical processes. In: R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney and G. Ceballos (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and conservation*. Island Press. pp. 159-172.
- Horwath, W. 2007. Carbon cycling and formation of soil organic matter. In: E. A. Paul (Ed.). *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Third Edition. Academic Press. pp. 303-335.
- Ibarra, M., J. Caldentey y A. Promis. 2011. Descomposición de hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* de la región de Magallanes. *Bosque* 32(3):227-233.
- Jaramillo, V. J., A. Martínez-Yrizar and R. L. Sanford Jr. 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.
- Karberg, N. J., N. A. Scott and C. P. Giardina. 2008. Methods for estimating litter decomposition. In: C. M. Hoover (Ed.). *Field measurements for forest carbon monitoring*. Springer Netherlands. pp. 103-111.
- Powers, J. S., R. A. Montgomery, E. C. Adair, F. Q. Brearley, S. J. DeWalt, C. T. Castanho, J. Chave, E. Deinert, J. U. Ganzhorn, M. E. Gilbert, J. A. González-Iturbe, S. Bunyavejchewin, H. R. Grau, K. K. Harms, A. Hiremath, S. Iriarte-Vivar, E. Manzane, A. A. Olivera, L. Poorter, J. B. Ramanamanjato, C. Salk, A. Varela, G. D. Weiblen and M. T. Lerdau. 2009. Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology* 97(4):801-811.
- Sandoval-Aguilar, M., E. A. Yepez, S. de los Santos-Villalobos, C. Robles-Zazueta y J. Garatuzza-Payán, 2016 a. Respiración de suelo y descomposición en sitios de sucesión ecológica dentro de un bosque tropical seco. En: F. Paz y J. Wong-González (Eds.). *Memoria de resúmenes cortos. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México*. 101 p.
- Sandoval-Aguilar, M., E. A. Yepez y S. de los Santos-Villalobos. 2016b. Litter decomposition of ecological succession sites in a tropical dry forest. In: F. Fernández-Luqueño, F. Lopez- Valdez and S. de los Santos (Eds.). *Biotechnology Summit 2016*. Cinvestav, México. pp. 359-364.
- Schilling, E. M., B. G. Waring, J. S. Schilling and J. S. Powers. 2016. Forest composition modifies litter dynamics and decomposition in regenerating tropical dry forest. *Oecologia* 182(1):287-297.
- Verduzco, V. S., J. Garatuzza-Payán, E. A. Yepez, 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. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120(10):2081-2094.

5.19 Compartimentación del almacenamiento de carbono orgánico en ecosistemas ribereños de alta montaña de México

Cruz-Flores Gerardo¹; Santiago-Aguilar Inyasad¹; Guerra-Hernández Eloisa A.¹ y Pérez-Reyes Yozimar¹

¹Laboratorio de Edafología y Nutrición Vegetal, L-8 PA UMIEZ, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. Batalla 5 de mayo S/N esquina Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, CP 09230, Iztapalapa, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: edaynuve@gmail.com

Resumen

Con el objetivo de estimar tanto los contenidos de carbono orgánico (CO) de sedimentos dentro del cauce como los de mantillo, suelo y biomasa microbiana y aérea de pastos y árboles, se realizó esta investigación en cuatro ambientes ribereños sobre un sistema fluvial de régimen permanente en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl y su zona de influencia entre 2400 y 4000 m de altitud sobre la cuenca alta del Río Balsas. Se delimitaron transectos de 30 m de largo con 1 m y 5 m de amplitud respecto al borde de los arroyos. Se realizaron las actividades necesarias para determinar CO en los compartimentos mencionados. Se observó que el CO en suelos ribereños de bosques fue casi 60% mayor donde el uso de suelo es agrícola-urbano, mientras que los contenidos de carbono en biomasa microbiana fue 44% mayor en sitios altos conservados respecto a suelos ribereños de zonas bajas (2400 m), donde el uso de suelo es agrícola-forestal. El CO en mantillo fue ligeramente mayor en sitios bajos (2419 m) por aportes de hojarasca de árboles frutales que contribuyen para superar hasta en 80% a sitios ribereños de zonas conservadas (3961 m). El carbono contenido en biomasa aérea de la vegetación ribereña a 3960 m superó en más de 90% a los sitios ribereños de zonas bajas (2419 m). Finalmente los contenidos de CO en sedimento son casi 50% mayores en sitios de uso de suelo agrícola-forestal (2678 m) respecto a los suelos ribereños con cobertura de pastos.

Palabras clave: *reservorios naturales de carbono; factor de conversión de carbono; ecuaciones alométricas; suelos forestales; bosques templados.*

Abstract

In order to estimate, both sediment organic carbon (OC) contents within riverbed, such as soil organic carbon and microbial carbon and aerial biomass organic carbon content of pastures and trees. This research were conducted out in four riparian environments on a permanent regime In the National Park Iztaccíhuatl-Popocatepetl and its influence zone between 2400 and 4000 m of altitude on the upper basin of River Balsas. Transects of 30 m long with 1 m and 5 m of width were delimited with respect to the edge of the streams. Was carried out necessary activities to determine organic carbon in the compartments mentioned. It was observed that OC in forest riparian, soils was almost 60% higher where land use is agricultural-urban while microbial biomass carbon content was 44% higher in high conservation sites than in lowland riparian soils (2400 m) where land use is agricultural-forestry. Soil Organic Carbon content was slightly higher in low sites (2419 m) due to leaf litter contributions from fruit trees that stimulates to overcome up to 80% to riparian sites in conserved areas (3961 m). The carbon contained in aerial biomass of riparian vegetation at 3960 m) exceeded by more than 90% the low river sites (2419 m). Finally, the contents of CO in sediment are almost 50% higher in sites of agricultural-forest land use (2678 m) than riparian soils with pasture cover.

Key words: *natural carbon reservoirs; carbon conversion factor; allometric equations; forest soils; temperate forests.*

Introducción

Importantes reservorios de carbono para mitigar los efectos de las emisiones de gases de efecto invernadero que enriquecen y mejoran las reservas de carbono en el corto plazo, son las ANPs donde se mantienen constantemente procesos de captura de carbono que se almacena en éstas áreas en un alto porcentaje gracias a la conservación de la cubierta forestal y la protección de sus ecosistemas forestales (CONANP, 2012) sin embargo, recientemente, la presión antrópica sobre sus bosques (incendios forestales, deforestación, etc.) y suelos (alteración de la continuidad del espacio poroso, estabilidad estructural, infiltración de agua, disponibilidad nutrimental y erosión) ponen en peligro a estos sistemas naturales particularmente los sistemas riparios por sobre explotación de sus recursos florísticos, hídricos y edáficos que alteran la capacidad de amortiguamiento en la interfase agua-suelo y reducen la capacidad de infiltración (Croke *et al.*, 2001).

El carbono en los sistemas terrestres usualmente se fracciona en cuatro componentes principales: biomasa aérea, sistemas radicales, mantillo y carbono orgánico del suelo (Locatelli y Leonard, 2001; Snowdown *et al.*, 2001) el cual incluye también al carbono de la biomasa microbiana. En los bosques, la producción primaria se sustenta en los montos de carbono y en sus relaciones otros elementos químicos como N, P y S lo cual influye y, a veces determina, qué cantidad de C se liberará a la atmósfera o cuanto se conservará fijado en una determinada superficie (Brown *et al.*, 1996; Smith y Smith, 2007). El carbono en el mantillo puede almacenarse por tiempo indefinido, antes de liberarse de nuevo al sistema o integrarse al suelo como materia orgánica (González *et al.*, 2005) para aportar, según el grado de descomposición, los macro y micronutrientes que posee y otra serie de beneficios al suelo (León, 2007) entre los que destacan su función para mejorar la estructura, regulación de infiltración y aumento de la retención de agua de lluvia y, en los suelos ribereños mejorando la retención de sedimentos y capacidad de filtración para elevar la calidad del agua al retener y transformar sustancias tóxicas (pesticidas), que proviene de terrenos agrícolas adyacentes (Neil *et al.*, 2001; Goel *et al.*, 2005). Los ambientes ribereños son interfaces dinámicas y complejas que controlan los flujos de materia y energía entre los sistemas terrestres y acuáticos, presentan hábitats críticos que mantienen diferentes comunidades bióticas y una alta biodiversidad y, por sus diferentes gradientes ambientales de alta sensibilidad, son vitales para la conservación de especies raras y amenazadas (Naiman, *et al.*, 1993).

Por su multifuncionalidad ecológica, un valioso aporte para el manejo de las zonas ribereñas, es la estimación de la captura potencial de carbono en suelo y vegetación (González *et al.*, 2005), debido a los altos niveles de gases de efecto invernadero que provocan gran cantidad de problemas ambientales que desembocan en efectos adversos a la salud humana y de los ecosistemas en general. Toda afectación, disturbio o degradación de cualquier ecosistema, disminuye la capacidad de fijación de carbono en la vegetación y en el suelo y genera pérdidas del que se ha almacenado en el suelo y del que se retiene en biomasa microbiana).

Por lo anteriormente mencionado, el objetivo de este trabajo fue evaluar y comparar los contenidos de carbono orgánico almacenados en los compartimentos suelo, biomasa microbiana, biomasa aérea de vegetación, mantillo y sedimento acumulado en los remansos de arroyos de cuatro sistemas ribereños de régimen permanente con distinta condición de uso de suelo en bosques templados de la Reserva de la Biósfera los Volcanes.

Materiales y Métodos

La investigación se realizó en cuatro sitios ribereños con diferentes usos de suelo distribuidos en la subcuenca del río Nexapa de la Cuenca alta del Río Balsas entre 2419 m y 3961 m en la Reserva de la Biosfera los Volcanes. Para seleccionarlos se utilizó la carta topográfica de INEGI, E14B42 Huejotzingo, Puebla además de hacer recorridos y reconocimientos en campo. Para la descripción de los sitios y para realización del muestreo, se trazaron transectos de 30 m a lo largo del arroyo con amplitudes de 1 m y 5 m a ambos lados de los mismos. Para la descripción física y química de suelos en cada sitio se tomaron 12 muestras de 0 a 20 cm de profundidad y utilizaron los métodos reportados en Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research (Robertson *et al.*, 1999). Para estimar contenidos de carbono de biomasa microbiana (CBM), se tomaron otras 12 muestras de 0 a 10 cm de profundidad y procesaron con el método de fumigación-incubación y medición estequiométrica de CO₂ (Powlson *et al.*, 1987; Shan-Min *et al.*, 1987). Para determinar carbono en mantillo se utilizaron marcos cuadrados de madera de 25 cm x 25 cm que sirvieron para colectar las muestras que se colocaron en bolsas de papel, se secaron a 60 °C hasta alcanzar peso constante y se calculó el contenido de C con el factor de conversión de 58% del peso seco. El carbono almacenado en biomasa aérea de la vegetación, se estimó en cuadrantes de 600 m² delimitando diversas áreas de 1 m² donde se contaron los macollamientos de los zacatonales, algunos de los cuales se cortaron a ras de suelo para evaluar su biomasa en peso seco y se estimó el carbono almacenado utilizando el factor de conversión 0.58 y determinar así los contenidos de carbono en biomasa aérea. En el caso del carbono en el estrato arbóreo, se consideraron todos los árboles del cuadrante, haciendo el registro de su diámetro a la altura del pecho y de su altura. Se seleccionaron y tomaron muestras de ramas para determinar su densidad básica de madera con el método del máximo contenido de humedad (Smith, 1954). El contenido de carbono en biomasa aérea fue estimado con ecuaciones alométricas reportadas por diferentes autores (Cuadro 1) y con los estimadores del Cuadro 2 aplicando, por convención, el factor de 0.5 para estimar la proporción de carbono a partir de dicha biomasa.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas utilizadas para las especies ribereñas.

| Ecuación | Fuente |
|---|---|
| $V = \pi \times r^2 \times h$ | González, 2008 |
| $Bs = [(b_0) + (b_1 \times V)]$ | Torres y Guevara, 2002 |
| $FEB = \exp[(3.213 - 0.506) \times (\ln Bs)]$ | Alpizar, 1997 |
| $Bf = V \times D$ | González, 2008 |
| $Bt = Bf + FEB$ | Modificado de Loguercio y Defossé, 2001 |
| $D = 1 / [P_s - P_o / P_o + 1 / 1.53]$ | Smith, 1954 |

V=volumen del fuste; $\pi=3.1416$; r^2 =radio al cuadrado; h=altura; Bs=biomasa seca; b_0 y b_1 =estimadores; FEB=factor de expansión de biomasa; exp=exponencial; ln=logaritmo natural; Bf=biomasa del fuste; Bt=biomasa total; D=densidad básica de madera.

Cuadro 2. Estimadores para obtener la biomasa a partir del volumen

| Tipo de bosque | b_1 | b_0 | r^2 |
|----------------|----------------------|-----------------------|-------|
| Coníferas | Estimador 723.579 | Estimador -175.492 | 0.994 |
| Latifoliadas | 506.523 | 0.17 | 0.969 |

Con respecto a la estimación del contenido de carbono en sedimento, ésta se realizó a partir de la colecta de seis muestras de sedimento depositado a lo largo del transecto en el canal del arroyo en cada uno de los cuatro sitios y se realizó el análisis de materia orgánica para estimar contenido de carbono con el factor de conversión a carbono a partir del método de Walkley y Black (1934, citado en Jackson, 1964).

Resultados y Discusión

La vegetación predominante de los cuatro sitios (Cuadro 3) está compuesta de *Pinus hartwegii* asociado al zacatonal con especies de los géneros *Mhulenbergia* sp. y *Festuca* sp.; Bosque de *Pinus hartwegii*; *Buddleja cordata*, *Salix bonplandiana*, *Pinus ayacahuite*; *Alnus acuminata*, *Prunus pérsica*, *Prunus salicifolia*, *Crataegus mexicana* y *Sambucus nigra*. Los tipos de suelo dominante son: andosol vitrico, andosol umbrico y, fluvisoles molico y haplico.

Cuadro 3. Sitios de estudio en la Reserva de la Biosfera los Volcanes.

| Sitio | Altitud | Coordenadas UTM | | Uso de suelo | Tipo de suelo Sandoval (2016) |
|----------------------------|---------|-----------------|---------|-----------------------|-------------------------------|
| | | X | Y | | |
| | | m | | | |
| Cascada Volkswagen | 3961 | 537650 | 2115807 | Forestal | Andosol vítrico úmbrico |
| Buenavista | 3300 | 542037 | 2111204 | Forestal-ecoturístico | Andosol vítrico úmbrico |
| Xalitzintla | 2678 | 547792 | 2111726 | Agrícola-forestal | Fluvisol mólico |
| San Nicolás de los Ranchos | 2419 | 554726 | 2108585 | Agrícola-urbano | Fluvisol háptico |

Los valores de pH fueron de 5.3 a 7.4 que los clasifica como suelos moderadamente ácidos a neutros (NOM-021-RECNAT, 2000). La conductividad eléctrica (CE) muestra efectos despreciables de salinidad (0.03 a 0.77 dS m^{-1}) y en relación a la densidad aparente (DA) se encuentran de 0.7 a 1.7 g cm^{-3} , indicando una DA que se encuentra en un intervalo de muy baja a muy alta (USDA, 1999).

Respecto a los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS), el gráfico de la Figura 1A, muestra que a 3300 m donde el uso de suelo es forestal y la vegetación dominante es un bosque de *Pinus hartwegii-Abies religiosa* (Kunth Schltdl. et Cham.) el contenido de carbono es mayor y aunque el análisis estadístico GLM de SAS, no mostró diferencias significativas, el carbono orgánico en suelos ribereños de estos bosques es casi 60% mayor que en los sitios donde el uso de suelo es agrícola-urbano. El gráfico de la Figura 1B, muestra que los contenidos de carbono de biomasa microbiana (CBM) son mayores en suelos ribereños adyacentes a los pastizales donde el uso de suelo es forestal sin alteración evidente (3961 m), sin embargo aunque el análisis estadístico (GLM de SAS) no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$), se observó que los contenidos de carbono en biomasa microbiana de suelos ribereños es hasta 44% mayor en los sitios altos conservados respecto a los suelos ribereños de zonas bajas (2419 m), donde el uso de suelo es agrícola-forestal.

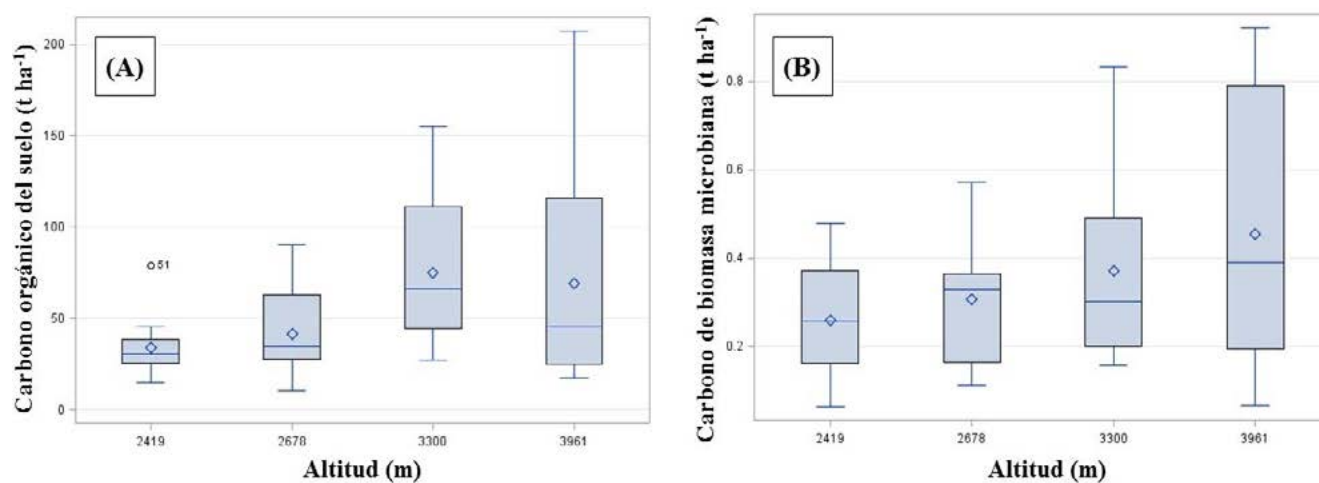


Figura 1. (A) Contenido de carbono orgánico del suelo y (B) contenidos de carbono en la biomasa microbiana, en ambientes de ribera de alta montaña adyacentes a distintos usos de suelo.

En referencia a los contenidos de carbono en mantillo (CM), el gráfico de la Figura 2A, muestra que el C contenido en este reservorio es ligeramente mayor en sitios de menor altitud (2419 m) donde el uso de suelo es agrícola-urbano. El análisis estadístico (GLM de SAS) muestra diferencias significativas ($p < 0.05$), dado que la hojarasca aportada por los árboles frutales contribuyen a que los contenidos de carbono en mantillo en las zonas ribereñas adyacentes a sitios de uso de suelo agrícola-urbano (2419 m.) muestren valores hasta 84% mayores a los observados en sitios ribereños de zonas mejor conservadas (3961 m). El gráfico de la Figura 2B muestra que los contenidos de carbono en biomasa aérea de la vegetación ribereña (incluidos pastizales y estratos arbóreos) son mayores ($p \leq 0.01$) hasta en más de 93% en zona de pastizales sobre 3960 m aproximadamente en parajes que muestran uso de suelo forestal (no afectado), respecto a los sitios ribereños de zonas bajas (2419 m) donde el uso de suelo es agrícola-urbano.

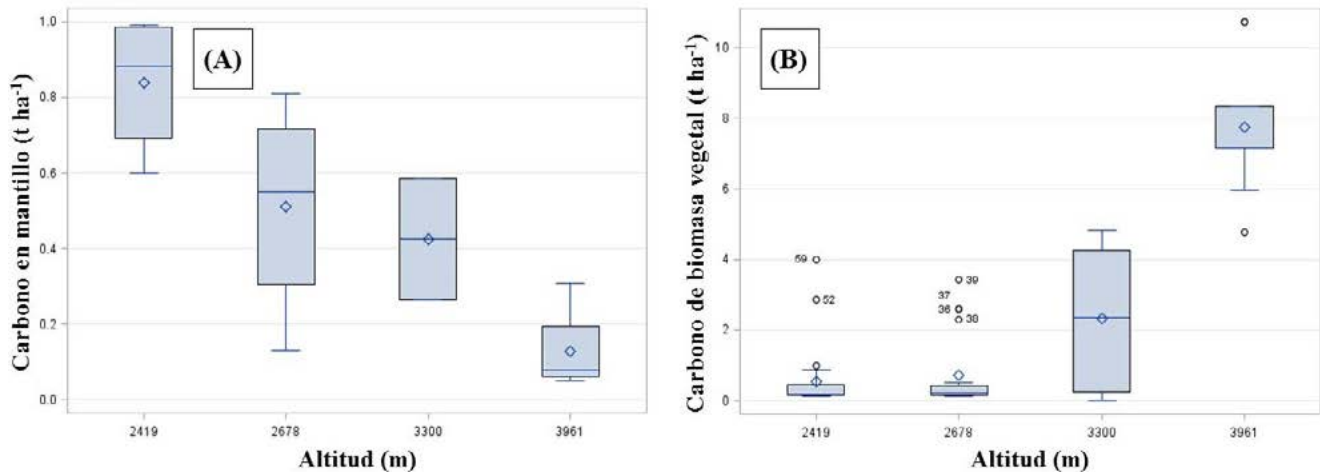


Figura 2. (A) Contenidos de carbono en el mantillo y (B) en biomasa vegetal, en el aérea de sitios ribereños adyacentes a diverso uso de suelo.

La Figura 3 muestra que los contenidos de carbono orgánico en sedimento (COSed) son mayores en sitios de uso de suelo agrícola-forestal por aportes de suelo proveniente de las parcelas de cultivo adyacentes, sin embargo el análisis estadístico no mostro diferencias significativas entre sitios. El contenido de carbono orgánico de sedimento es 49% mayor en sitios de uso de suelo agrícola-forestal (2678 m) respecto a los suelos ribereños con cobertura de zacatonales.

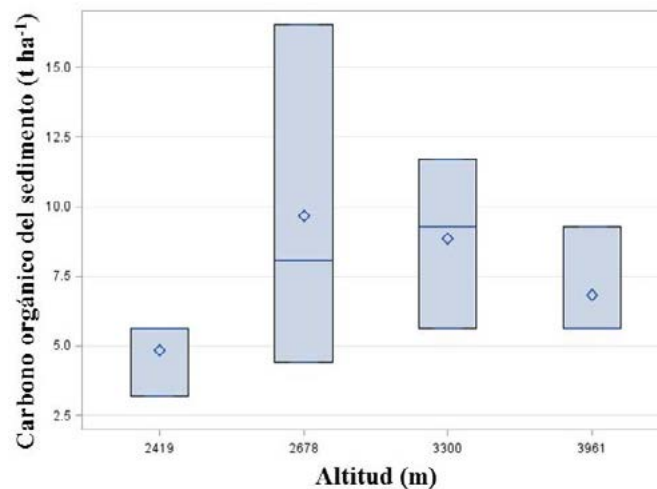


Figura 3. Contenido de carbono orgánico en sedimento en cuatro ambientes ribereños de montaña.

Conclusiones

El contenido de carbono en los compartimentos vegetación, suelo y biomasa microbiana, tiende a incrementarse en sitios conservados y de mayores altitudes.

El carbono en mantillo es menor en las zonas conservadas, a diferencia de aquellas zonas perturbadas, donde el uso de suelo es agrícola urbano es mayor.

El carbono orgánico del sedimento tiende a disminuir en las zonas conservadas y altas (3300 a 3961 m), en cambio en zonas bajas se incrementa (2419 a 2678 m).

Literatura citada

- Alpizar, W. 1996. Proceso metodológico para la cuantificación de carbono de la biomasa en pie de bosque natural y sus estimaciones de no emisión y fijación. Oficina Costarricense de Implementación Conjunta (OCIC). Versión en mimeógrafo, sin numeración de páginas.
- Brown, S., J. Sathaye, M. Cannell and P. E. Kauppi. 1996. Mitigation of carbón emission to the atmosphere by forest management. *Commonwealth Forestry Review* 75:80-91.
- CONANP. 2012. Plan de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Croke J., P. Hairsine, P. Fogarty and R. T. Brooks. 2001. Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. *Forest Ecology and Management* 143:3-12.
- Goel, A., L. L. McConnell and A. Torrents. 2005. Wet deposition of current use pesticides at a rural location on the Delmarva Peninsula: Impact of rainfall patterns and agricultural activity. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53:7915-7924.
- González, G. J. L., Á. Marín R., C. Álvarez F., J. M. Díaz M., N. González R. y A. Pardo F. 2005. Aplicación del protocolo de Kioto para Castilla y León. Consejo Económico y Social de Castilla y León. Valladolid, España. 457 p.
- González, Z. M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y captura de carbono en regeneración natural de *Pinus maximinoi* H. E. Moree, *Pinus ocarpa* var. *ochoterenai* Mtz. y *Quercus* sp. En el norte del estado de Chiapas, México. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Costa Rica. 81 p.
- Jackson, M. L. 1964. Análisis químico de suelos. Traducción de J. Beltrán. Omega. Barcelona, España.
- Locatelli, B. y S. Leonard. 2001. Un método para medir el carbono almacenado en los bosques de Malleco (Chile). *Bois et forêt des tropiques* 1:69-81.
- Loguercio, G. A. y G. Defossé. 2001. Ecuaciones de biomasa aérea, factores de expansión y de reducción de la *Lenga Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser, en el sol del Chubut, Argentina. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. Chile. 11 p.
- León, H. 2007. Estimación del contenido de C en suelos de bosques templados y su relación con la calidad del suelo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 127 p.
- Naiman, R. J., H. Decamps and M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3:209-212.
- Neil, C., L. A. Deegan, S. M. Thomas and C. C. Cerri, 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications* 11:1817-1828.
- Powelson, 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.
- Robertson, G. P., D. C. Coleman, C.S. Bledsoe and P. Sollins. 1999. *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*. New York, USA. Oxford University Press. pp. 106-114.
- Sandoval, A. J. C. 2016. Caracterización y clasificación de suelos de sistemas ribereños del Parque Nacional Izta-Popo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 86 p.
- 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.
- Smith, T. M. and R. L. Smith. 2007. *Ecología*. 6ª edición. Pearson Educación. Madrid, España. 504 p.
- Smith, D. 1954. Maximum moisture content method for determining specific gravity of small wood samples. Forest Products Laboratory. Rept. N° 2014. USDA. Forest Service. Madison, Wis. EUA. 8 p.
- Snowdown, P., J. Raison, K. Heather, P. Ritson, P. Grierson, M. Adams, K. Montagu, H. Bi, W. Burrows and D. Eamus. 2001. Protocol for sampling tree and stand biomass. Australian Greenhouse Office, Canberra, Australia. 66 p.
- Torres, R. J. M. y A. Guevara. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica*. 60 p.
- USDA. 1999. Soil Quality Test Kit Guide. United State Department of Agriculture. Agriculture Research Service. Natural Resource Conservation Service. Soil Quality Institute. U. S. A. 82 p.

5.20 Estimación de biomasa de árboles individuales de especies arbóreas en bosques tropicales secundarios

Puc-Kauil Ramiro¹; Ángeles-Pérez Gregorio¹; Valdez-Lazalde J. Rene¹; Reyes-Hernández Valentín J.¹; Schneider Laura² y Dupuy-Rada Juan M.³

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México.

²Department of Geography, Rutgers University. Newark, NJ, USA.

³Unidad de Recursos Naturales, Centro de Investigación Científica de Yucatán. Calle 43 No. 130, Colonia Chuburná de Hidalgo, CP 97200, Mérida, Yucatán.

Autor para correspondencia: ramiro.selvastropicales@gmail.com

Resumen

Los bosques tropicales secundarios incrementan continuamente en superficie y son importantes reservorios de carbono. La biomasa es el elemento clave para estimar las existencias del carbono en estos ecosistemas. El método más confiable para cuantificar la biomasa es a través de ecuaciones alométricas desarrolladas con muestreos directos. El objetivo fue generar ecuaciones alométricas de biomasa para especies arbóreas ($dap \leq 10$ cm) estructuralmente importantes de bosques secundarios del sur de Quintana Roo. Se cosecharon 311 árboles de 1 a 10 cm de diámetro de 22 especies. A cada árbol se obtuvo el peso seco, altura total y densidad de la madera. Se probaron ocho modelos que relacionan la biomasa con la alometría del árbol. La biomasa estimada con las ecuaciones específicas se utilizó para comparar la estimación con ecuaciones generales desarrolladas para árboles ≤ 10 cm de diámetro (Hughes *et al.*, 1999; Chave *et al.*, 2003). El modelo que presentó el mejor indicador de ajuste para cada especie fue $B = \exp(-\beta_0)(Dn^2H)^{\beta_1}$. Las 22 ecuaciones alométricas generadas a nivel especie explicaron de 95 al 99% de la variabilidad de la biomasa total. Las ecuaciones generadas estimaron con mayor confiabilidad la biomasa a nivel especie a diferencia de las ecuaciones generales construidas en otras regiones neotropicales. Las ecuaciones específicas son herramientas claves para mejorar las estimaciones del carbono a escala local y para entender el papel que juegan los bosques secundarios en el ciclo global del carbono.

Palabras clave: *ecuaciones alométricas; alometría; peso seco; ecuaciones específicas; ciclo del carbono.*

Abstract

Secondary tropical forests are constantly increasing in extension, and are important carbon pools. Biomass is a key element for estimating carbon stocks in these ecosystems. The most reliable method to quantify the biomass is through allometric equations developed with direct sampling. The objective was to generate allometric equations of biomass for species ≤ 10 cm of DBH structurally important in secondary forests of the south of Quintana Roo. We harvested 311 trees of 1 to 10 cm DBH of 22 species. For each tree the dry weight, total height and density of the wood were obtained. Eight models were used to relate the biomass with tree allometry. The biomass estimated with the specific equations was used to compare the biomass estimation with general equations developed for trees ≤ 10 cm of DBH (Hughes *et al.*, 1999; Chave *et al.*, 2003). The model that showed the best fit indicator for each species was $B = \exp(-\beta_0)(Dn^2H)^{\beta_1}$. The 22 allometric equations generated to species level explained 95 to 99% of the variability of the total biomass. The generated equations more reliably estimated the biomass at the species level as opposed to the general equations constructed in other neotropical regions. Specific

equations are key tools for improving carbon estimates at the local level and for understanding the role of secondary forests in the global carbon cycle.

Key words: *allometric equations; allometry; dry weight; specific equations, carbon cycle.*

Introducción

Las ecuaciones alométricas de biomasa son herramientas claves para estimar las existencias del carbono aéreo de los ecosistemas forestales (Nogueira *et al.*, 2012; Nam *et al.*, 2016). Dichas ecuaciones son expresiones matemáticas que relacionan la biomasa seca con la alometría de los árboles: diámetro, altura, densidad de la madera (Brown, 1997; Chave *et al.*, 2005), entre otras variables. En áreas tropicales de México, los bosques secundarios incrementan continuamente en superficie y dominan el paisaje forestal. En la Península de Yucatán, la densidad total por hectárea de árboles ≤ 10 cm de diámetro normal oscila entre 2.4–60% (Zamora, 2008; Báez *et al.*, 2013) y constituyen un reservorio importante del carbono global (van Breugel *et al.*, 2011; Douterlungne *et al.*, 2013). En esta misma región, el carbono expresado en biomasa se estima con ecuaciones generadas a escala global con árboles > 10 cm de diámetro (Brown *et al.*, 1997; Chave *et al.*, 2005). La precisión de los modelos globales han sido cuestionados, ya que el error de predicción a nivel local puede variar entre 10 a 14.8% (Nogueira *et al.*, 2012), 15% (van Breugel *et al.*, 2011), hasta 29 y 34.3% (Nam *et al.*, 2016). En consecuencia, la incertidumbre en las estimaciones de las existencias del carbono local puede aumentar o mantenerse debido a la variación de la biomasa determinada por las formas de crecimiento de las especies de cada comunidad vegetal.

La biomasa de árboles ≤ 10 cm de diámetro se obtiene con la ecuación multi-especie desarrollada por Hughes *et al.* (1999) en la región de los Tuxtlas en Veracruz, México, la ecuación modificada de Hughes *et al.* (1999) por Chave *et al.* (2003) y el de Cairns *et al.* (2003) generada en la Península de Yucatán para especies como *Alseis yucatanensis*, *Manilkara zapota*, *Pouteria unilocularis*, *Trichilia minutiflora*, *Talisia oliviformis*, *Croton arboreus*, *Croton lundelli* y *Eugenia* sp. La ecuación de Cairns *et al.* (2003) es limitada en su aplicación en bosques secundarios tropicales, debido a la alta riqueza de especies arbóreas y la variación inter-específica entre comunidades (Pennington y Sarukhán, 2005; Schmoor, 2010; Báez *et al.*, 2013). Por ello, las ecuaciones específicas son extremadamente relevantes, pero son escasas. Para mejorar la estimación de las existencias del carbono a escala local, este estudio tuvo como objetivo generar ecuaciones de biomasa para 22 especies arbóreas ≤ 10 cm de diámetro de bosques secundarios del Sur de Quintana Roo. A partir de la biomasa estimada con las ecuaciones específicas se evaluó (i) el sesgo de la biomasa calculada con la ecuación de Hughes *et al.* (1999) y la ecuación modificado por Chave *et al.* (2003) y (ii) se comparó la biomasa estimada con las ecuaciones específicas de este estudio, la de Hughes *et al.* (1999) y Chave *et al.* (2003) utilizando datos de árboles ≤ 10 cm de diámetro provenientes de sitios de inventario.

Materiales y Métodos

Se cosecharon 311 árboles de 1 a 10 cm de diámetro (D_n) de 22 especies arbóreas estructuralmente importantes de la vegetación secundaria el sur de Quintana Roo. Por especie, se cosecharon 12 a 18 árboles y de dos a cuatro individuos por clases de 2 cm de D_n . A los árboles se midió el D_n a 1.30 m y la altura total (H). En campo se obtuvo el peso fresco por componente estructural del árbol: tallo, ramas y follaje. Por cada componente se tomaron tres muestras frescas de alrededor de 100 ± 10 g. Se colectaron muestras de madera en forma de cubo para determinar el volumen de madera en fresco (verde). Todas las muestras se transportaron en el laboratorio y se secaron a 80°C hasta lograr su peso seco constante. El peso fresco-seco de estas muestras se utilizó para calcular el peso seco de cada componente del árbol.

El peso seco de los tres componentes constituyó el peso seco total árbol. Mientras que la densidad básica de la madera (Db) se determinó con la relación volumen verde-peso seco. La metodología empleada fue similar a la aplicada en estudios de biomasa en bosques tropicales (Douterlungne *et al.*, 2013; Nogueira *et al.*, 2012; Nam *et al.*, 2016). El peso seco (biomasa) total árbol se utilizaron para ajustar los modelos alométricos de biomasa aérea.

Se probaron ocho modelos alométricos no lineales para relacionar la biomasa total árbol con el Dn, H y Db. Previo al ajuste de los modelos, se graficó por especie la biomasa total con respecto al Dn. Se observó que la biomasa de *B. simaruba* y *C. peltata* mostraron una tendencia diferente de las 20 especies restantes, por lo que el análisis de estas dos especies se realizó en forma separada. Los modelos se ajustaron por especie con el método iterativo del algoritmo *Gaws-Newton*, implementado en el procedimiento *Proc model* del software SAS (SAS Institute Inc., 2002) y el método de ajuste por Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) (Álvarez-González *et al.*, 2007). Los modelos se eligieron bajo una penalización del número de parámetros con el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Chave *et al.*, 2005). El modelo con mejor ajuste minimiza el valor del AIC (Chave *et al.*, 2005; Basuki *et al.*, 2009). Para mejorar la homogeneidad de la varianza y los estadísticos de ajuste de los modelos, se aplicaron funciones de ponderación (peso) a los residuales.

A partir de la biomasa estimada de las mismas 22 especies con las ecuaciones específicas de este estudio, se evaluó el error relativo de los modelos generales de Hughes *et al.* (1999) (Ecuación 1) y Chave *et al.* (2003) (Ecuación 2) con la Ecuación 3 propuesta por van Breugel *et al.* (2011).

$$B = \exp[4.9375 + 1.0583 \ln(Dn^2)] \left(\frac{1.14}{10^6} \right) \quad (1)$$

$$B = \rho / \rho_{av} \exp[-1.839 + 2.116 \ln(Dn)] \quad (2)$$

$$100 * (B_{eg,i} - B_{ees,i}) / B_{ees,i} \quad (3)$$

donde, Dn es el diámetro normal, ρ es la densidad de la manera por especie, ρ_{av} la densidad promedio del sitio, B_{eg} es la biomasa estimada con las ecuaciones generales, B_{ees} es la biomasa obtenida con las ecuaciones específicas de este estudio e i representa a cada una de las especies.

Resultados y Discusión

Con el modelo $B = \exp(-\beta_0)(Dn^2 H)^{\beta_1}$ se generaron las primeras 20 especies (Cuadro 1) debido a que presentó los mejores parámetros de bondad de ajuste por especie. La función de ponderación $\frac{1}{Dn^2 H}$ fue la adecuada para mejorar la homogeneidad de varianza y los indicadores de ajuste del mismo modelo.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricos para 22 especies arbóreas tropicales ≤ 10 cm de diámetro.

| Nombre científico | N | β_0 | β_1 | Pr > t | CME | R ² ajus. |
|-------------------------|----|-----------|-----------|---------|-------|----------------------|
| <i>C. diversifolia</i> | 13 | -3.281083 | 0.995024 | <.0001 | 0.004 | 0.98 |
| <i>C. mexicanum</i> | 15 | -3.023958 | 0.949119 | <.0001 | 0.004 | 0.99 |
| <i>M. depressa</i> | 13 | -2.352071 | 0.875274 | <.0001 | 0.011 | 0.97 |
| <i>P. sartorianum</i> | 13 | -2.505827 | 0.919552 | <.0001 | 0.006 | 0.99 |
| <i>P. piscipula</i> | 15 | -3.070809 | 0.945835 | <.0001 | 0.013 | 0.97 |
| <i>L. rugosus</i> | 13 | -3.312176 | 1.029559 | <.0001 | 0.004 | 0.99 |
| <i>P. campechiana</i> | 14 | -3.264547 | 1.002365 | <.0001 | 0.007 | 0.98 |
| <i>L. speciosa</i> | 12 | -3.338691 | 0.98282 | <.0001 | 0.009 | 0.97 |
| <i>S. cubensis</i> | 14 | -3.013243 | 0.958114 | <.0001 | 0.005 | 0.98 |
| <i>L. campechiana</i> | 16 | -3.119268 | 1.024677 | <.0001 | 0.008 | 0.98 |
| <i>S. glauca</i> | 14 | -3.253707 | 0.956531 | <.0001 | 0.006 | 0.97 |
| <i>C. reflexifolius</i> | 15 | -2.632014 | 0.919864 | <.0001 | 0.007 | 0.98 |

...Continuación Cuadro 1

| Nombre científico | N | β_0 | β_1 | Pr > t | CME | R ² _{ajus.} |
|---------------------------------|----|-----------|-----------|---------|-------|---------------------------------|
| <i>B. alicastrum</i> | 14 | -2.519509 | 0.887066 | <.0001 | 0.030 | 0.94 |
| <i>Z. guidonia</i> | 14 | -2.903735 | 0.940854 | <.0001 | 0.009 | 0.98 |
| <i>G. combsii</i> | 17 | -3.385178 | 1.024729 | <.0001 | 0.003 | 0.99 |
| <i>L. latisiliquum</i> | 15 | -4.533356 | 1.142014 | <.0001 | 0.005 | 0.97 |
| <i>L. xuul</i> | 12 | -2.902695 | 0.973797 | <.0001 | 0.029 | 0.96 |
| <i>V. gaumeri</i> | 12 | -3.51202 | 1.008854 | <.0001 | 0.007 | 0.98 |
| <i>D. salicifolia</i> | 18 | -2.939027 | 0.944328 | <.0001 | 0.005 | 0.98 |
| <i>P. unilocularis</i> | 17 | -2.80203 | 0.966588 | <.0001 | 0.011 | 0.98 |
| [†] <i>B. simaruba</i> | 13 | -3.26135 | 0.886944 | <.0001 | 0.111 | 0.95 |
| [†] <i>C. peltata</i> | 12 | -4.23455 | 1.027464 | <.0001 | 0.038 | 0.99 |

CME= Cuadrado medio del error, [†]Factor de corrección (FC): *B. simaruba*= 1.06, *C. peltata*= 1.02.

Las ecuaciones de *B. simaruba* y *C. peltata* se generaron con el modelo: $\ln B = -\beta_0 + \beta_1 \ln(Dn^2 H) + \varepsilon$ de la transformación logarítmica del $B = \exp(-\beta_0)(Dn^2 H)^{\beta_1}$. Las ecuaciones *B. simaruba* y *C. peltata* se corrigieron por un factor de corrección para eliminar el sesgo sistemático introducido por la transformación logarítmica (Chave *et al.*, 2005). Entonces, la ecuación final para *B. simaruba* es $B_t = (0.040522)(Dn^2 H)^{0.886944}$ y $B_t = (0.01476727)(Dn^2 H)^{1.027464}$ para *C. peltata*.

Las 22 ecuaciones alométricas a nivel especie explicaron 95 al 99 % de la variabilidad de la biomasa aérea total. La precisión del ajuste osciló de 0.003 a 0.111 kg, medido con el Cuadrado medio del error (CME). La proporción de la biomasa explicada y la precisión de las 22 ecuaciones difirieron ligeramente con respecto a otras ecuaciones específicas para especies juveniles en bosques secundarios neotropicales. Por ejemplo, Cairns *et al.* (2003) generaron ecuaciones que incluyen el *Dn* y la *H* para ocho especies, las cuales explicaron entre el 72 y 99% la variabilidad de la biomasa total. Douterlungne *et al.* (2013) emplearon el *Dn* para generar cuatro ecuaciones individuales y, la varianza de los modelos osciló de 90 al 97% con una precisión de 0.39–0.97 kg. Del mismo modo, el *Dn* como única variable independiente, la proporción de la biomasa representada por 26 modelos generados por van Breugel *et al.* (2011) varió de 97.2 a 99.8% y 0.012 a 0.127 kg de precisión.

Sesgo de los modelos multi-especie

El error relativo de la biomasa estimada a nivel especie (22 especies en total) no varió entre la ecuación de Hughes *et al.* (1999) (Figura 1a) y Chave *et al.* (2003) (Figura 1b). El error relativo de la biomasa osciló de -52.55 a 38.3% con la ecuación de Hughes *et al.* (1999) y entre -40.65 y 16.56% con la ecuación de Chave *et al.* (2003). Esta ecuación fue ligeramente mejor en su capacidad de estimación de la biomasa para el conjunto de las 22 especies. Aunque, ambas ecuaciones subestimaron la biomasa de la mayoría de las especies como se observa en la Figura 1.

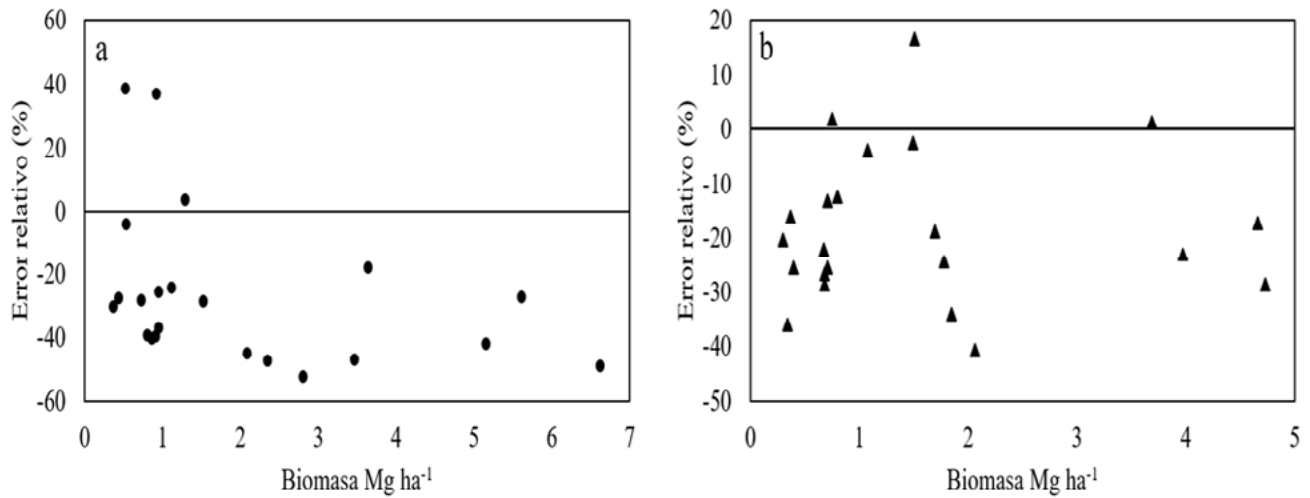


Figura 1. Sesgo de la estimación de la biomasa a nivel especie: a) ecuación de Hughes *et al.* (1999) y b) ecuación de Chave *et al.* (2003).

En la Figura 2, se puede observar que las ecuaciones de biomasa de este estudio mostraron mejor capacidad de predicción a nivel especie con respecto a la biomasa observada a diferencia de la ecuación reportada por Hughes *et al.* (1999) y Chave *et al.* (2003). A medida que crecen los árboles (Figura 2), la ecuación Hughes *et al.* (1999) subestimó cerca del 50% de la biomasa total árbol. La ecuación modificada por Chave *et al.* (2003) fue ligeramente mejor comparado con el Hughes *et al.* (1999). Es posible que la densidad de la madera empleado por Chave *et al.* (2003) mejoró la estimación de la biomasa en la mayoría de las especies. Tal como lo han reportado otros estudios para ecuaciones multi-especie (Yepes, *et al.*, 2015; Nam *et al.*, 2016). Sin embargo, en este estudio se pudo constatar que la variable combinada Dn-H fue la que mejor explicó la biomasa a nivel especie. Aunque, en muchos estudios la H es excluida por la dificultad que representa medirla en los bosques tropicales (Segura y Kanninen, 2005; Djomo *et al.*, 2010; Hunter *et al.*, 2013).

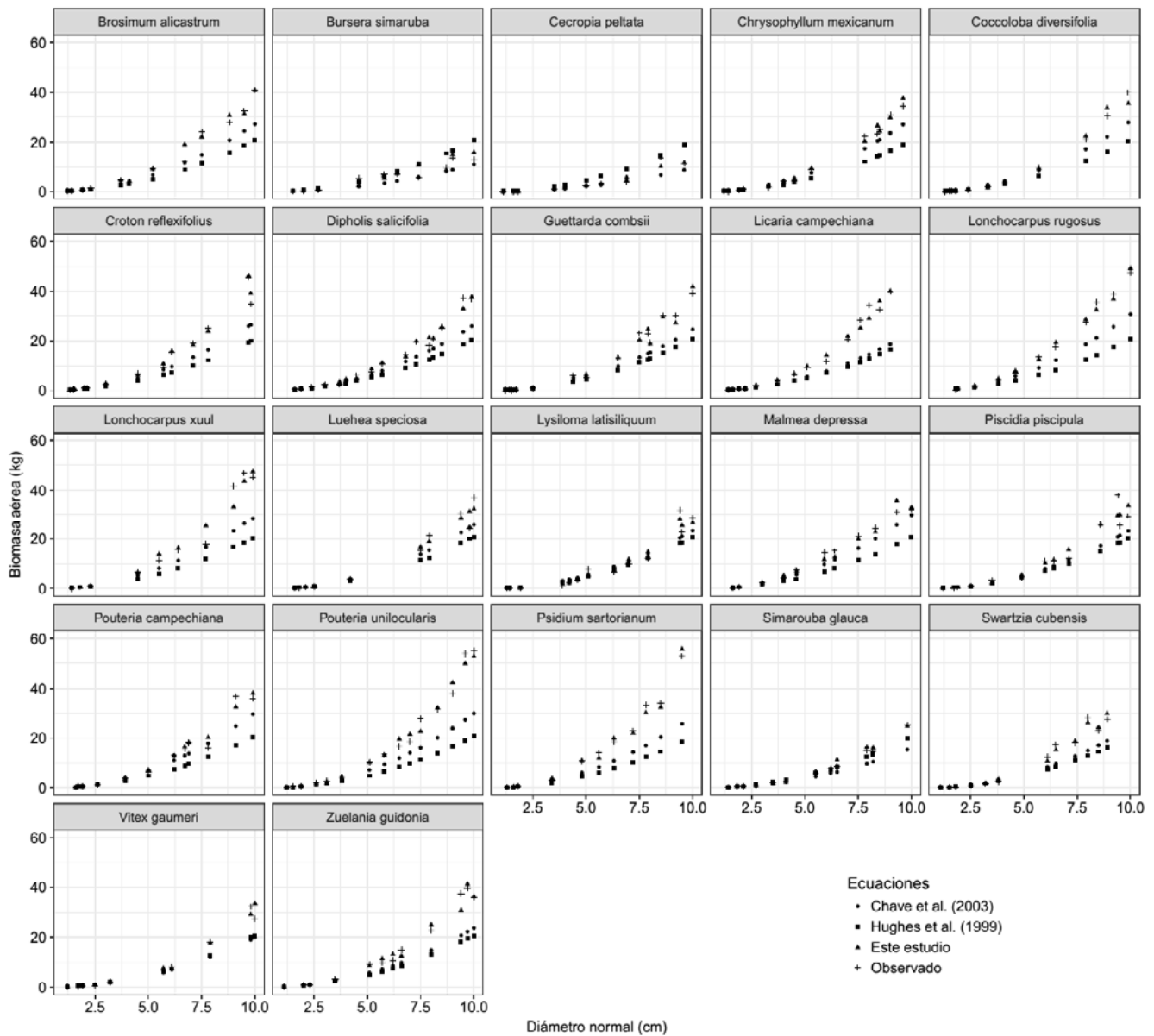


Figura 2. Comparación de la biomasa total árbol de las 22 ecuaciones con respecto a la biomasa observada y la estimada con las ecuaciones reportadas para árboles ≤ 10 cm de diámetro.

Conclusiones

Las ecuaciones específicas que incluyeron la variable combinada Dn-H presentaron mayor confiabilidad estadística en la predicción de la biomasa aérea total a diferencia de las ecuaciones para otros sitios. Las ecuaciones generadas son un complemento de las ecuaciones generadas por Cairns *et al.* (2003) para bosques secundarios de la región de estudio. Son herramientas claves para mejorar las estimaciones de las existencias del carbono local y, para evaluar la productividad y la importancia que juegan los bosques secundarios en el ciclo global del carbono. Para estudios posteriores, se recomienda incluir especies >10 cm de diámetro para captar la mayor variabilidad de la biomasa a escala local.



Literatura citada

- Álvarez-González, J. G., R. Rodríguez-Soalleiro y A. Rojo-Alboreca. 2007. Resolución de problemas del ajuste simultáneo de sistemas de ecuaciones: heterocedasticidad y variables dependientes con distinto número de observaciones. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 23:35-42.
- Baéz, G., C., P. Zamora-Crescencio y E. C. Puc-Garrido. 2013. Estructura y composición florística de la selva mediana subperennifolia de Hampolol, Campeche, México. *Foresta Veracruzana* 15:1-8.
- Basuki, T. M., P. E. van Laake, A. K. Skidmore and Y. A. Hussin. 2009. Allometric equations for estimating the above-ground biomass in tropical lowland Dipterocarp forest. *Forest Ecology and Management* 257:1684-1694.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A Primer. FAO Forestry Paper 134. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy. 55 p.
- Cairns, A. M., I. Olmsted, J. Granados and J. Argaez. 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management* 186:125-132.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogaea, H. Puig, B. Riéra and 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. Lao, J. P. Caspersen, R. B. Foster and S. P. Hubell. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot Panama. *Journal of Ecology* 91:240-252.
- Djomo, A. N., A. Ibrahima, J. Saborowski, G. Gravenhorst. 2010. Allometric equations for biomass estimations in Cameroon and pan moist tropical equations including biomass data Africa. *Forest Ecology and Management* 260:1873-1885.
- Douterlungne, D., A. M. Herrera-Gorocica, B. G. Ferguson, I. Siddique y L. Soto-Pinto. 2013. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbon de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia* 47:385-397.
- Hughes, F., R., J. Boone F. and V. J. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80:1892-1907.
- Hunter, M. O., M. Kaller, D. Victoria and D. C. Morton. 2013. Tree height and tropical forest biomass estimation. *Biogeosciences* 10:8385-8399.
- Nam, T., V., M. van Kuijk and N. P. R. Anten. 2016. Allometric equations for aboveground and belowground biomass estimations in an evergreen forest in Vietnam. *PLoS ONE* 11:1-19.
- Nogueira, L., A. J., R. Suwa, G. H. Pires de Mello R., T. Kajimoto, J. dos Santos, R. Pereira da S., C. A. Sampaio de S., P. Castro de B., H. Noguchi, M. Ishizuka and N. Higuchi. 2012. Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. *Forest Ecology and Management* 277:163-172.
- Pennington, T. D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles Tropicales de México: Manual para la Identificación de las Principales Especies. 3ª edición. Fondo de Cultura Económica. México, D.F. 523 p.
- SAS Institute Inc. 2002. SAS/STAT® 9.0. User's Guide. Cary, North Carolina, USA.
- Schmook, B. 2010. Shifting maize cultivation and secondary vegetation in the southern Yucatan: successional forest impacts of temporal intensification. *Regional Environmental Change* 10:233-246.
- Segura, M. and M. Kanninen. 2005. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. *Biotropica* 37:2-8.
- van Breugel, M., J. Ransijn, D. Craven, F. Bongers and J. S. Hall. 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management* 262:1648-1657.
- Yepes, A., J. Herrera, J. Phillips, E. Cabrera, G. Galindo, E. Granados, A. Duque, A. Barbosa, C. Olarte y M. Cardona. 2015. Contribución de los bosques tropicales de montaña en el almacenamiento de carbón en Colombia. *Revista de Biología Tropical* 63:69-82.
- Zamora, P. C. 2008. Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia en el sur del estado de Yucatán, México. *Polibotánica* 26:39-66.

5.21 Almacén de carbono del matorral xerófilo y del encinar del ANP Ecoguardas, Ciudad de México

Orozco-Flores Luis A.¹ y Cano-Santana Zenón¹

¹Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, CP 04510, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: morgoth667@hotmail.com

Resumen

El ANP Ecoguardas alberga dos tipos de vegetación (matorral xerófilo y encinar) que representan ecosistemas que ofrecen diversos servicios a la Ciudad de México, incluyendo el de almacén de carbono. Se buscó estimar el almacén de C de esta ANP y evaluar cómo se distribuye en los dos tipos de vegetación. Durante 2011 y 2012 se aplicaron los métodos de análisis dimensional (en los estratos arbóreo, arbustivo y bajo perenne) y cosecha (en el estrato herbáceo y mantillo) en nueve parcelas de cada tipo de vegetación. Se usaron ecuaciones alométricas conocidas y se generaron 25 nuevas. Se encontró que el estrato arbóreo del bosque almacenó 160.1 ± 35.5 Mg C/ha, en tanto que en matorral hubo 1.7 ± 1.0 Mg C/ha; en el estrato bajo se registró 1.1 ± 0.8 y 1.3 ± 0.2 Mg C/ha en bosque y matorral, respectivamente. En el mantillo, el bosque almacenó 9.3 ± 1.5 Mg C/ha, mientras que en matorral hubo 2.2 ± 0.4 Mg C/ha. En el estrato arbustivo se registró 2.3 ± 1.3 y 1.7 ± 0.5 Mg/ha en bosque y matorral, respectivamente. Agrupando los datos se calculó que esta área natural (148 ha) almacena 23 750.6 Mg C/ha. Las especies dominantes fueron *Quercus rugosa*, *Q. laeta*, *Eupatorium petiolare*, *Verbesina virgata*, *Dahlia coccinea* y *Muhlenbergia robusta*. Los valores encontrados se ubican dentro de los rangos reportados en la literatura.

Palabras clave: ecuaciones alométricas; mantillo; bosques; servicios ecosistémicos.

Abstract

The Protected Natural Area Ecoguardas has two ecosystems (xeric shrubland and oak forest) which provides important ecosystems services to Mexico City including carbon stock. We estimated C stock of Ecoguardas park and how is distributed between two types of vegetation. A mixed method was applied (dimensional analysis and harvest) between October 2012 and March 2012 with randomly arranged plots, also assessing vertical strata (trees, shrubs, underbrush and litter). Used biomass equations provided from literature while twenty five equations for tree and shrub strata have been made for foliage and woody structures. Biomass values were transformed to carbon obtaining 160.1 ± 35.5 Mg C/ha and 1.7 ± 1 Mg C/ha for oak forest and xeric shrubland tree strata respectively; underbrush strata values were 1.1 ± 0.8 Mg C/ha for oak forest and scrub 1.3 ± 0.2 Mg C/ha for xeric shrubland; also the values obtained for litter were 9.3 ± 1.5 Mg C/ha and 2.2 ± 0.4 Mg C/ha for oak forest and xeric shrubland respectively. Dominant species were *Quercus rugosa*, *Q. laeta*, *Eupatorium petiolare*, *Verbesina virgata*, *Dahlia coccinea*, and *Muhlenbergia robusta*. Grouping data we estimated 23 750 Mg C/ha for total carbon stock in PNA-Ecoguardas (148 ha). These values were within the reported ranges in the literature.

Key words: allometric equations; litter; forests; ecosystem services.

Introducción

La mancha urbana de la megaciudad de México se sigue expandiendo horizontalmente de manera irreversible, destruyendo muchos de los remanentes de vegetación natural (Lot y Cano-Santana, 2009). Asimismo, estas áreas naturales sufren el embate de los incendios y la tala clandestina (SEDEMA, 2012). Se sabe que los cambios de uso de suelo constituyen la segunda fuente de emisiones de CO₂ a la atmósfera (IPCC, 2000).

El Área Natural Protegida Ecoguardas se encuentra dentro del campo de lava conocido como Pedregal del Xitle o Pedregal de San Ángel, al sur de la zona urbana de la Ciudad de México (Siebe, 2000). Este parque alberga muchas especies de distintos grupos biológicos que contribuyen al mantenimiento de la biodiversidad de la Cuenca del Valle de México (Lot y Cano-Santana, 2009). Esta área presta diversos servicios ecosistémicos, incluido el de almacén de carbono (SEDEMA, 2012). Dado que no se tienen estudios sobre el carbono contenido en la vegetación no es posible conocer con precisión la envergadura de este servicio. Un estudio sobre la fitomasa aérea de las dos unidades de vegetación en esta ANP contribuiría al conocimiento de valor que tiene este tipo de ecosistemas como almacén de C. De igual modo, el conocimiento del contenido de C en diferentes partes de las plantas puede ser de importancia para esclarecer los mecanismos mediante los cuales se almacena fitomasa (Martínez-Yirizar *et al.*, 1992; Cano-Santana, 1994)

El objetivo general de este trabajo es determinar el almacén de carbono del Área Natural Protegida Ecoguardas y la contribución que hace cada tipo de vegetación que protege esta zona.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

El ANP Ecoguardas (150.5 ha) se localiza en el Ajusco Medio al suroeste de la zona urbana de la Ciudad de México, en el norte de la delegación Tlalpan (19°16'18" N, 99°11'55" O a 2420-2600 m s.n.m. (Figura 1). Su clima es templado semifrío con una precipitación anual de 1200 mm que se reparte en dos temporadas contrastantes, una de lluvias (de junio a octubre) y otra de secas (de noviembre a mayo). Su temperatura promedio es de 11.5 °C (Santillán, 2004). El suelo es escaso y a veces inexistente de tipo andosol y litosol, de modo que la roca volcánica del derrame está expuesta en muchos lugares (Santillán, 2004).

El tipo de vegetación es dominada por el bosque de *Quercus rugosa* en el que también hay elementos de *Q. laeta* y *Q. crassipes*, así como un matorral xerófilo de *Pittocaulon praecox* (Rzedowski, 1954).



Figura 1. Localización el ANP Ecoguardas en la delegación Tlalpan de la Ciudad de México. Modificado de Santillán (2004).

Métodos

Se realizó un muestreo aleatorio estratificado (durante 2011-2012). Se seleccionaron 18 cuadros de 10 x 10 m distribuidos en cada tipo de vegetación: nueve en el bosque de encinos y nueve en matorral xerófilo (Figura 2). En los cuadros de 100 m² se muestrearon las plantas del estrato arbóreo. Así mismo, se seleccionó dentro de cada uno de éstos un cuadro de 5 x 5 m para muestrear el estrato arbustivo, dos cuadros de 1 x 1 m para el estrato bajo y dos cuadros de 50 x 50 cm para el mantillo. La estimación de la fitomasa aérea consistió en una combinación tanto de métodos directos como indirectos llamados en conjunto método mixto.

Para determinar la biomasa seca de los tejidos leñosos de árboles y arbustos (a partir del DAP o área basal de sus tallos), así como de las hojas (a partir de la longitud de sus retoños foliares), se usaron las ecuaciones alométricas de Cano Santana (1994) y Navar (2009). Para las especies no registradas en esos trabajos, se elaboraron ecuaciones haciendo colectas en el campo. Los datos de fitomasa se transformaron a contenido de carbono, utilizando la constante de concentración de carbono (0.47) reportada por el IPCC (2000).

Se compararon los datos de almacén de C en la parte aérea cada estrato entre tipos de vegetación con pruebas de *t* de Wilcoxon. Se calculó el almacén de C en toda la ANP tomando en cuenta el área cubierta por cada tipo de vegetación. Se estimó el almacén subterráneo de C utilizando los coeficientes raíz/brote publicados por Mokany *et al.* (2005) para bosques templados y comunidades arbustivas (0.295 y 1.837, respectivamente).

Resultados y Discusión

Para las especies no registradas en la literatura, se obtuvieron diez modelos lineales que estiman la biomasa de los retoños foliares (Cuadro 1) y, cinco que estiman la biomasa aérea leñosa (Cuadro 2) de árboles y arbustos con coeficientes de determinación (r^2) que variaron entre 0.64 y 0.97.

Las especies dominantes fueron *Quercus rugosa* y *Q. castanea* en el estrato arbóreo, *Eupatorium petiolare* y *Verbesina virgata* en el estrato arbustivo y, *Dahlia coccinea* y *Muhlenbergia robusta* en el estrato herbáceo (datos de encinar y matorral, respectivamente).

El almacén de C en el estrato arbóreo del encinar fue 95 veces más grande que el que tiene el mismo estrato en el matorral (Cuadro 3), lo cual no sorprende, debido al incipiente desarrollo de los árboles en el segundo tipo de vegetación. En contraste, el C almacenado en el estrato arbustivo no difirió entre tipos de vegetación (Cuadro 4). Por otra parte, el almacén de C registrado en el estrato bajo del matorral xerófilo fue significativamente mayor a la que registra este mismo en el bosque de encino (matorral: 1.3 ± 0.2 Mg C/ha; bosque: 1.1 ± 0.8 Mg C/ha; $W=13$, $P=0.01$, $n=18$).

Finalmente, se encontró que el almacén de C en el mantillo fue significativamente más alto en bosque que en el matorral, registrándose valores 4.3 veces más altos asociados al primer ecosistema (Cuadro 5).

Al sumar los almacenes de los tres estratos (sin considerar el mantillo), se registra que hay 35 veces más C almacenado en el encinar que en el matorral (bosque: 163.5 ± 34.8 Mg C/ha; matorral: 4.7 ± 1.2 Mg C/ha; $W=0$, $P<0.0001$)

Mediante el mapa digital v6 (INEGI, 2012) se encontró que el encinar cubre 104.3 ha y el matorral 44.5 ha, por lo que se registró que el almacén de C almacenado en la parte aérea de la vegetación de esta ANP fue de 17 263 Mg C en total. Al considerar los valores de los cocientes raíz/brote en cada tipo de vegetación se calcula que el almacén de C total (incluida la fracción subterránea) es de 23 751 Mg C en total.



Cuadro 1. Ecuaciones generadas en este trabajo para estimar la fitomasa foliar de retoños de plantas del estrato arbustivo y arbóreo del ANP Ecoguardas. El modelo lineal utilizado se encuentra en la forma $B = a(L)+b$, donde B es la biomasa de retoño (en g) y L es la longitud del retoño (en cm).

| Componente | a | b | Rango (cm) | N | r^2 |
|-----------------------------|--------|---------|------------|-----|-------|
| <i>Arbutus xalapensis</i> | | | | | |
| Retoño | 0.6522 | 0.2490 | 0.5-8 | 17 | 0.83 |
| <i>Quercus castanea</i> | | | | | |
| Retoño | 0.1923 | 0.3225 | 0.1-15.3 | 39 | 0.86 |
| <i>Quercus rugosa</i> | | | | | |
| Retoño | 0.4237 | 0.8435 | 0.2-12 | 38 | 0.81 |
| <i>Quercus laeta</i> | | | | | |
| Retoño | 0.3154 | 0.7609 | 0.4-10 | 23 | 0.64 |
| <i>Prunus serotina</i> | | | | | |
| Retoño | 0.1236 | 0.1159 | 0.3-9 | 21 | 0.76 |
| <i>Brickellia pendula</i> | | | | | |
| Retoño | 0.2310 | -0.0958 | 1.6-59.2 | 24 | 0.94 |
| <i>Ageratina glabrata</i> | | | | | |
| Retoño | 0.0761 | -0.0274 | 0.4-83 | 27 | 0.90 |
| <i>Nicotiana glauca</i> | | | | | |
| Retoño | 0.1292 | 0.1779 | 0.3-35.5 | 32 | 0.82 |
| <i>Stevia serrata</i> | | | | | |
| Retoño | 0.0532 | 0.0279 | 1.1-29.6 | 27 | 0.81 |
| <i>Valeriana sorbifolia</i> | | | | | |
| Retoño | 0.0279 | -0.0595 | 0.5-125.8 | 38 | 0.92 |

Cuadro 2. Ecuaciones generadas en este trabajo para estimar la fitomasa leñosa de plantas arbustivas del ANP Ecoguardas. El modelo no lineal utilizado se encuentra en la forma $B = a(D10)^b$, donde B es la biomasa leñosa de los tallos (en g) y $D10$ es el diámetro de los tallos a 10 cm de altura (en cm).

| Especie | a | b | Rango (cm) | n | r^2 |
|-----------------------------|--------|--------|------------|-----|-------|
| <i>Brickellia pendula</i> | 40.435 | 2.1632 | 0.2-1.9 | 14 | 0.94 |
| <i>Ageratina glabrata</i> | 67.112 | 3.1711 | 0.2-1.5 | 16 | 0.97 |
| <i>Salvia tiliifolia</i> | 29.605 | 1.9605 | 0.2-0.9 | 12 | 0.95 |
| <i>Stevia serrata</i> | 49.199 | 2.9623 | 0.3-1.7 | 13 | 0.93 |
| <i>Valeriana sorbifolia</i> | 174.54 | 3.1789 | 0.3-1.1 | 13 | 0.92 |

Cuadro 3. Almacén de carbono del estrato arbóreo del ANP Ecoguardas. Se presenta el estadístico de Wilcoxon (W) y su valor de P asociado. $N=9$.

| Componente | Bosque Mg C/ha $\pm e.e$ | Matorral Mg C/ha $\pm e.e$ | W | P |
|------------|--------------------------------|----------------------------------|-----|-------|
| Tallos | 142.9 \pm 32.9 | 1.4 \pm 0.9 | 81 | <0.05 |
| Foliar | 17.2 \pm 4.2 | 0.2 \pm 0.1 | 81 | <0.05 |
| Total | 160.1 \pm 35.5 | 1.7 \pm 1.0 | 81 | <0.05 |

Cuadro 4. Almacén de carbono del estrato arbustivo del ANP Ecoguardas, Tlalpan, Cd. Mx. Se presenta el estadístico de Wilcoxon (W) y su valor de P asociado. $N=9$.

| Componente | Bosque Mg C/ha $\pm e. e.$ | Matorral Mg C/ha $\pm e. e.$ | W | P |
|------------|----------------------------------|------------------------------------|-----|------|
| Tallos | 2.3 \pm 1.3 | 1.4 \pm 0.6 | 40 | 0.74 |
| Foliar | 0.3 \pm 0.1 | 0.2 \pm 0.1 | 48 | 0.55 |
| Total | 2.6 \pm 1.3 | 1.7 \pm 0.5 | 42 | 0.61 |

Cuadro 5. Almacén de carbono del mantillo (Mg C /ha \pm e. e.) en los dos tipos de vegetación del ANP Ecoguardas, Tlalpan, Cd. Mx. N = 18.

| Componente | Bosque Mg C/ha \pm e. e. | Matorral Mg C/ha \pm e. e. | W | P |
|------------|----------------------------------|------------------------------------|----|-------|
| Tallos | 3.1 \pm 0.6 | 0.8 \pm 0.1 | 73 | <0.05 |
| Foliar | 6.2 \pm 1.3 | 1.4 \pm 0.3 | 71 | <0.05 |
| Total | 9.3 \pm 1.5 | 2.2 \pm 0.4 | 76 | <0.05 |

En comparación con otros estudios, se observa que el valor promedio del almacén de C en el ANP Ecoguardas (211 Mg C/ha) se encuentra dentro de los rangos reportados a nivel mundial y por encima de la media del estudio de Whittaker (1975) para bosques templados perennifolios (media: 164.5; rango: 28.2-940 Mg C/ha). Por otra parte, los valores registrados en el matorral xerófilo (13.2 Mg C/ha) se encuentran por debajo de la media y en el límite inferior del rango reportado por Whittaker (1975) para matorrales semidesérticos a nivel mundial (media 32.9; rango: 4.7-18.8 Mg C/ha). Al considerar los valores obtenidos de ecosistemas del Valle de México, se encuentra que los almacenes encontrados en este estudio (160 Mg C/ha) superan los registrados para un bosque de oyamel (93.4 Mg C/ha; Almeida *et al.*, 2007) y un bosque de pino (47 Mg C/ha; SEDEMA, 2012), lo cual indica que la capacidad de almacenamiento en el encinar de este lugar puede ser mayor debido a la joven edad del bosque y a que los encinos son grandes captadores de CO₂ en comparación con otro tipo de bosques templados (Silva-Arredondo y Navar-Chaidez, 2009).

De manera general, el ANP Ecoguardas utiliza su producción en vegetación para brindar una serie de servicios ecosistémicos, entre los cuales destacan el servicio de hábitat para un gran número de especies, la provisión de recursos genéticos y el almacén de C (GODF, 2006). No obstante esta ANP ofrece muchos otros servicios de gran valor para la megaurbe: la productividad primaria y los servicios culturales de educación ambiental y recreación (GODF, 2006), por lo que debe garantizarse su protección en el futuro lejano.

Conclusiones

La generación de ecuaciones obtenidas es de gran utilidad por su alto nivel de precisión. El almacén de carbono en el ANP Ecoguardas es de 23 751 Mg C, lo cual implica que éste contribuye a mitigar el aporte de gases de efecto invernadero de la principal ciudad del país.

El ANP Ecoguardas debe ser conservado por los múltiples e importantes servicios ambientales que presta, incluyendo el de almacén de carbono.

Literatura citada

- Almeida-Leñero, L., M. Nava, A. Ramos, M. Espinoza, M. Ordoñez y J. Jujnovsky. 2007. Servicios ecosistémicos en la Cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. *Gaceta Ecológica* 1:84-85
- Cano-Santana, Z. 1994. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófila. Tesis doctoral. Unidad Académica de los Ciclos Profesional y de Posgrado, Colegio de Ciencias y Humanidades y Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 198 pp.
- GODF. 2006. Decreto por el que se establece como Área Natural Protegida del Distrito Federal con categoría de Zona de Conservación Ecológica, el área conocida con el nombre de "Ecoguardas". *Gaceta Oficial del Distrito Federal*. Gobierno del Distrito Federal 141: 6-21.
- IPCC. 2000. Special report on land use change and forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Reino Unido. 375 pp.
- Lot, A. y Z. Cano-Santana. 2009. Biodiversidad del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 538 pp.



- Martinez-Yirizar, A., J. Sarukhan, A. Perez-Jimenez, E. Rincon, M. Maass, A. Solis- Magallanes and L. Cervantes. 1992. Aboveground phytomas of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, México. *Journal of Tropical Ecology* 8:87-96.
- Mokany, K., R. J. Raison and A. Prokushkin. 2006. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12:84-96.
- Navar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbón stocks for forest of Northwestern, México. *Forest Ecology and Management* 257:427-434.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias biológicas* 8:59-129.
- Santillán, R. G. 2004. Centro de Educación e Investigación Ambiental en el Parque Ecoguardas del Ajusco. Tesis de licenciatura. Facultad de Arquitectura Universidad Nacional Autónoma de México, México. 212 p.
- SEDEMA. 2012. Reporte de biodiversidad de la Ciudad de México. Secretaría del Medio Ambiente, Dirección general de zoológicos y vida silvestre. Cd. Mx., México.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano Southwestern Basin of México City. *Journal of volcanology and Geothermal Research* 104:45-64.
- Silva-Arredondo, F. M. y J. Navar-Chaidez. 2009. Estimación de factores de expansión de carbono en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Revista Chapingo: Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente* 15:155-163.
- Whittaker, R. H. 1975. *Comunities and Ecosystems*. Mac Millan Publishing, New York.

5.22 Biomasa aérea y radicular de herbáceas, en Nuevo León

Yerena-Yamallel José I.¹; Jiménez-Pérez Javier¹ y Alanís-Rodríguez Eduardo¹

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional Km 145, CP 67700, Linares, Nuevo León, México.

Autor para correspondencia: israel.yerena@gmail.com

Resumen

El objetivo del estudio fue estimar la biomasa aérea y radicular en especies de pastos en Nuevo León bajo diferente uso de suelo: pastoreo, conservación, agricultura y zona urbana. En varias localidades de la región se realizaron tres sitios al azar por especie, de 30 x 30 cm, recolectando tanto la parte aérea como la radicular. Las muestras fueron lavadas y secadas al ambiente, posteriormente se pesaron y se colocaron en una estufa de secado a 75 °C de temperatura durante 48 h hasta obtener un peso constante. Para determinar la biomasa seca se realizó por comparación entre los pesos iniciales y finales de las muestras procesadas. En total se muestrearon 23 especies, resultando *Panicum maximum* con la mayor reserva de biomasa aérea con 16.22 ton/ha y *Cyperus rotundus* con la menor con 0.74 ton/ha. *Pennisetum ciliare* presentó la biomasa radicular mayor con 8.96 ton/ha y *Cenchrus echinatus* la menor con 0.22 ton/ha. Se realizó una correlación a cada una de las especies, para determinar el grado de asociación entre la biomasa aérea y radicular, *Cyperus virens* obtuvo el valor máximo positivo $r=0.984$ y *Bothriochloa ischaemum* independencia aleatoria $r=0$. La biomasa entre las especies presentó una variación de acuerdo al uso de suelo.

Palabras clave: *pastos; Panicum maximum; uso de suelo.*

Abstract

The objective of the study was to estimate aboveground and belowground biomass in pasture species in Nuevo León under different land use: grazing, conservation, agriculture and urban areas. In several localities of the region, three sites are randomized per species, 30 x 30 cm, collecting both aboveground and belowground biomass. The samples were washed and dried in the environment, after being weighed and placed in a drying oven at 75 °C temperature for 48 h until a constant weight was obtained. To determine the dry biomass was realized by comparison between the initial and final weights of the samples processed. In total, 23 species were sampled, resulting in *Panicum maximum* with the largest reserve of aboveground biomass with 16.22 ton/ha and *Cyperus rotundus* with the lowest with 0.74 tons/ha. *Pennisetum ciliare* presented the major *belowground* biomass with 8.96 tons/ha and *Cenchrus echinatus* the lowest with 0.22 ton/ha. A correlation was realized to each species, to determine the degree of association between aboveground and *belowground* biomass, *Cyperus virens* obtained the positive maximum value $r=0.984$ and *Bothriochloa ischaemum* random independence $r=0$. The biomass between the species presented a variation according to land use.

Key words: *pasture; Panicum maximum; land use.*

Introducción

Los pastizales son recursos naturales que el hombre no ha sabido explotar apropiadamente; como consecuencia, es frecuente que de estos se obtengan bajos niveles productivos, pérdidas de cobertura vegetal, diversidad vegetal, agua y suelo debido a la sobre utilización vía pastoreo (Serna *et al.*, 2004;



Gutierrez, 2005). Estos son ecosistemas naturales que se utilizan principalmente para la producción de ganado doméstico, proporcionando carne, leche, lana y pieles para la sociedad (White *et al.*, 2000).

Los pastizales pueden contribuir a mitigar el cambio climático al almacenar y capturar carbono, incluso en mayor medida que los bosques, informa la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) en el estudio *Review of Evidence on Drylands Pastoral Systems and Climate Change* (FAO, 2010).

En los pastizales predomina el carbono subterráneo, localizada principalmente en las raíces y la materia orgánica, muchas especies se han adaptado para soportar el sobrepastoreo y daños ocasionados por el fuego, este último es un factor clave para evitar la invasión de especies leñosas que afectan en gran medida las reservas de carbono del ecosistema (Jackson *et al.*, 2002).

Una contribución importante para abatir el aumento de CO₂ en la atmósfera es incrementar los reservorios de carbono (C) edáfico, el cual tiene tiempos medios de residencia más prolongados que la vegetación. En este sentido, las tierras de pastoreo juegan un papel importante en el secuestro de C, ya que los pastizales contribuyen a mitigar el cambio climático global al almacenar C en la biomasa por el proceso de la fotosíntesis y en el suelo por el ciclo del C (Conant *et al.*, 2005). No obstante, se han efectuado pocas investigaciones sobre especies subtropicales de pastizales como potenciales reservas de C en el suelo, y son menos aun los que evalúan el efecto de tratamientos de manejo sobre el mismo (Lal, 2004).

Se considera que los sistemas con pastos, a diferencia de los cultivos anuales de ciclo corto, poseen un ciclo continuo de iniciación, crecimiento y muerte de unidades individuales (tallos aéreos, rizomas o estolones en gramíneas, y ramas y raíces en leguminosas), las cuales generan materia orgánica (Fisher y Trujillo, 2000).

Las tierras de pastoreo tienen el potencial para almacenar carbono en el suelo y ayudan a mantener un balance a favor de una menor liberación de CO₂ mediante prácticas sostenibles y los habitantes del mundo necesitan de las prácticas agrícolas que mejoren el almacenamiento del carbono y la productividad, para beneficiar a las comunidades de los productores. Es por ello importante conocer los beneficios que poseen la conservación y mejoramiento de las tierras de pastoreo, pensar en la sostenibilidad de los recursos naturales, en la reducción de los gases de efecto invernadero y en el bienestar para nuestras generaciones presentes y futuras.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en los municipios de Linares y Montemorelos, ubicados en el estado de Nuevo León. El tipo de uso de suelo de las áreas de estudio fueron: agrícola, conservación, pecuario (equino), pecuario (vacuno) y zona urbana.

Metodología

Se seleccionaron 21 especies, fue dependiente donde se consiguió permiso para realizar colecta (Cuadro 1). Para la estimación de la biomasa se utilizó un diseño de muestreo aleatorio, por cada especie se realizaron tres sitios de muestreos cuadrangulares de 30 x 30 cm. Se utilizó el método destructivo para estimar la disponibilidad, este método es el más preciso de estimar el rendimiento de forrajes, pero por lo general se necesitan un gran número de muestras para tener estimaciones más confiables. El corte y pesado, además de ser una técnica destructiva es costoso en términos de tiempo y trabajo. Una vez elegidos los individuos, con la ayuda de una pala se extrajo la biomasa dentro del área de muestreo, tanto la parte aérea como la radicular, procurando tener cuidado de no cortar las raíces. Se procedió a lavar los

individuos retirando cuidadosamente los restos de tierra, esto con la finalidad de no alterarlos resultado, una vez limpias se pusieron a secar al aire libre durante 8 h. Colectadas y limpiadas las muestras, se separó la parte aérea de la radicular con unas tijeras, y posteriormente se determinó el peso verde con la ayuda de una báscula digital. Cada una de las muestras se colocaron en una bolsa de papel con los datos correspondientes (N° de especie, N° de muestra, parte de la planta y condiciones en las que se encuentra) se procedió a colocarlas en la estufa de secado a una temperatura de 76 °C durante 48 h. Después se procedió a pesar nuevamente cada una de las muestras y con esto se determinó una relación peso seco-húmedo. Para cada muestra se calculó el contenido de humedad con la Ecuación 1.

$$CH = \frac{(Phs - Pss)}{Pss} * 100 \quad (1)$$

donde, CH = contenido de humedad (%), Phs = peso húmedo submuestra (g) y Pss = peso seco submuestra (g).

Con el contenido de humedad se calculó la proporción del peso húmedo que corresponde a biomasa (ecuación 2).

$$B = \frac{PhBt}{1 + \left(\frac{CH}{100}\right)} \quad (2)$$

donde, B = biomasa seca (g), $PhBt$ = peso húmedo total de biomasa (g) y CH = contenido de humedad (%).

Resultados y Discusión

La especie *Panicum maximum* resultó con mayor biomasa aérea y *Pennisetum ciliare* con mayor biomasa radicular. Ambas especies se encuentran en zonas de conservación, lo que nos lleva a pensar que en esa zona las especies se desarrollen mejor debido a que existe poca intervención del ser humano en comparación con las demás áreas. Según la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO) estas especies son altamente forrajeras, sin embargo si no son manejadas adecuadamente, pueden comportarse como malezas e invasoras. La mayoría de las especies con mayor biomasa, tanto aérea como radicular el uso del suelo donde se ubican es conservación, así como también pertenecen a la familia *Poaceae*, por lo que se puede especular que dichas especies pertenecientes a esta familia tienen mayor productividad. En cuanto a los de menor biomasa, el uso del suelo es diferente, se encuentran en zonas donde ha existido una gran intervención humana, por lo que no tuvieron las condiciones adecuadas para desarrollarse (Cuadro 1).

Cuadro 1. Biomasa aérea y radicular (toneladas/hectárea).

| No. | Especie | Uso de suelo | Biomasa Radicular | Biomasa Aérea |
|-----|-------------------------------|--------------|-------------------|---------------|
| 1 | <i>Dichanthium annulatum</i> | Conservación | 1.19 | 2.89 |
| 2 | <i>Panicum maximum</i> | Conservación | 4.74 | 16.22 |
| 3 | <i>Bothriochloa decipiens</i> | Agrícola | 0.67 | 1.19 |
| 4 | <i>Cenchrus echinatus</i> | Agrícola | 0.22 | 1.7 |
| 5 | <i>Panicum hallii</i> | Agrícola | 1.85 | 4.07 |
| 6 | <i>Sorghum halepense</i> | Agrícola | 0.59 | 4.44 |
| 7 | <i>Eustachys petraea</i> | Conservación | 4.3 | 8.67 |
| 8 | <i>Pennisetum ciliare</i> | Conservación | 8.96 | 12.67 |
| 9 | <i>Bouteloua curtipendula</i> | Conservación | 0.44 | 0.78 |
| 10 | <i>Bothriochloa ischaemum</i> | Conservación | 0.67 | 0.81 |
| 11 | <i>Brachiaria brizantha</i> | Agrícola | 0.89 | 2.07 |



Continuación Cuadro 1...

| No. | Especie | Uso de suelo | Biomasa Radicular | Biomasa Aérea |
|-----|-------------------------------|-----------------|-------------------|---------------|
| 12 | <i>Setaria viridi</i> | Pecuario equino | 1.56 | 4.96 |
| 13 | <i>Cynodon dactylon</i> | Conservación | 2.52 | 1.04 |
| 14 | <i>Eleusine indica</i> | Conservación | 3.41 | 2.67 |
| 15 | <i>Paspalum notatum</i> | Conservación | 4.44 | 3.7 |
| 16 | <i>Aristida adscensionis</i> | Conservación | 0.44 | 0.74 |
| 17 | <i>Andropogon gerardii</i> | Pecuario vacuno | 2.96 | 4.15 |
| 18 | <i>Cynodon plectostachyus</i> | Pecuario equino | 1.44 | 5.19 |
| 19 | <i>Cyperus virens</i> | Pecuario equino | 4.15 | 13.93 |
| 20 | <i>Melinis repens</i> | Zona Urbana | 2.07 | 9.19 |
| 21 | <i>Cyperus rotundus</i> | Zona Urbana | 0.41 | 0.74 |

Las especies resultaron con una fuerte correlación, respecto a la biomasa aérea y radicular siendo resultantes *Cyperus virens*, *Brachiaria brizantha* y *Eleusine indica* las mayores correlaciones positivas, esto quiere decir que si la parte aérea incrementara su biomasa, también lo hará la parte radicular; por otra parte las especies *Melinis repens*, *Sorghum halepense* y *Bouteloua curtipendula* obtuvieron las mayores correlaciones negativas, dicho de otra manera, solo se incrementa una variable. Con respecto al uso del suelo, tres son de conservación, dos agrícola y uno de zona urbana por lo cual no existe una relación entre el desarrollo de la especie y el tipo de uso de suelo. Sin embargo, se identificaron las familias de estas especies y resultó que *Cyperus virens* pertenece a la familia *Cyperaceae*, las demás son de la familia *Poaceae*, por lo que existe una relación entre la familia y su crecimiento (Cuadro 2).

Cuadro 2. Correlaciones de la biomasa aérea con radicular.

| Especie | Uso de suelo | r |
|-------------------------------|-----------------|--------|
| <i>Dichanthium annulatum</i> | Conservación | 0.849 |
| <i>Panicum maximum</i> | Conservación | -0.665 |
| <i>Bothriochloa decipiens</i> | Agrícola | 0.427 |
| <i>Cenchrus echinatus</i> | Agrícola | 0.866 |
| <i>Panicum hallii</i> | Agrícola | -0.189 |
| <i>Sorghum halepense</i> | Agrícola | -0.993 |
| <i>Eustachys petraea</i> | Conservación | 0.978 |
| <i>Pennisetum ciliare</i> | Conservación | 0.672 |
| <i>Bouteloua curtipendula</i> | Conservación | -1 |
| <i>Bothriochloa ischaemum</i> | Conservación | 0 |
| <i>Brachiaria brizantha</i> | Agrícola | 0.982 |
| <i>Setaria viridi</i> | Pastoreo Equino | 0.924 |
| <i>Cynodon dactylon</i> | Conservación | 0.803 |
| <i>Eleusine indica</i> | Conservación | 0.982 |
| <i>Paspalum notatum</i> | Conservación | 0.721 |
| <i>Aristida adscensionis</i> | Conservación | 0.924 |
| <i>Andropogon gerardii</i> | Pastoreo Vacuno | 0.904 |
| <i>Cynodon plectostachyus</i> | Pastoreo Equino | 0.214 |
| <i>Cyperus virens</i> | Conservación | 0.984 |
| <i>Melinis repens</i> | Zona Urbana | -0.904 |
| <i>Cyperus rotundus</i> | Zona Urbana | 0.381 |
| | General | 0.675 |

Conclusiones

La biomasa de las 21 especies de pastos estudiadas oscila entre 1.15 ton/ha y 21.63 ton/ha, siendo la menor *Cyperus rotundus* y mayor *Pennisetum ciliare*. *Pennisetum ciliare*, *Panicum maximum* y *Cyperus virens* son las que resultaron con una mayor productividad y *Cyperus rotundus*, *Aristida adscensionis* y *Bouteloua curtipendula* la menor, estos datos varían debido a diversos factores tanto bióticos como abióticos.

Las mediciones brindan información importante en el sector pecuario, debido a la relación directa entre la biomasa consumida por día por los animales y el efecto que causan en la carga animal.

Agradecimientos

Al Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por el apoyo financiero otorgado al proyecto: Concentración de carbono en pastos de diferentes sistemas de uso de suelo, Clave: CT267-15.

Literatura citada

- Conant, R. T., K. Paustian, S. J. Del Grosso and W. J. Parton. 2005. Nitrogen pools and fluxes in grassland soils sequestering carbon. *Nutrient Cycling Agroecosystems* 71:239–248.
- Fisher, M. y W. Trujillo. 2000. Fijación de carbono por pastos tropicales en las sabanas de los suelos ácidos neotropicales. En: C. Pomareda, y H. Steinfeld (Eds.). *Intensificación de la ganadería en Centroamérica: beneficios económicos y ambientales*. CATIE/FAO/SIDA. San José, Costa Rica. 115 p.
- FAO. 2010. Review of Evidence on Drylands Pastoral Systems and Climate Change. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/a-i1135e.pdf> (Consulta: enero 16, 2017).
- Gutiérrez, L. R. 2005. Salud y condición del pastizal. En: II Simposio Internacional de manejo de pastizales. Memorias del taller para técnicos Inventario de pastizales. Zacatecas, Zacatecas. pp. 1-21.
- Jackson, L. E., I. Ramirez, R. Yokota, S. A. Fennimore, S. T. Koike, D. M. Henderson, W. E. Chaney, F. J. Calderon and K. Klonsky. 2002. On-farm assessment of organic matter and tillage management on vegetable yield, soil, weeds, pests, and economics in California. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103:443-463.
- Serna, P. A., A. F. Rubio y C. F. Echavarría. 2004. Áreas de exclusión; una opción para la rehabilitación y conservación de los pastizales. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Norte Centro. Campo Experimental Zacatecas. Folleto para Productores No. 27. 15 p.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623–1627.
- White, P. R., M. Murray and Rohweder. 2000. Pilot Analysis of Global Ecosystems-Grassland ecosystems. World Research Institute. Washinton D. C. 69 p.



5.23 Inventario del carbono orgánico del suelo en el estado de Campeche: Una propuesta metodológica

Kú-Quej Víctor¹; Pool-Novelo Luciano¹; Chi-Quej Jesús¹ y Mendoza-Vega Jorge¹

¹El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial, CP 24500, Lerma, Campeche.
Autor para correspondencia: jmendoza@ecosur.mx

Resumen

Para estimar los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS) por unidad de superficie, es indispensable contar con la densidad aparente del suelo (Dap), parámetro que frecuentemente está ausente en los estudios sobre la tierra. Por ejemplo, esta característica del suelo no existe en la base de datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía de México (INEGI). Aunado a este problema, el número de datos o perfiles de suelo reportados en México por unidad de superficie es muy reducido. Para el estado de Campeche se cuenta con sólo 181 perfiles con datos completos. Con la finalidad de utilizar las bases de datos disponibles del INEGI en la estimación del COS para el estado de Campeche. Se desarrollaron ocho funciones de regresión múltiple para la estimación de la Dap de las 14 unidades de suelo identificadas en la entidad. Los datos que se utilizaron para las funciones, carbono orgánico, textura y profundidad, se obtuvieron de 37 perfiles distribuidos en nueve de los 11 municipios del estado de Campeche. Las funciones de regresión lineal múltiple para los suelos Arenosol (AR) y Fluvisol (FL) para la obtención de la Dap resultaron robustas, con un coeficiente de variación muy bajo. En general, para algunos de los principales tipos de suelo en la región, la Dap obtenida en campo comparada con la calculada no difirió en gran medida. Se concluye que el desarrollo de funciones de regresión lineal múltiple para la estimación de la densidad aparente del suelo es prometedor.

Palabras clave: *modelo de regresión lineal; densidad aparente; perfil de suelo.*

Abstract

In order to estimate the soil organic carbon (SOC) per unit area and depth, it is essential to have the soil bulk density (Dap), parameter that often is not available in land surveys. For instance, this soil characteristic does not exist in the database of the Mexican Institute of Statics and Geography (INEGI). In addition, the number data and soil profiles reported in Mexico per unit area is very small. For the State of Campeche, only 181 profiles with complete data are available. With the goal of utilizing the available database of INEGI in the estimation of the SOC for the State of Campeche. Eighth multiple regression functions were developed to estimate the Dap in the 14 soil units identified in the State. The data that were utilized for the functions, organic carbon, texture and depth, were obtained from 37 profiles, done by the authors of the present study, in nine of the 11 municipalities of the State of Campeche. The functions of multiple regression for soils Arenosol (AR) and Fluvisol (FL) to obtain the Dap, turned out robust, having a low coefficient of variation. In general, for some of the main soil types of the region, la Dap estimated in the fields compared to the calculated, did not differ much. It was concluded, that the development of functions of lineal multiple regression to estimate the soil bulk density is promising.

Key words: *multiple regression functions, bulk density, soil profiles.*

Introducción

México se ubica entre los primeros 15 países con mayor contribución de gases de efecto invernadero (GEI) en el planeta (WRI, 2007), con emisiones al año de 748 252.2 Giga gramos de CO₂ equivalente (SEMARNAT, 2012). Los sectores con mayor aportación a la emisión de GEI en México son: energía (67.3%), agricultura (12.3%), procesos industriales (8.2%) y uso de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura (USCUSyS) (6.3%). En el estado de Campeche, el sector más importante es el USCUSyS, contribuyendo con cerca del 80% del total de emisiones, principalmente debido a la conversión de selvas a pastizales (Gobierno del Estado de Campeche, 2012).

Se considera que el suelo es el segundo reservorio más importante en el planeta después de los océanos (Malhi, 2002; Vergara-Sánchez *et al.*, 2004; Lal, 2005; Cotler *et al.*, 2016), es necesario entender la dinámica del carbono en el suelo y la vegetación; más aún en un estado donde 17.6% de la población económicamente activa se dedica a las actividades agropecuarias (STPS, 2017). Un primer paso es conocer las reservas de carbono en los diferentes tipos de suelo y coberturas de vegetación.

Para poder estimar los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS) por unidad de superficie, es indispensable contar con la densidad aparente del suelo (Dap), parámetro que frecuentemente está ausente en los estudios sobre la tierra. Por ejemplo, esta característica del suelo no existe en la base de datos de INEGI. Aunado a este problema, el número de datos o perfiles de suelo reportados por unidad de superficie es muy reducido. Para el estado de Campeche se cuenta con sólo 181 perfiles con datos completos. Otra complicación es la estimación del COS por unidad de suelo o más bien, unidad de asociaciones de suelos. INEGI (2011), incluye tres, dos y un tipo de suelo por unidad cartográfica; con las siguientes proporciones 60, 25 y 15%, 70 y 30% y 100% respectivamente.

El objetivo del presente trabajo fue desarrollar una propuesta metodológica para estimar el COS de los suelos del Estado de Campeche, utilizando las bases de datos del INEGI, las recomendaciones del IPCC (2003) y datos de perfiles de suelos de la región.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio es el estado de Campeche, ubicado en el sureste de la República Mexicana (Figura 1A), con una superficie de 56 858 km². El clima dominante es cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw) e invierno seco; en el extremo norte del estado el clima es semiárido (BS) y en el extremo sur oeste cálido húmedo con lluvias en verano (Am). La temperatura y precipitación promedio anual es 26.2 °C y 1272.8 mm, respectivamente (Orellana *et al.*, 2003). En la superficie estatal se identifican 13 unidades de suelos de acuerdo a la clasificación de la FAO (Bautista *et al.*, 2010), siendo los dominantes: Leptosol (33.4%), Vertisol (29.3%), Phaeozem (14.3%), Gleysol (10.5%) y Luvisol (3.6%). Campeche es uno de los estados de la República Mexicana con mayor cobertura de vegetación natural (60% de la superficie estatal), compuesta por selvas bajas caducifolias, selvas medianas sub-caducifolias, selvas altas perennifolias, manglares y otros humedales. Las actividades agropecuarias ocupan 30% del territorio del Estado (Mendoza *et al.*, 2010).

Metodología

Se revisó la base de datos nacional de perfiles de suelos (INEGI, 2014) y se seleccionaron 181 que corresponden al estado de Campeche, se descartaron 191 perfiles que carecían de la descripción completa. Para calcular el Carbono Orgánico del Suelo (COS) por hectárea, se utilizó la fórmula propuesta por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2003), que requiere de los datos

de carbono orgánico, densidad aparente (Dap) y porcentaje de partículas >2mm (piedras y raíces).

Debido a que la base de datos de INEGI carece de información sobre Dap, la misma se obtuvo a través de regresiones lineales múltiples (se explica más a detalle abajo) utilizando datos de 37 perfiles que fueron descritos en diez de los 14 tipos de suelo reportados en el estado de Campeche, siguiendo la metodología FAO (2007).

La densidad aparente de los 37 perfiles se obtuvo; para suelos no pedregosos, por el método del cilindro (Blake, 1968; USDA, 1999); para suelos pedregosos (Leptosol y Phaeozems), a través del método del pozo (Blake, 1968). Para el cálculo de la Dap se consideraron los separados del suelo; partículas <2 mm, de modo que al volumen total obtenido, se le restó el volumen ocupado por los fragmentos >2 mm, obteniéndose el volumen de los separados del suelo (V3) y con el valor de la masa de los separados del suelo (M) se obtuvo la Densidad Aparente del suelo ($M/V3=Dap$ del suelo).

Los fragmentos >2 mm fueron gravas y gravillas de $CaCO_3$, conchas, caracoles, corales y raíces de plantas, estos fragmentos se registraron como pedregosidad y raíces. En este proceso de separación de los fragmentos >2 mm se obtuvo el volumen y la masa de fragmentos pedregosos, separándolos de los fragmentos de raíces.

Con la Dap de los 37 perfiles descritos en el estado, se desarrollaron ocho funciones de regresión lineal múltiple utilizando el programa Minitab 17 (Minitab, 2010). Donde la variable dependiente fue Dap y las variables independientes fueron: textura (% de arena y % de arcilla), carbono orgánico y profundidad del horizonte. Algunos pares de suelos se agruparon por sus similitudes entre sí: Leptosol-Phaeozem, Vertisol-Gleysol y Luvisol-Nitisol; ahora, Fluvisol, Regosol, Histosol y Arenosol cada uno tuvo su regresión lineal múltiple. La asociación Luvisol-Nitisol se calculó por medio de dos regresiones: Luvisol-Nitisol_{Carso}, exclusiva para la región geológica del Cuaternario, ubicada en la región fisiográfica Carso yucateco. Y la regresión de Luvisol-Nitisol_{lomas} para la región fisiográfica Carso y lomeríos de Campeche.

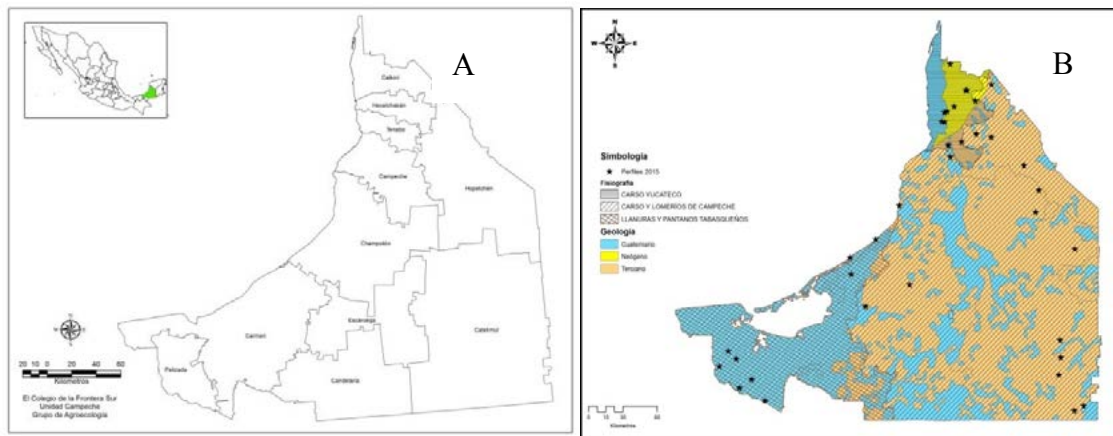


Figura 1. Localización del área de estudio (A) y ubicación de los 37 perfiles de muestreo (B).

Para los cuatro tipos de suelo que no se muestrearon y por tanto no tuvieron una función de regresión múltiple, se utilizó la función de suelos con características similares, usando las equivalencias presentadas en el Cuadro 1. A manera de comparación se presentan también valores de Dap de una base de datos trabajada por Batjes (1997).

Cuadro 1. Grupos de suelos a los que se les asigno una función de pedotransferencia en función de características similares.

| Grupo de suelo no descrito | Función utilizada | Dap(g/cm3) | Dap (g/cm3) (Batjes, 1997) |
|----------------------------|------------------------|------------|----------------------------|
| Cambisol | AR | 1.39 | 1.36 |
| Solonchak | AR | 1.39 | 1.48 |
| Lixisol | LV-NT _{lomas} | 1.36 | ND |
| Chernozem | LV-NT _{lomas} | 1.36 | 1.45 |

Con los datos de carbono orgánico (MO), textura y profundidad de los 181 perfiles de INEGI y las funciones de regresión múltiple (Cuadro 3) se calculó la Dap de cada uno de los perfiles. Una vez calculada la Dap, se identificaron algunos datos fuera del rango razonable, por lo que se revisó la información de cada perfil, detectando denominaciones de suelo incorrectas, estos perfiles de suelos fueron reclasificados. Posteriormente se calculó el COS ha⁻¹ para cada perfil/unidad de suelo, siguiendo la metodología propuesta por el IPCC (2003) en la Ecuación 1.

$$COS = \sum COS_{horizonte} = \sum ([COS] * Dap * Profundidad * (1 - frag) * 10)_{horizonte} \quad (1)$$

dónde, COS=carbono Orgánico del suelo, representativo del tipo de bosque y del suelo en cuestión, en toneladas de C ha⁻¹, COS_{horizonte}=contenido de Carbono orgánico del suelo para un horizonte de suelo constituyente, en toneladas de C ha⁻¹, [COS]=concentración de carbono orgánico del suelo para una masa de suelo dada obtenida de análisis de laboratorio en g C (kg de suelo)⁻¹, Dap=densidad aparente, Profundidad=profundidad del horizonte o espesor de la capa de suelo, en metros, frag=volumen porcentual del fragmentos gruesos/100 (fragmentos de diámetro mayor a 2 mm), sin dimensiones.

Mediante el software ARCGIS10, se sobrepusieron la capa de perfiles de suelo y la capa Edafológica de INEGI Serie II, con el objetivo de identificar la asociación de suelos en la que se ubica cada perfil y estimar el COS para cada tipo de suelo de la asociación. Primeramente se calculó la superficie del polígono en la que se encuentra el perfil o perfiles; se identificó la asociación de suelo y se calculó la superficie que ocupa dentro del polígono cada tipo de suelo comprendido en la asociación. El peso específico que se le asignó a cada unidad de suelo de la asociación fue siguiendo la recomendación dada por INEGI (2011): Asociación con tres tipos de suelo, el principal 60%, el secundario 25% y el terciario 15%; Asociación con dos tipos de suelo, el principal 70% y el secundario 30%; Polígono con un tipo de suelo ocupa 100%.

Una vez calculada la superficie proporcional que ocupa cada tipo de suelo de la asociación, se multiplicó por el COS del perfil de cada uno de los tipos de suelo de la asociación, obteniendo el COS total del polígono. En caso de que uno o varios de los tipos de suelo de cada asociación no estén representados con un perfil dentro del polígono, se toma el valor del perfil (mismo tipo de suelo) más próximo dentro de la misma región fisiográfica. Para conocer el uso del suelo en cada una de la asociaciones de suelos, se traslapó la carta edafológica serie II (INEGI, 2003), con la carta de uso del suelo y vegetación serie V (INEGI, 2014) mediante ArcMap10.

Resultados y Discusión

Se desarrollaron ocho funciones de regresión múltiple para la estimación de la densidad aparente de las 14 unidades de suelo identificadas en el estado de Campeche (Cuadro 2). Los datos que se utilizaron para las funciones se obtuvieron de 37 perfiles distribuidos en nueve de los once municipios del estado de Campeche, Candelaria y Escárcega no fueron muestreados. Se cubrieron las diversas regiones fisiográficas, así como las eras geológicas presentes en el estado (Figura 1B). La zona fisiográfica Carso yucateco, se encuentra dividida por tres eras geológicas: Cuaternario, Neógeno y terciario; en la primera encontramos condiciones contrastantes en topografía, suelos y vegetación (Butterling, 1985), por lo que se le dio un tratamiento diferenciado; generando un modelos de regresión lineal múltiple específica para la asociación de suelos Luvisol-Nitisol (LV-NTcarso) (Cuadro 2).

En la región Carso yucateco se realizaron 12 perfiles; tres para el cuaternario, siete para el Neógeno

y dos para el Terciario. En el Carso y lomeríos de Campeche se realizaron 16 perfiles; 15 en el Terciario y uno para el Cuaternario. Para la región Llanuras y pantanos tabasqueños se realizaron nueve perfiles, todos dentro del período Cuaternario (Figura 1B).

Las funciones de regresión lineal múltiple para los suelos Arenosol (AR) y Fluvisol (FL) resultaron robustas, con un coeficiente de variación muy bajo (Figura 2). Muy probablemente se debe a lo homogéneo en las propiedades de estos suelos. Por lo contrario, los Regosol (RG) e Histosol (HS) tienen un coeficiente de variación muy alto. En general, para algunos de los principales tipos de suelo en la región, la Dap obtenida en campo comparada con la calculada no difirió en gran medida (Figura 3).

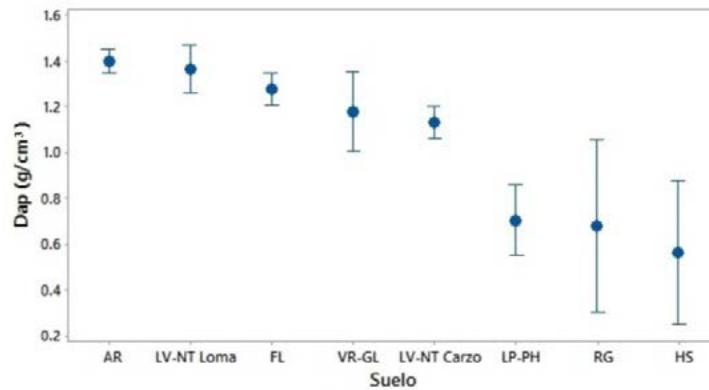


Figura 2. Densidad Aparente de Suelos de Campeche. Valores medios y sus coeficientes de variación.

Los suelos del estado de Campeche bajo diversos tipos de uso, acumulan COS en un amplio rango (entre 21 a 568 t ha⁻¹) (Cuadro 3). Son suelos que por su génesis e incipiente intensificación de uso, conservan aún buenos niveles de COS.

Cuadro 2. Funciones de regresión lineal múltiple para el cálculo de Densidad Aparente (Dap) en suelos del Estado de Campeche.

| Suelo | Dap (g/cm ³) | N | Función de regresión lineal múltiple |
|------------------------|--------------------------|----|---|
| LV-NT _{Carzo} | 1.14 ± 0.16 | 13 | Dap (g/cm ³) = 1.744 - 0.0204 MO - 0.01086 A - 0.00623 Ar + 0.000656 Pr |
| LV-NT _{lomas} | 1.36 ± 0.15 | 38 | Dap (g/cm ³) = 1.186 - 0.0483 MO + 0.00400 A - 0.00060 Ar + 0.001897 Pr |
| LP-PH | 0.69 ± 0.22 | 16 | Dap (g/cm ³) = -0.30 - 0.01355 MO + 0.0124 A + 0.0190 Ar + 0.00478 Pr |
| FL | 1.27 ± 0.03 | 19 | Dap (g/cm ³) = 1.404 + 0.0009 MO - 0.00173 A - 0.00206 Ar - 0.00005 Pr |
| VR-GL | 1.18 ± 0.18 | 8 | Dap (g/cm ³) = 0.327 - 0.0533 MO + 0.01518 A + 0.01390 Ar - 0.00348 Pr |
| HS | 0.56 ± 0.25 | 5 | Dap (g/cm ³) = -1.722 + 0.07092 MO + 0.03680 A - 0.3100 Ar + 0.05252 Pr |
| RG | 0.68 ± 0.30 | 5 | Dap (g/cm ³) = 2.366 - 0.2149 MO + 0.08923 A - 0.2356 Ar - 0.007015 Pr |
| AR | 1.39 ± 0.04 | 8 | Dap (g/cm ³) = 3.34 - 0.0970 MO - 0.0193 A - 0.0217 Ar - 0.000214 Pr |

N=Número de muestras en el análisis; MO=materia orgánica (%); A=arena (%); Ar=arcilla (%); Pr=profundidad (cm).

Cuadro 3. Contenido medio de carbono orgánico del suelo (Mg ha⁻¹) de las unidades de suelo identificadas en el estado de Campeche, por tipo de uso/coertura vegetal.

| Suelo | Agrícola | Pastizal | Forestal |
|-------|----------|----------|----------|
| LP | 59.29 | 20.44 | 41.22 |
| PH | 76.61 | 87.46 | 108.87 |
| CM | 88.36 | | 88.36 |
| CH | | | 136.88 |
| LV | 101.49 | 71.87 | 57.07 |
| NT | 155.00 | 112.58 | 114.43 |
| LX | | 156.25 | 91.08 |
| VR | 70.39 | 72.06 | 80.75 |
| GL | 44.16 | 101.82 | 194.48 |

Continuación Cuadro 3...

| Suelo | Agrícola | Pastizal | Forestal |
|-------|----------|----------|----------|
| HS | | 212.46 | 567.94 |
| RG | | 60.30 | 150.68 |
| SC | | | 238.43 |
| AR | | 52.26 | 52.26 |
| FL | | 59.64 | 47.91 |

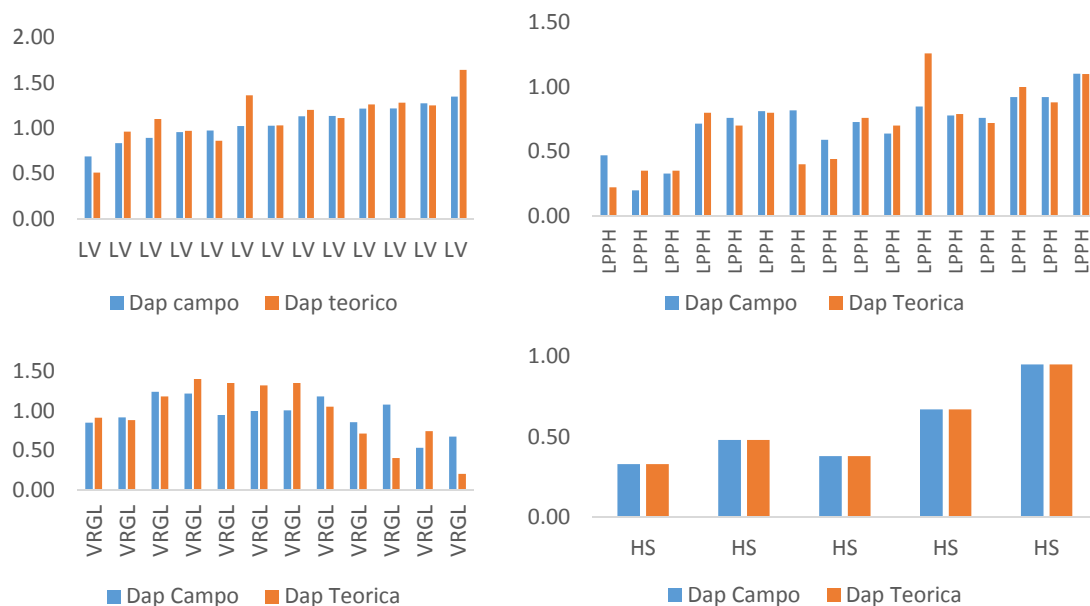


Figura 3. Densidad Aparente de los principales suelos de Campeche (Luvisol (LV), Leptosol-Phaeozem (LP-PH), Vertisol-Gleysol (VR-GL), Histosol (HS), obtenidas en campo y con sus respectivos modelos teóricos lineales múltiples.

Conclusiones

El desarrollo de funciones de regresión lineal múltiple para la estimación de la densidad aparente del suelo es prometedor. Principalmente para suelos de características homogéneas, especialmente aquellas utilizadas como variables independientes en las regresiones lineales, textura y contenido de carbono. Tal como los Arenosoles, que como su nombre lo señala, son de textura uniformemente arenosa.

También muy importante para el desarrollo de funciones de regresión y su mejor ajuste, es el número de datos utilizados. En el estado de Campeche, de acuerdo al INEGI (Carta edafológica serie II), se contabilizan 1202 polígonos de suelos asociados y, solamente 181 perfiles de suelos descritos. Para tener mayor robustez en las regresiones lineales múltiples, es necesario realizar una mayor cantidad de perfiles de suelos, buscando cubrir la mayor diversidad ambiental del estado de Campeche.

Literatura citada

- Butterling, J. 1985. Reconocimiento geológico preliminar del territorio de Quintana Roo. Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros 10(9-10).
- Cotler, H., M. Martínez y J. D. Etchevers. 2016. Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación y Políticas Públicas. Terra Latinoamericana 34:125-138.
- Black, C. A. 1965. Methods of soil analysis. Part. 1. American Society of Agronomy. C. A. Black (Ed.). Inc. Publisher. Madison, Wisconsin, U. S. A. pp. 374-390.
- Batjes, N. H. 1997. A World data set of derived soil properties by FAO-UNESCO soil unit for global modelling. Soil use and management 13:9-16.



- Gobierno del Estado de Campeche. 2012. Inventario Estatal de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en el Estado de Campeche. 234 p.
- INEGI. 2003. Carta edafológica Serie II, Escala 1:250 000. Formato vectorial. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2011. Guía para la interpretación de cartografía. Edafología Escala 1:250,000 serie II. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México. 32 p.
- INEGI. 2014. Conjunto de datos vectoriales Perfiles de suelos Escala 1:1 000 000 (formato electrónico). Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México. www.inegi.org.mx.
- INEGI. 2014. Uso del suelo y vegetación Serie V Escala 1:250 000. Conjunto de datos vectoriales. Periodo de toma de datos 2012 a 2013. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 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. pp 39-105
- USDA. 1999. Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. United State Department of Agricultural. Washington, U. S. A. 82 p.
- Vergara-Sánchez, M. A. J. D. Etchevers-Barra y M. Vargas-Hernández. 2004. Variabilidad del carbono orgánico en suelos de ladera del sureste de México. *Terra Latinoamericana* 22(3):359-367.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and manangement* 220:242–258.
- Malhi, Y. 2002. Carbon in the atmosphere and terrestrial biosphere in the 21st century. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 360(1801):2925-2945.
- Minitab. 2010. Minitab 17 Statistical Software. State College, PA: Minitab, Inc. www.minitab.com.
- STPS. 2017. Campeche, información laboral marzo 2017. Subsecretaría de Empleo y Producción Laboral. Secretaría del Trabajo y Previsión Social, México.
- WRI. 2007. Climate Analysis Indicator Tool (CAIT). Versión 4.0. Instituto de Recursos Mundiales. Washington, D. C., E. U. A. <http://cait.wri.org/cait.php>.

5.24 Transferencia de carbono de la hojarasca al suelo en los desiertos mexicanos

Briones O.¹; Búrquez A.²; Martínez-Yrizar A.²; Pavón N.³ y Perroni Y.⁴

¹Instituto de Ecología, A.C. Antigua Carretera a Coatepec No. 351, El Haya, CP 91070, Xalapa, Veracruz, México.

²Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 1354, CP, 83000, Hermosillo, Sonora, México.

³Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. AP 69, CP 42000, Pachuca, Hidalgo, México.

⁴Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana. Av. de las Culturas Veracruzanas 101, Col. Emiliano Zapata, CP 91090, Xalapa, Veracruz, México.

Autor para correspondencia: oscar.briones@inecol.mx

Resumen

Las zonas áridas y semiáridas mexicanas, representadas por una amplia variedad de matorrales xerófilos y pastizales, ocupan 54% de la superficie de México y los habitan más de 40% de la población nacional. En general, los estudios sobre el funcionamiento de estos ecosistemas fuertemente limitados por agua son aún escasos en México. La producción de hojarasca es la ruta principal de transferencia de la productividad primaria de la vegetación al suelo. Por su influencia en las propiedades del suelo es fundamental estimar la magnitud y procesos que controlan la transferencia de energía y carbono a través de este flujo. En 16 estudios publicados sobre este tema, la producción de hojarasca ha sido registrada en 12 sitios, principalmente en los desiertos Sonorense, Chihuahuense y las zonas Tamaulipeca y Poblana; todos ellos de corto plazo (1-3 años). Ningún estudio ha sido realizado en las zonas Hidalguense, Guerrerense, Tehuantepeca, Veracruzana y Yucateca. La producción promedio de hojarasca en esos estudios fue $2.85 \pm 0.615 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Siendo que la proporción promedio de carbono en las hojas y tallos de 24 especies dominantes en esos sitios fue 0.43, la entrada anual de carbono por el flujo de hojarasca ha sido en promedio de $1.23 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La magnitud y procesos que controlan la transferencia de carbono y energía de la vegetación al suelo en los desiertos mexicanos son similares a los de los desiertos tropicales y templados del mundo, en los que la disponibilidad de agua es el principal factor que regula la productividad primaria.

Palabras clave: *ciclo de carbono; productividad primaria; zonas áridas; México.*

Abstract

Arid lands in Mexico, represented by a wide variety of xeric shrublands and grasslands, occupy 54% of the country's area and are inhabited by more than 40% of its population. In general, studies analyzing ecosystem functioning in these water-limited ecosystems are scarce in Mexico. Litterfall production is the main route of transfer of the primary productivity from the vegetation to the soil. Because of the influence of litterfall on soil properties, this highlights the importance of analyzing the magnitude and processes controlling the transference of energy and carbon through this flux. In 16 published studies to date, litter production has been recorded in 12 sites, mainly in Tamaulipas, Sonora, Chihuahua and, Puebla arid zones; all short-term (1-3 years). No studies have been conducted in the Hidalgo, Guerrero, Tehuantepec, Veracruz and Yucatan arid zones. Mean litter production from these studies was $2.85 \pm 0.615 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. If the average carbon fraction in leaves and stems of 24 dominant desert species was 0.43, the annual carbon input through litterfall has been on average $1.231 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The magnitude and processes that control the carbon and energy transfer of vegetation to the soil in these Mexican deserts are close to those of the tropical and temperate deserts of the world, where water availability is the main factor regulating primary productivity.

Key words: *carbon cycle; primary productivity; arid zones; Mexico.*

Introducción

La productividad primaria neta (PPN) es la tasa de producción de biomasa por los organismos fotosintéticos y es el resultado de la cantidad de CO₂ absorbido durante la fotosíntesis y asimilada en los tejidos, menos la cantidad de CO₂ que las plantas liberan durante la respiración (Weathers *et al.*, 2013).

La producción de hojarasca es el principal componente de la PPN y por ello ha sido utilizada como un índice para estimar la PPN de los ecosistemas. En los bosques tropicales el cociente PPN total/producción foliar depende de la zona de vida y varía entre 1.5 y 5.0 (Brown y Lugo, 1982). La producción de hojarasca es afectada por los mismos factores climáticos y edáficos que afectan la PPN, tales como la precipitación, evaporación potencial, temperatura, elevación, composición de la vegetación, fertilidad del suelo y la topografía (Bray y Gorham, 1964). La producción primaria de los ecosistemas desérticos está limitada por la lluvia, disponibilidad de nutrimentos y potencial fotosintético de las plantas (Hadley y Szarek, 1981; Montaña *et al.*, 2016).

Los ecosistemas desérticos ocupan una gran extensión en México, principalmente en las regiones norte y centro del país. Por su variación climática, formas de vida y relaciones florísticas, las zonas desérticas de México fueron clasificadas a mediados del siglo pasado por Miranda (1955) como zonas áridas Sonorense, Chihuahuense, Tamaulipeca, Hidalguense, Poblana, Guerrerense y Tehuantepeca, así como Veracruzana y Yucateca (siendo estas dos últimas las de menor extensión y aisladas por regiones relativamente húmedas) y fueron representadas como matorrales xerófilos y pastizales áridos por Rzedowski (2006). Esas zonas áridas coinciden en lo general con las zonas delimitadas con el índice de aridez (IA) calculado como el cociente entre la precipitación media anual y la evaporación potencial, que representa la disponibilidad hídrica para los ecosistemas (Figura 1). Los desiertos hiperáridos (IA=<0.05), áridos (IA= 0.05-0.20) y semiáridos (IA=0.20-0.50) cubren 0.67%, 18.91% y 34.77% de la superficie total de 195 924.8 km² del país, respectivamente (CONAFOR-UACH, 2013).

El objetivo de este trabajo fue estimar la transferencia de carbono de la vegetación al suelo y conocer los procesos que determinan la producción de hojarasca en los desiertos mexicanos.

Materiales y Métodos

Se realizó una síntesis de las publicaciones a la fecha sobre la producción de hojarasca y contenido de carbono realizados en los desiertos (matorrales xerófilos y pastizales áridos *sensu* Rzedowski, 2006) de México.

Resultados y Discusión

Producción de hojarasca

La metodología para la estimación de la caída de hojarasca ha consistido en utilizar trampas de hojarasca, siguiendo un protocolo estándar para la colecta de hojas, ramas delgadas, flores, frutos, semillas e insectos muertos que caen de la vegetación al suelo. Los estudios se centraron en el componente fino (fine litterfall) que incluyó fragmentos leñosos con un diámetro <1 cm. Por lo anterior, no se proporcionó conocimiento sobre la entrada al suelo de la biomasa muerta de ramas gruesas y troncos (coarse litterfall). La superficie de colecta de las trampas ha oscilado entre 0.0025-1.0 m², el número de trampas por sitio entre 7-100 y las muestras han sido colectadas de las trampas cada 30 d, en ocasiones 15 d, durante 1-3 años. La producción de hojarasca ha sido medida en 16 estudios y 12 sitios en las zonas desérticas Tamaulipeca, Sonorense, Chihuahuense y Poblana, pero ninguno en las zonas Hidalguense, Guerrerense, Tehuantepeca, Veracruzana y Yucateca (Figura 1; Cuadro 1).

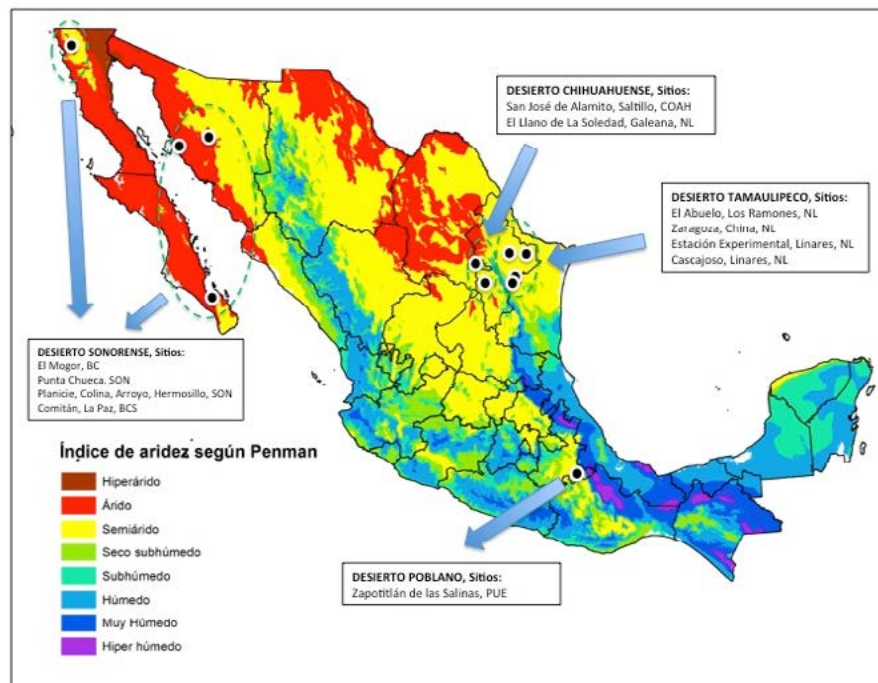


Figura 1. Sitios de los desiertos mexicanos en donde se ha estimado la producción de hojarasca, localizados sobre el mapa de índice de aridez de CONAFOR-UCh (2013).

Cuadro 1. Producción de hojarasca en las zonas áridas y semiáridas (ZA) de México. FL+Fr.=Flores y Frutos, PMA=Precipitación Media Anual, TMA=Temperatura Media Anual, Ta=Tamaulipeca, So=Sonorenses, Ch=Chihuahuense, Po=Poblana, Ref.=Referencia, NA=sin dato.

| Sitio | ZA | Total (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹) | Hojas (%) | Ramas (%) | Fl. + Fr. (%) | Otros (%) |
|-------------------------------------|----|---|--------------|--------------|------------------|--------------|
| Estación Experimental, Linares, NL | Ta | 6.304 | 77.6 | 13.6 | 8.0 | 0.8 |
| Cascajoso, Linares, NL | Ta | 6.527 | 86.0 | 3.9 | 8.3 | 1.7 |
| El Abuelo, Los Ramones, NL | Ta | 4.472 | 67.0 | 11.2 | 14.9 | 6.8 |
| Zaragoza, China, NL | Ta | 6.743 | 68.5 | 15.2 | 8.5 | 7.8 |
| Estación Experimental, Linares, NL | Ta | 4.788 | 66.3 | 22.0 | 7.4 | 4.3 |
| El Abuelo, Los Ramones, NL | Ta | 3.215 | 48.0 | 15.0 | 30.8 | 6.2 |
| Zaragoza, China, NL | Ta | 4.316 | 56.6 | 14.9 | 21.6 | 6.7 |
| Estación Experimental, Linares, NL | Ta | 4.629 | 65.8 | 16.2 | 12.6 | 5.3 |
| Comitán, La Paz, BCS | So | 1.200 | 32.7 | 62.5 | 4.8 | NA |
| Arroyo, Hermosillo, SON | So | 3.570 | 56.8 | 26.6 | 16.6 | NA |
| Colina, Hermosillo, SON | So | 1.574 | 63.6 | 24.5 | 11.9 | NA |
| Planicie, Hermosillo, SON | So | 0.595 | 59.2 | 9.4 | 31.4 | NA |
| Punta Chueca, SON | So | 0.20 | 53.1 | 36.2 | 8.1 | NA |
| El Llano de La Soledad, Galeana, NL | Ch | 1.625 | 47.7 | 24.6 | 21.3 | 4.3 |
| San José de Alamito, Saltillo, COAH | Ch | 4.071 | 53.2 | 20.3 | 20.2 | 7.6 |
| Zapotitlán, PUE | Po | 0.253 | 81.2 | 9.7 | 9.1 | NA |

Continuación Cuadro 1...

| Altitud (m) | PMA (mm) | TMA (°C) | Coord. N | Coord. O | Ref. |
|----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------|
| 350 | 805 | 22.3 | 24°47' | 99°32' | 1 |
| 300 | 672 | 21.0 | 24°54' | 99°32' | 1 |
| 200 | 700 | 22.0 | 25°40' | 99°27' | 2 |
| 200 | 533.3 | 22.0 | 25°31' | 99°16' | 2 |
| 350 | 805 | 22.3 | 24°47' | 99°32' | 2 |
| 200 | 700 | 22.0 | 25°40' | 99°27' | 3 |
| 200 | 533.3 | 22.0 | 25°31' | 99°16' | 3 |
| 350 | 805 | 22.3 | 24°47' | 99°32' | 3 |
| 19 | 173.6 | 23.8 | 24°08' | 110°26' | 4 |
| 250 | 335 | 24.5 | 29°01' | 110°57' | 5 |
| 250 | 335 | 24.5 | 29°01' | 110°57' | 5 |
| 250 | 335 | 24.5 | 29°01' | 110°57' | 5 |
| 10 | 132 | 20.5 | 29°04' | 112°09' | 6 |
| 1863 | 325 | 16.7 | 24°51' | 100°44' | 7 |
| 1895 | 304 | 17.4 | 24°54' | 100°46' | 7 |
| 1520 | 402 | 21.4 | 18°19' | 97°28' | 8 |

Ref.: 1 González-Rodríguez *et al.* (2011); 2 González-Rodríguez *et al.* (2008); 3 López-Hernández *et al.* (2013); 4 Maya y Arriaga (1996); 5 Martínez-Yrizar *et al.* (1999); 6 Díaz-Martínez (2001); 7 González-Rodríguez *et al.* (2013); 8 Pavón *et al.* (2005).

La producción promedio de hojarasca en los desiertos de México es 2.852 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (error estándar=0.615, n=12 sitios, Cuadro 1). Los valores más altos (6.527 Mg ha⁻¹ año⁻¹) se registraron en la zona desértica Tamaulipeca, mientras que los más bajos (0.20 Mg ha⁻¹ año⁻¹) en la Sonorense. Valores más bajos han sido reportados para los desiertos de Mohave (0.194 Mg ha⁻¹ año⁻¹, en 1975; Strojan *et al.*, 1979) y desiertos fríos de *Artemisia tridentata* (0.15 Mg ha⁻¹ año⁻¹; West, 1983) en Estados Unidos. En contraste, para comunidades arbustivas perennifolias con clima mediterráneo y frío de ese país, se reportó un valor más alto, de 7.83 Mg m⁻² año⁻¹ (Ehleringer y Mooney, 1982). En los desiertos de México la producción anual promedio de hojarasca estuvo significativamente asociada con la precipitación promedio anual (producción de hojarasca Mg ha⁻¹ año⁻¹= -0.455467 + 0.0078571* precipitación (mm); r²=0.56, P=<0.00001, n=12), pero no estuvo correlacionada con la temperatura promedio anual, ni con la latitud. La producción de hojas, como en la mayoría de los ecosistemas terrestres, fue el componente que más contribuyó a la producción anual de hojarasca en los sitios estudiados (Cuadro 1). Por lo anterior, no fue sorprendente encontrar que la producción de hojas en la hojarasca y la producción de hojarasca estuviesen positivamente correlacionadas (producción de hojarasca (Mg ha⁻¹ año⁻¹)= 0.5615294+1.2519858*producción de hojas en hojarasca (Mg ha⁻¹ año⁻¹); r²=0.93; P<0.0001). Una ecuación similar entre la producción de hojarasca y la producción de hojas en la hojarasca fue reportada para los ecosistemas terrestres del mundo (producción de hojarasca (Mg ha⁻¹ año⁻¹)= 0.20006+1.38425*producción de hojas en hojarasca (Mg ha⁻¹ año⁻¹); r²=0.86; Meentemeyer *et al.*, 1982).

Con base en los estudios en los desiertos mexicanos que han determinado el contenido de nutrientes en la hojarasca, principalmente carbono, nitrógeno y fósforo, primordiales elementos del ciclo de nutrientes, el promedio de la proporción del contenido de carbono en las hojas de 24 especies desérticas fue 0.43, mientras que en los tallos fue 0.44 (Cuadro 2). El promedio de la proporción del contenido de nitrógeno en las hojas fue 2.3% y en el tallo fue 1.3%.

Cuadro 2. Contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) en hojas y tallos de especies de las zonas áridas y semiáridas de México. ee=error estándar, v=vivo, m=muerto, ZA=zona árida, Ta=Tamaulipeca, So=Sonorese, Ch=Chihuahuense, Po=Poblana, Ref.=Referencia, NA=sin dato.

| Especie | ZA | Tejido | Hoja | | | | Tallo | | | | Ref. |
|-----------------------------------|----|--------|-------|------|-------|------|-------|-----|-------|------|------|
| | | | C (%) | ee | N (%) | ee | C (%) | ee | N (%) | ee | |
| <i>Acacia farnesiana</i> | Ta | v | 45.8 | 0.1 | 3.2 | 0.14 | 43.9 | 0.3 | 0.82 | 43.9 | 1 |
| <i>Acacia greggii</i> | Ta | v | 46.6 | 1.2 | 2.75 | 0.3 | 45.4 | 0.4 | 1.5 | 0.07 | 1 |
| <i>Acacia rigidula</i> | Ta | v | 50 | 0.1 | 2.34 | 0.1 | NA | NA | NA | NA | 1 |
| <i>Celtis pallida</i> | Ta | v | 37.6 | 0.4 | 3.64 | 0.12 | 44.3 | 0.2 | 1.69 | 0.12 | 1 |
| <i>Colubrina texensis</i> | Ta | v | 43.2 | 1.3 | 2.8 | 0.3 | 45.4 | 0.3 | 1.37 | 0.07 | 1 |
| <i>Condalia hookeri</i> | Ta | v | 42 | 0.2 | 2.57 | 0.09 | 45 | 0.2 | 0.96 | 0.05 | 1 |
| <i>Diospyros texana</i> | Ta | v | 43.9 | 0.02 | 2.05 | 0.03 | 44.3 | 0.2 | 0.97 | 0.05 | 1 |
| <i>Euphorbia antisiphylitica</i> | Ta | v | NA | NA | NA | NA | 40.5 | 3 | 1.4 | 0.29 | 1 |
| <i>Eysenhardtia texana</i> | Ta | v | 43.1 | 0.7 | 2.5 | 0.28 | 44.4 | 0.3 | 1.27 | 0.03 | 1 |
| <i>Guaiaacum angustifolium</i> | Ta | v | 44 | 1.9 | 2.5 | 0 | 41.7 | 0.2 | 2.7 | 0.4 | 1 |
| <i>Lycium berlandieri</i> | Ta | v | 35.3 | 1.6 | 2.75 | 0.4 | 46.1 | 0.2 | 1.6 | 0.08 | 1 |
| <i>Mahonia trifoliolata</i> | Ta | v | 46 | 0.1 | 1.28 | 0.06 | 45.2 | 0.1 | 0.93 | 0.05 | 1 |
| <i>Opuntia leptocaulis</i> | Ta | v | NA | NA | NA | NA | 41.4 | 1 | 0.9 | 0.06 | 1 |
| <i>Opuntia lindheimeri</i> | Ta | v | NA | NA | NA | NA | 30.5 | 1.4 | 0.7 | 0.1 | 1 |
| <i>Prosopis glandulosa</i> | Ta | v | 47.3 | 0.1 | 3.22 | 0.06 | 45.9 | 0.1 | 0.93 | 0.04 | 1 |
| <i>Schaefferia cuneifolia</i> | Ta | v | 39.9 | 0.8 | 1.9 | 0.3 | 43 | 0.6 | 1.62 | 0.15 | 1 |
| <i>Zanthoxylum fagara</i> | Ta | v | 43.6 | 0.3 | 2.36 | 0.1 | 45.8 | 0.2 | 1.29 | 0.1 | 1 |
| <i>Ziziphus obtusifolia</i> | Ta | v | 42.4 | 2.5 | 2.78 | 0.5 | 45.6 | 0.4 | 1.5 | 0.08 | 1 |
| <i>Diospyros texana</i> | Ta | m | NA | NA | NA | NA | 44.4 | 0.1 | 0.92 | 0.15 | 1 |
| <i>Prosopis glandulosa</i> | Ta | m | NA | NA | NA | NA | 45.8 | 0.4 | 1.04 | 0.1 | 1 |
| <i>Encelia farinosa</i> | So | v + m | 38.7 | 0.5 | 1.09 | 0.05 | NA | NA | NA | NA | 2 |
| <i>Olneya tesota</i> | So | v + m | 39.4 | 1.2 | 1.66 | 0.05 | NA | NA | NA | NA | 2 |
| Mezcla de 5 especies ^a | So | v + m | 41.1 | 0.3 | 1.26 | 0.04 | NA | NA | NA | NA | 2 |
| <i>Prosopis laevigata</i> | Ch | v | 38.5 | NA | 3.28 | NA | NA | NA | NA | NA | 3 |
| <i>Acacia tortuosa</i> | Ch | v | 40.5 | NA | 3.04 | NA | NA | NA | NA | NA | 3 |
| <i>Sporobolus airoides</i> | Ch | m | 47.05 | 1.35 | 0.7 | 0 | NA | NA | NA | NA | 4 |
| <i>Hilaria mutica</i> | Ch | m | 44.05 | 1.45 | 0.7 | 0 | NA | NA | NA | NA | 4 |
| <i>Mimosa luisana</i> | Po | v | NA | NA | 2.43 | NA | NA | NA | NA | NA | 5 |

Ref.: 1 Northup *et al.* (2005.); 2 Martínez-Yrizar *et al.* (2007); 3 Reyes-Reyes *et al.* (2003); 4 Montaña *et al.* (1988); 5 Pavón *et al.* (2005).

^a*Croton sonorae, Encelia farinosa, Jatropha cardiophylla, Jatropha cordata, Olneya tesota.*

Conclusiones

Debido a que la producción promedio de hojarasca es 2.852 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y la proporción promedio de carbono en la hojas y tallos es 0.432, la entrada anual de carbono por el flujo de hojarasca a los ecosistemas desiertos mexicanos es 1.231 Mg ha⁻¹ año⁻¹.

Aunque la información disponible a la fecha es escasa y está concentrada para las regiones norteañas del país, la magnitud y procesos que controlan la transferencia de carbono y energía de la vegetación al suelo en los desiertos mexicanos son similares a los reportados para los desiertos tropicales y templados del mundo.

Agradecimientos

Se agradece al Dr. Arturo Flores Martínez haber facilitado el mapa de índice de aridez con la división política de México.

Literatura citada

- Bray, J. R. and E. Gorham. 1964. Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research* 2:101-157.
- Brown, S. and E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14(3):161-187.
- CONAFOR-UACH. 2013. Línea base nacional de degradación de tierras y desertificación. Informe final. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma de Chapingo. Zapopan, Jalisco. Comisión Nacional Forestal. 160 p.
- 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.
- 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.
- González-Rodríguez, H., 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 Tamulipan thorscrub, Northeastern México. *International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology* 1(4):177-181.
- 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* 212:1747-1757.
- González-Rodríguez, H., R. G. Ramírez-Lozano, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza, M. Cotera-Correa, A. Carrillo-Parra y J. J. Marroquín-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(2):249-262.
- Hadley, N. F. and S. R. Szarek. 1981. Productivity of desert ecosystems. *BioScience* 31(10):747-753.
- 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., S. Nuñez, H. Miranda y A. Búrquez. 1999. Temporal and spatial variation of litter production in Sonoran Desert communities. *Plant Ecology* 145:37-48.
- Meentemeyer, V., E. O. Box and R. Thompson. 1982. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. *BioScience* 32(2):125-128.
- Montaña, C., E. Ezcurrea, 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.
- Montaña, 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.
- 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.
- Miranda, F. 1955. Ecología de las zonas áridas de México. *En*: Mesas Redondas sobre Problemas de las Zonas Áridas de México. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, A. C. México, D. F. pp. 83-109.
- Maya, Y. and L. Arriaga. 1996. Litterfall and phenological patterns of the dominant overstorey species of a desert scrub community in north-western Mexico. *Journal of Arid Environments* 34:23-35.
- Pavón, N., O. Briones and J. Flores. 2005. Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semiarid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments* 60:1-13.
- Reyes-Reyes, B. G., E. Zamora-Villafranco, M. L. Reyes-Reyes, V. Frias-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.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Strojan, C. L., F. B. Turner and R. Catterer. 1979. Litterfall from shrubs in the northern Mojave desert. *Ecology* 60:891-900.
- Swift, M. J., O. W. Heal and J. M. Anderson. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. *Studies in Ecology*, Vol. 5. University of California Press, California.
- Weathers, K. C., D. L. Strayer and G. E. Likens. 2013. *Fundamentals of Ecosystem Science*. Elsevier, Inc. 305 p.
- West, N. E. 1983. Western Intermountain sagebrush. *In*: N. E. West (Ed.). *Temperate Desert and Semidesert. Ecosystems of the World Vol. 5*. Elsevier, Amsterdam. pp. 351-369.

5.25 Determinación de carbono orgánico en suelos de cultivos de maguey mezcalero en Matatlán, Oaxaca

Nicolás-González Alfredo¹; Vela-Correa Gilberto²; Cano-Flores Óscar²; Losada-Custadoy Hermenegildo¹; Cortez-Zorrilla José¹; Vargas-Romero Juan Manuel¹ y Vieyra-Durán Jorge¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Delegación Iztapalapa, CP 09340, Ciudad de México, México.

²Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: alfredonico.go@gmail.com

Resumen

Los diferentes cultivos tienen un impacto en los suelos en base al manejo y tipo de cultivo que exista. Los suelos agrícolas adquieren relevancia al ser un factor clave para la lucha contra las emisiones de gases de efecto invernadero en el planeta y el combate al calentamiento global. Es por eso que se destacan manejos y tipos de cultivos que puedan ayudar a mitigar estos problemas. El cultivo de maguey mezcalero en una de las actividades principales de los Valles Centrales de Oaxaca, su buen manejo en suelos puede mejorar sus niveles de carbono orgánico, con lo que se ayudaría a mitigar los problemas del efecto invernadero. Se muestrearon los suelos de tres parcelas de maguey y se determinaron los niveles de carbono orgánico. Los resultados mostraron diferencia significativa entre los cultivos de maguey y el testigo. Los resultados se deben principalmente a la alta densidad del cultivo o al prolongado tiempo que este se encuentra sin interrupción. Se concluye que este cultivo tiene la capacidad de aumentar los niveles de carbono orgánico en suelos.

Palabras clave: *manejo; tipo de cultivo; emisiones de GEI; efecto invernadero; densidad del cultivo.*

Abstract

The maguey mezcalero cultivation is one of the most important economic activities in the central valleys of Oaxaca, Matatlán district is the principal maker of the country. There is a lack of information about the soil influence over maguey mezcalero plant. Nowadays, agricultural soils get importance because of it's a key factor in the fight against global warming. Soil organic carbon (SOC) is an indicator of its productive capacity. The COS lost generally means CO₂ emissions to atmosphere, contributing to global warming. The goal of present research is to determinate the possible influence of maguey mezcalero crop over SOC levels. Three maguey crop soil and a natural area as witness were sample. Organic carbon, pH, bulk density and humidity percent were determinate. SOC levels are higher in maguey crop, there is significant difference between crops and witness soil. A direct relation between SOC and the different variables were found, influencing in better soil characteristics. The results are explained principally for the presence of roots because of high density of crop and soil physic null perturbation. The conclusion is that maguey mezcalero crop has the capacity to increase SOC levels where is cultivated, however more investigation about this crop is necessary.

Introducción

La producción de mezcal en la región de los valles centrales de Oaxaca, es una de las actividades económicas más importantes de la región (INAFED, 2017). Aproximadamente 15 000 ha se encuentran sembradas con maguey para mezcal en el estado (Bautista *et al.*, 2011). El Maguey mezcalero es un

planta cactácea semi-perenne que florece una vez en su ciclo de vida, lo cual sucede cuando se combina la edad fisiológica de la planta y la acumulación de azúcares en la “piña”, esto sucede entre los 9 y 14 años (INIFAP, 2006).

En el municipio de Matatlán se encuentra la mayor producción de mezcal en Oaxaca. A pesar de ser una zona semiárida el maguey mezcalero se encuentra adaptado a estas condiciones. La planta de maguey por sus características fisiológicas no necesita de suelos con altos niveles de fertilidad ni humedad para sobrevivir (INAFED, 2017). Los magueyes crecen sobre distintos tipos de suelos, sin embargo la relación planta-suelo ha sido poco estudiada, por lo que se desconoce muchos de las características de esta relación (Cen *et al.*, 2015). El entendimiento de los suelos cultivados con maguey mejorarán el manejo que estos reciban, pudiendo impactar positivamente en sus producción (Bautista *et al.*, 2011).

Los suelos agrícolas son un factor clave para la lucha contra las emisiones de gases de efecto invernadero en el planeta (Banco Mundial, 2015). Un buen uso de estos, evitará la pérdida de materia orgánica del suelo (MOS) y, por ende, de carbono orgánico del suelo (COS). En algunos casos, un buen manejo de suelos mejora las características fisicoquímicas de este, por ejemplo el aumento de COS. Por tal motivo se han incentivado diferentes manejos de suelo para mejorar sus propiedades (FAO, 2015). Una de las técnicas más utilizadas es la labranza mínima, la cual trata de evitar la perturbación del suelo que se realiza con el laboreo, a fin de evitar que el suelo se erosione por acción de las condiciones climáticas. El uso de cultivos perennes es otra de las opciones recomendadas, debido a la poca perturbación de suelos que se realiza durante su manejo (Lemus y Lal, 2007). El cultivo de maguey mezcalero cumple con algunos de los requisitos mencionados anteriormente, por lo que este cultivo tendría el potencial de aumentar los niveles de COS. El presente trabajo busca determinar la posible influencia de los cultivos de maguey mezcalero tienen sobre los niveles de carbono orgánico en suelo.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en el municipio de Santiago Matatlán, Oaxaca. Cuenta con una extensión aproximada de 170.91 km². Su superficie es generalmente plana, en algunas colindancias está rodeado por cerros. Su clima es templado con oscilación térmica anual (INAFED, 2017).

Se muestrearon los suelos de tres parcelas de cultivo de maguey con una edad entre 6 y 7 años. Se tomó una muestra en un área sin cultivos en la misma zona que se utilizó como testigo. El muestreo se realizó a una profundidad de 20 cm. Cada parcela se dividió entre dos y cuatro secciones, tomando una muestra en la parte central de cada sección. El muestreo se realizó en el mes de febrero de 2017. Se utilizó el método estadístico de *t* de student para determinar diferencias significativas entre medias.

Las muestras se llevaron al laboratorio de Edafología de la Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco donde se realizó el manejo indicado en la norma mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, referente al estudio, muestreo y análisis de suelos (NOM, 2000). Se determinó carbono orgánico, pH, densidad aparente (Da) y porcentaje de humedad.

Resultados y Discusión

Los resultados se clasificaron con base en el promedio entre los cultivos y el testigo. En el Cuadro 1 aparecen los resultados de las diferentes variables. Se muestran primero los valores de cada parcela y, posteriormente, el valor promedio de todas las parcelas.

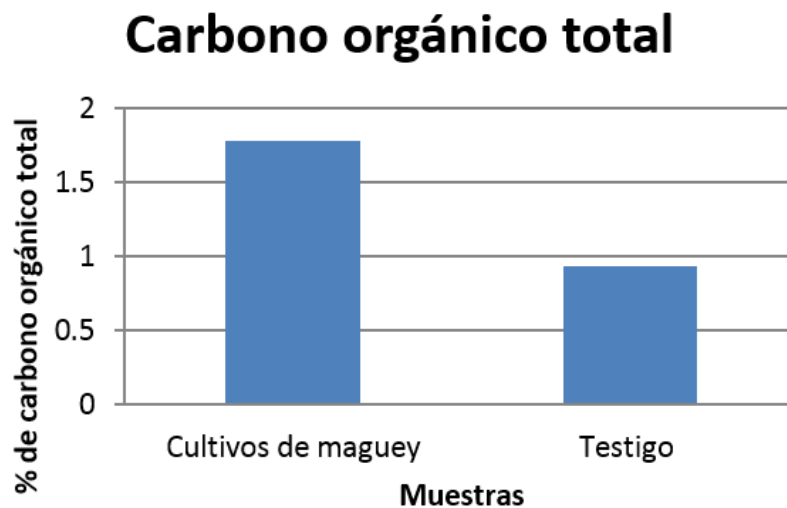
Cuadro 1. Valor de cada variable de los diferentes sitios muestreados. Posteriormente se muestra el promedio por parcela y testigo.

| Parcela | Muestra | %C orgánico | Promedio por parcela | Promedio total |
|---------|---------|-------------|----------------------|----------------|
| 1 | 1 | 0.61 | | |
| | 2 | 0.49 | | |
| | 3 | 0.44 | 0.51 | |
| 2 | 1 | 0.52 | | |
| | 2 | 0.48 | 0.50 | |
| 3 | 1 | 2.72 | | |
| | 2 | 1.36 | | |
| | 3 | 5.01 | | |
| | 4 | 4.41 | 3.37 | 1.78 |
| Testigo | 1 | 0.91 | | |
| | 2 | 0.96 | 0.93 | 0.93 |

Los resultados muestran diferencia significativa entre los valores de COS y de los cultivos y el testigo ($P \leq 0.05$). Esto se hace evidente al ver que el promedio de COS de la parcela de maguey es prácticamente el doble que la parcela testigo.

Cabe destacar que el suelo de la parcela 3 muestra elevados niveles de carbono COS en comparación con las otras parcelas de maguey, esto ha influido en el valor promedio de COS. La principal razón de este valor se debe a la topografía, ya que dicha parcela se encuentra en la zona baja de una ladera poco pronunciada, donde por acción de escorrentía se arrastra material orgánico de las partes altas, acumulándose en la parcela.

Los valores de COS (Figura 1) se encuentran directamente relacionados con los niveles de MOS. Se puede encontrar un comportamiento directamente proporcional entre el carbono orgánico total y las diferentes variables.

**Figura 1. Porcentaje de carbono orgánico total en suelos de parcelas de maguey y testigo.**

La mayor cantidad de COS en el cultivo se debe a diversos factores. Como que los plantíos de maguey no cuentan con disturbios físicos una vez que se realiza la siembra, acercándose a la agricultura de conservación. Diversos autores concuerdan que la mínima perturbación de un suelo puede evitar pérdidas, e incluso aumentar, los niveles de MOS viéndose reflejado en el valor de COS (FAO, 2015; FAO, 2012; Lal, 2009).

Otro de los factores que determinó la mayor cantidad de carbono orgánico se debe a la alta densidad del cultivo de maguey. Se encontraron valores alrededor de 4 000 plantas por hectárea. Este resultado concuerda con lo reportado con Alvares *et al.* (2006) quienes mencionan que la densidad de siembra del cultivo de maíz influye en las características fisicoquímicas del suelo, con mayores cantidades de carbono orgánico.

Lo anterior se explica por las raíces del maguey. Las raíces se pueden desarrollar a profundidad de 50 cm o mayor, lo cual influye en los niveles de COS. Esto se debe a que la mayor presencia de materia orgánica en forma de raíz influye en el suelo cuando parte de la raíz muere y se integra al suelo por descomposición (Zúñiga, 2013).

El pH de los cultivos tiene un valor promedio de 7.51 correspondiente a ligeramente alcalino, se encuentra por debajo del valor del testigo de 7.9. Estos resultados concuerdan con el pH reportado por diferentes autores, donde sitúan el rango óptimo entre ligeramente ácido a ligeramente alcalino (Bautista *et al.*, 2007; Bautista *et al.*, 2015; García *et al.*, 2010; Alvares *et al.*, 2010).

La densidad aparente tiene un valor de 0.94 g/cm³ en los cultivos de maguey, mayor que en el testigo que obtuvo un valor de 1.21 g/cm³. Se espera que a mayores niveles de MOS, menor sea la Da, mejorando la capacidad de retención de humedad y facilitando el crecimiento de las raíces en busca de nutrientes (Núñez, 2011; Jaurixje, 2013). Los resultados de Da en el cultivo de maguey coinciden con los encontrados por Bautista (2007) en el mismo municipio.

El porcentaje de humedad que se presenta en los suelos es baja en comparación con cultivos de riego pero al encontrarse en una zona árida, se destaca una mayor presencia de humedad en el cultivo que en el testigo. Lo anterior destaca con diferentes investigadores que han reportado que el maguey puede crecer y desarrollarse con muy bajas condiciones hídricas (Sarah *et al.*, 2017; Ryan, 2012).

Además que al encontrarse con una menor Da, los suelos pueden captar más humedad que el testigo.

Conclusiones

La producción de maguey para mezcal en Oaxaca, además de ser una importante actividad económica de la región, es un cultivo que sí puede mejorar la cantidad de carbono orgánico en los suelos donde es cultivado. La densidad de siembra y la poca perturbación de la tierra son los principales factores que determinan el aumento de carbono orgánico en suelos, mejorando las características fisicoquímicas de este. Sin embargo se necesita mayor investigación al respecto para encontrar más y mejor información sobre la relación planta-suelo del cultivo de maguey, así como y sus beneficios económicos y ambientales.

Literatura citada

- Alvares, Tabopada, Bustingorri, Gutiérrez y Hernan. 2006. Descompactación de suelos en siembra directa: efecto sobre las propiedades físicas y el cultivo. *Ciencia del suelo* 24:1.
- Alvares, Velázquez, Maldonado, Almaguer y Solano. 2010. Diagnóstico de la fertilidad y requerimiento de cal de suelos cultivados con agave azul (*Agave tequilana* Weber). *Tierra latinoamericana* 28:3.
- Banco Mundial. 2015. <http://datos.bancomundial.org/indicador/AG.LND.AGRI.ZS/countries/1W?display=graph> (Consulta: marzo 25, 2015).
- Bautista, A., L. Carrillo, M. Arnaud, C. Robles and F. De León. 2007. Soil fertility properties on *Agave angustifolia* Haw. plantations. *Soil & Tillage Research* 96:342-349.
- Bautista, A., F. De León, L. Carrillo and C. Robles. 2011. Identification of soil quality indicators for maguey mezcalero (*Agave angustifolia* Haw.) plantations in southern Mexico. *African Journal of Agricultural Research* 6:4795-4799.
- Bautista, A., T. López, A. Báez, R. Pérez and M. Robles. 2015. Dynamics of biochemical soil properties in rainfed *Agave angustifolia* Haw. fields in semiarid zone. *Pakistan Journal of Botanic* 47:1909-1919.
- Cen, C., R. Elmi, F. Gómez y A. Martínez. 2015. Tolerancia de *Agave tequilana* a altas concentraciones de cationes metálicos divalentes. *Polibotánica* 40:163-182.
- FAO. 2012. The importance of soil organic matter, key to drought-resistant soil and sustained production. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, Italia. pp. 5-13.

- FAO. 2015. Agricultura de conservación. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <http://www.fao.org/ag/ca/es/index.html> (Consulta: marzo 3, 2017).
- García, J., J. Méndez y D. Talavera. 2010. El género *Agave* spp. en México: Principales usos de importancia socioeconómica y agroecológica. *Revista Salud Pública y Nutrición* 5:109-129.
- INAFED. 2017. Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Oaxaca. Santiago Matatlán. <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM20oaxaca/municipios/20475a.html> (Consulta: marzo 9, 2017).
- INIFAP. 2006. Manejo de la fertilización en magueyes mezcaleros cultivados (*Agave* spp.) de Guerrero. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México.
- Jaurixje. 2013. Propiedades físicas y químicas del suelo y su relación con la actividad biológica bajo diferentes manejos en la zona de Quibor, Estado de Lara. *Bioagro* 25(1):47-56.
- Lal. 2009. The plow and the agricultural sustainability. *Journal of sustainable agriculture* 33:66-84.
- Lemus, R. and R. Lal. 2005. Bioenergy Crops and Carbon Sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* 24(1):1-21
- NOM. 2000. Norma oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis, 2002. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/nom-suelos> (Consulta: octubre 15, 2016).
- Núñez. 2011. Efecto de la materia orgánica sobre las propiedades físicas del suelo en un sistema agroforestal de la llanura costera norte de Nayarit, México.
- Ryan, S. 2012. Agave as a model CAM crop system for a warming and drying world. *Frontiers in plant science* 6.
- Sarah, C., E. R., Kuzmick, N. Nicholas and J. Douglas. 2017. Productivity and water use efficiency of *Agave americana* in the first field trial as bioenergy feedstock on arid lands. *GCB Bioenergy* 9: 314–325.
- Zúñiga. 2013. Nutrición de *Agave tequilana* y manejo de los fertilizantes en un sistema de producción intensiva (riego por goteo).



5.26 Carbono y uso del suelo en ambientes riparios de montaña

Guerra-Hernández Eloisa A.¹ y Cruz-Flores Gerardo²

¹Posgrado en Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Investigación Científica, Cd. Universitaria, CP 04510, Ciudad de México, Ciudad de México, México.

²Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Batalla 5 de mayo esq. Fuertes de Loreto S/N, Col. Ejército de Oriente, CP 09230, Iztapalapa, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: eagh@unam.mx

Resumen

El estudio de los suelos en los ambientes ribereños ha sido limitado, esta investigación se llevó a cabo en sistemas ribereños de la Reserva de la Biosfera Los Volcanes (RBLV). Se caracterizó ecológicamente cada sitio y se evaluaron los siguientes parámetros: 1) Del suelo: densidad aparente (D_{ap}), porcentaje de espacio poroso (%EP), materia orgánica (MOS), porcentaje de carbono orgánico (%COS), pH (pHS), conductividad eléctrica (Cond.S); 2) Del agua: carbono orgánico particulado (COP), Alcalinidad total (AT), pH (pHA) y conductividad (Cond.A). Se identificaron seis usos de suelo: Pastizal montano, Forestal, Forestal perturbado, Recreativo-forestal, Agropecuario y Urbano; los cuales presentaron diferencias significativas en cuanto al %COS, COP y AT según los análisis multivariados aplicados. Se concluyó que los usos del suelo sí influyen en las propiedades del suelo y del agua reflejadas en su contenido de carbono (%COS, COP y AT).

Palabras clave: *carbono orgánico del suelo; carbono orgánico particulado; Reserva de la Biósfera Los Volcanes.*

Abstract

The study of soils in riparian environments has been limited, this research was carried out in riparian systems of the Volcano Biosphere Reserve (RBLV), ecological characterization was performed at each site were evaluated the apparent density (D_{ap}), percentage (%), Soil organic matter (SO), percentage of soil organic carbon (%COS) and particulate organic carbon in water (POP), pH in water (pHA), pH in soil (pHS) and electrical conductivity in water (EC) and soil. Six land uses were identified; montane pasture, forest, disturbed forest, recreational-forestry, agricultural and urban; (%COS, COP and At), which presented significant differences in the %COS, COP and At according to the multivariate analysis applied. It was concluded that land uses do influence soil and water properties reflected in their carbon content (%).

Key words: *soil organic carbon; particulate organic carbon; Los Volcanes Biosphere Reserve.*

Introducción

Los ecosistemas riparios poseen una gran cantidad de atributos que los revisten de una gran diversidad biológica: sus límites, patrones sucesionales, disposición vertical en estratos y microhábitats especiales, definen y reflejan la complejidad del sistema. Tienen una alta capacidad para amortiguar los cambios nutrimentales entre los sistemas terrestres y acuáticos, mediante procesos de absorción y almacenamiento favoreciendo el ciclaje, por lo cual retienen elementos como carbono, nitrógeno y oxígeno, que llegan a través de la escorrentía, la erosión o la lluvia, desde las zonas aledañas hasta los arroyos o ríos (Granados *et al.*, 2006).

Definir la zona de ribera con base en el tipo de vegetación presente, es una tarea compleja, por lo cual se le ha denominado en un sentido genérico bosque de ribera, adecuado para ser utilizado en todo clima y tipo de bosque. Se consideran comunidades vegetales muy diversas en relación con las de su entorno, con mayor altura, densidad, cantidad de biomasa, complejidad estructural y número de especies siempre verdes (Morales y Fernández, 2005). Su diversidad y dinamismo los sitúan entre los hábitat más complejos del planeta (Sweeney *et al.*, 2004).

La vegetación ribereña regula los vínculos cauce-llanura de inundación y la interacción entre el corredor de ribera y las laderas, por lo tanto amortigua el depósito de sedimentos y nutrientes que llega al cauce, al favorecer la captura de los sólidos suspendidos, el mejoramiento de la calidad del agua y la regulación de la temperatura y la intensidad luminosa del río, evita la erosión del suelo y permite la conservación de los servicios ecosistémicos (Weisberg *et al.*, 2013). Además estabiliza los márgenes de los ríos por el efecto mecánico o reforzamiento del sistema radical, debido a la fuerza de tracción que ejerce sobre el suelo y por el efecto hidrológico que reduce la presión positiva de agua en los poros del suelo y del incremento de la succión matricial, debido a que las plantas interceptan la lluvia, transpiran e incrementan el drenaje del suelo (Morales y Fernández, 2005).

Los sólidos que ingresan al curso de agua están sometidos a los mismos procesos de transporte, dispersión y movimiento vertical que los compuestos disueltos, debido a la sedimentación de las partículas y material suspendido; si estos llegan a la zona de interacción agua/lecho del río, pueden abandonar o no la columna de agua; incidiendo en la calidad de la misma, conforme a las condiciones hidrológicas, biológicas y las características del sedimento.

El suelo actualmente ha sufrido gran deterioro en su calidad y salud, ha disminuido su disponibilidad, por inadecuado manejo o labranza, abandono de tierras por migración, cambio de actividad productiva e incluso actividades extractivas, esto lo sitúa en un estatus de vulnerabilidad y pone en riesgo su capacidad de almacenamiento de carbono que es mayor a la de la vegetación terrestre y atmósfera en conjunto.

Es indispensable tener un registro continuo del estado de nuestros suelos y los cambios que se presentan en el territorio, para evitar su pérdida o degradación ya que junto con el agua, serán la base que permita la subsistencia del planeta, por los beneficios que proporciona al sostener la producción alimentaria, favorecer el desarrollo de la vegetación y propiciar la producción de oxígeno y la captura de carbono, así como la seguridad hídrica y energética. La morfología del relieve, la topografía, las características físicas y químicas de los suelos, el uso de estos, el tipo de vegetación y otros elementos que operan a nivel del paisaje son factores determinantes del funcionamiento en los ríos de zonas templadas.

Una de las estrategias para la mitigación del cambio climático es la captura de carbono orgánico en el suelo (COS), principalmente en sistemas de uso de la tierra con componentes forestales, por lo tanto el uso del suelo desempeña un papel importante en la mitigación del cambio climático, pues el suelo es el mayor sumidero de carbono y el cambio en su uso causa emisiones netas de GEI. El cambio de uso de suelo como el manejo de ganado modifica los servicios ecosistémicos, tal como la captura de carbono, en diferentes formas. Se ha encontrado mayor contenido de COS en suelos planos que en aquellos con pendiente cuando estos cambiaron su uso.

Entre los elementos químicos esenciales para los seres vivos en cualquier ecosistema se encuentran el carbono, que se obtiene de la atmósfera para ser transformado por medio de la fotosíntesis e incorporarse al suelo, después de pasar por distintos niveles tróficos y constituye posteriormente la materia orgánica del suelo (MOS). Ésta es por tanto la suma de los residuos orgánicos en diferentes grados de descomposición y ayuda a mejorar la calidad del suelo, prevenir la escorrentía, retener humedad y moderar las fluctuaciones diarias de temperatura en las capas superiores del suelo. Los bosques juegan un papel preponderante en el ciclo global del carbono, porque en ellos se realizan muchos de los procesos biogeoquímicos que regulan el intercambio de carbono que existe entre la atmósfera y los diferentes reservorios que lo componen.

El carbono orgánico particulado (COP) está presente en el agua, como resultado de la incorporación de sólidos al sistema acuático, de la presencia de organismos planctónicos, y de residuos orgánicos suspendidos.

La finalidad de este trabajo fue identificar si el uso que se le da al suelo altera la cantidad de COS y COP en los ambientes riparios de montaña

Materiales y Métodos

Se eligieron 25 sitios en la Reserva de la Biósfera Los Volcanes (RBLV) para la toma de muestras, con base en la revisión cartográfica, los antecedentes y la accesibilidad al lugar. En cada sitio se obtuvo la georreferencia, se realizó la caracterización ecológica y se identificó el uso del suelo en el área. Se tomaron parámetros ambientales como temperatura, humedad, nubosidad.

Posteriormente se llevó a cabo el muestreo de suelo a lo largo de un transecto de 30 m a lo largo del cauce y con una amplitud ambos lados del río de no más de 7 m de forma perpendicular al arroyo o río. Las muestras de suelo se tomaron a una profundidad de 0 a 20 cm, a distancias de 0, 15 y 30 m del transecto y a ambos lados a no más de 7 m, en función de las características del lugar y su pendiente, se tomó una muestra enterrando de forma vertical un tubo de PVC, de aproximadamente 6 cm de altura y 4 a 6 cm de diámetro, con la finalidad de obtener una muestra conservando la estructura del suelo para determinar la densidad aparente y el porcentaje de humedad.

En el laboratorio, las muestras de suelo se secaron al aire libre, se tamizaron con malla de 2 mm de abertura y se guardaron en frascos, para su posterior análisis y determinación de: Conductividad eléctrica (CS), pH (pHS), Densidad aparente (DAp), porcentaje de espacio poroso (%EP), materia orgánica del suelo (MOS), COS con técnicas de acuerdo a la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-021-SEMARNAT-2001, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

Las muestras de agua se obtuvieron manualmente y se determinaron *in situ*: temperatura, pH, conductividad (C Ag) y alcalinidad (At). Para el COP se tomó la muestra de 100 ml con ayuda de un equipo de filtración y filtro de fibra de vidrio de Whatman 4.5 (Parsons *et al.*, 1984) que se mantuvo en hielo durante su traslado al laboratorio (APHA-AWWA-WPCF (2012).

Con los resultados obtenidos se realizó el tratamiento estadístico de los datos, primero se realizó un análisis de correlaciones para identificar las variables con correlaciones significativas y aquellas con colinealidad. Posteriormente se aplicaron pruebas de comparación de medianas (Kruskal Wallis) y Prueba de Mood, para analizar si existían diferencias en el %COS, el COP y la alcalinidad para los diferentes usos de suelo, ya que los datos no cumplían con los supuestos necesarios para un análisis de varianza.

Área de estudio

La RBLV se localiza en la región centro oriental del Eje Volcánico Transversal, en las coordenadas geográficas: límite extremo norte 98°39'33'' y 19°33'35'' límite extremo oeste 98°49'03'' y 19°25'36'' límite extremo este 98°29'06'' y 19°03' 6''; límite extremo sur 98°39'43'' y 18°54'14''.

Con superficie total de 171 774.409 ha, de las cuales 40 008 ha se encuentran protegidas por decreto federal como parque nacional. Se divide en una zona núcleo de 28 771.182 ha por sus ecosistemas de alta fragilidad. La zona de amortiguamiento con 57 767.741 ha y la zona de influencia 85 235.486 ha con desarrollo de diferentes estratos de vegetación en función de los gradientes altitudinales y de topografía, se puede encontrar bosque de pino, bosque de pino-oyamel, bosque de pino-encino, y pastizales amacollados, favoreciendo la riqueza biológica y paisajística.

Proporciona servicios ambientales invaluable, recreativos, culturales, paisajísticos, captura de carbono, generación de oxígeno, almacenamiento de energía, aporte de agua, etc., que benefician a la macrorregión más densamente poblada del país: los valles de México, Puebla y Morelos, etc.

La RBLV se ubica dentro de una región prioritaria para la conservación de diversos ecosistemas en especial de su flora y su fauna, así como por la riqueza, majestuosidad y singularidad de sus paisajes. En la zona se han registrado 465 especies, 23 de ellas son endémicas y 30 están bajo algún criterio de protección.

Resultados y Discusión

Con base en la caracterización de 25 sitios de muestreo, se identificaron seis usos de suelo: pastizal montano, con presencia de pastizales amacollados y roca desnuda en un intervalo altitudinal de 3832 a 3883 m s.n.m., son utilizados para conservación, alpinismo, investigación. El segundo uso identificado fue el forestal entre 3651 y 2700 m s.n.m., con bosques primarios, principalmente de pino y oyamel. El siguiente es forestal perturbado de 3659 a 2760 m s.n.m., en función de la presencia de vegetación secundaria, con asociaciones entre pino y oyamel, encinos, cedros o ailes. Se identificó en un intervalo de 2634 a 2949 m una zona que se denominó Recreativo-Forestal con bosques perturbados en su mayoría, se utiliza para actividades recreativas, como visitas al arroyo, pesca, recorridos, restaurantes rústicos que ofrecen trucha, etc. Posteriormente el área de uso agropecuario entre 2752 y 2518 m de altitud, son zonas destinadas a la producción de alimento, pero también a la floricultura. El último uso es el urbano, resultado de los procesos de desarrollo de las zonas rurales, con urbanización aunque sea en menor grado, localizada entre 2453 y 1987 m s.n.m.

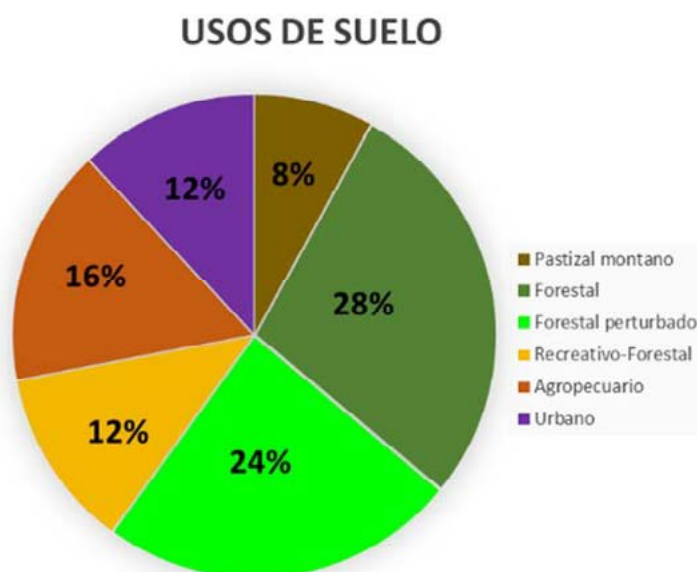


Figura 1. Porcentaje de Usos de Suelo den acuerdo a los sitios de muestreo.

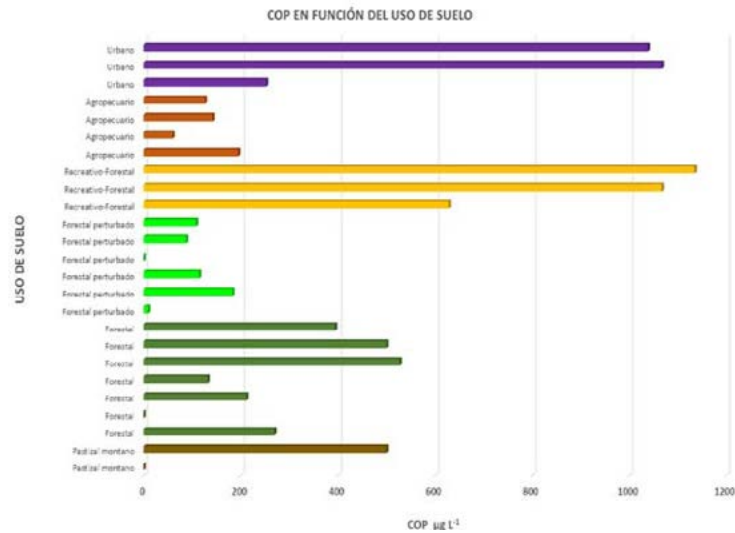


Figura 2A. Variación del COP en función del uso de suelo.

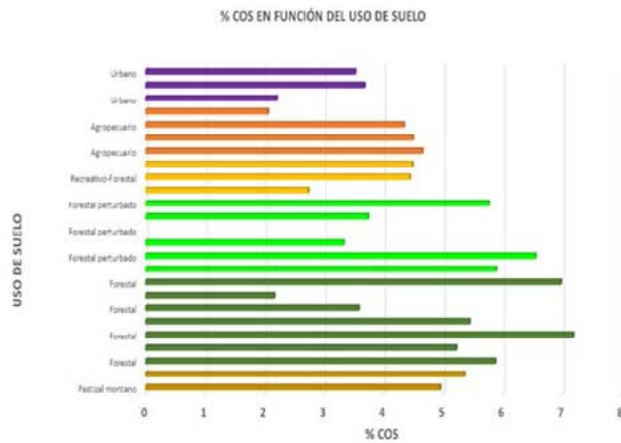


Figura 2B. Variación del %COS en función del uso de suelo.

En la Figura 2A, se observa el comportamiento del COP, en los diferentes usos de suelo; se vio como el uso como pastizal montano y forestal mantuvieron valores en su mayoría entre 200 y 600 $\mu\text{g L}^{-1}$, la concentración de este tipo de carbono disminuyó en el uso forestal perturbado, por la reducción en el material que se incorpora al cauce de manera natural, las actividades recreativas en los bosques detonan un incremento por la incorporación de material alóctono, incremento de erosión en la zona y de descargas de afluentes con desechos acuícolas. El uso agrícola no altera las concentraciones de COP; sin embargo el uso urbano aumenta la cantidad de material particulado en el agua, mucho del cual es de carácter orgánico principalmente por el aporte de desechos domésticos.

En la Figura 2B se visualiza como hay un incremento de COS del uso como pastizal al forestal, lo que es muy lógico debido al incremento de material vegetal en la zona. Posteriormente se observa una clara tendencia a la reducción paulatina de COS de la zona de uso forestal hasta la de uso urbano.

De acuerdo con el análisis de correlación múltiple, se encontraron correlaciones significativas (95% Confianza) del %COS con COP, At, DAp, %EP, CAg, pH y pHS. Y del COP con %COS, %EP, At, CAg, pH y pHS.

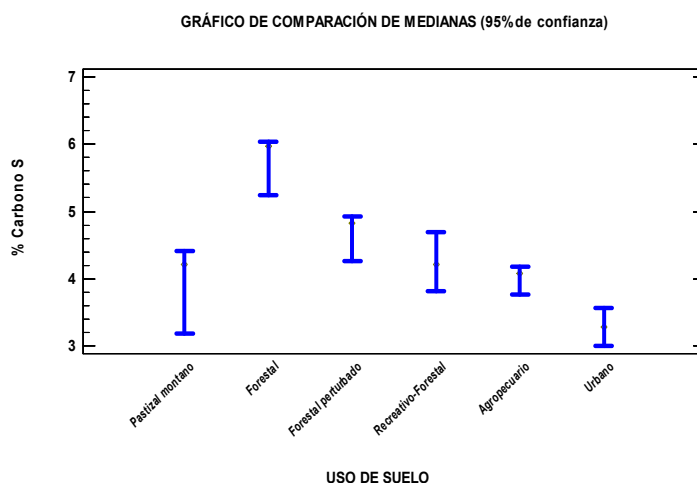


Figura 3A. Comparación de Medianas de %COS por Uso de Suelo.

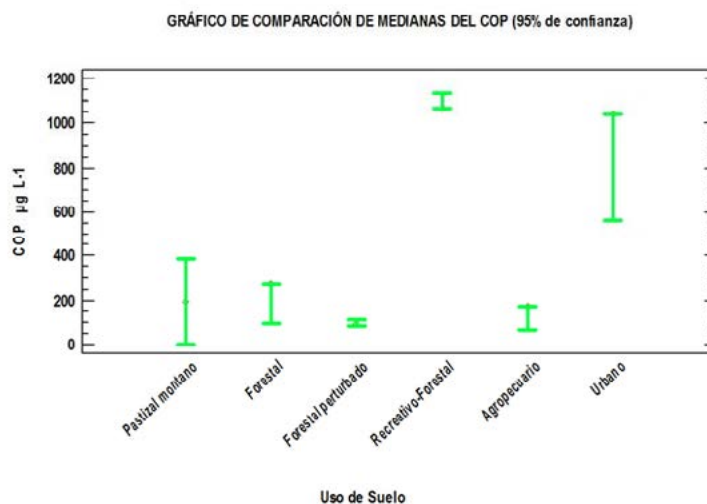


Figura 3B. Comparación de Medianas de COP por Uso de Suelo.

Después de comparar las variaciones de %COS, COP y At en los diferentes usos de suelo, mediante la prueba de Kruskal-Wallis (95% confianza) se demostró que las medianas dentro de cada una de los seis usos de suelo no son las mismas y con la prueba de Mood (95% confianza), se comprobó que las medianas de los seis usos de suelo no son iguales (Figura 3A y B).

Lo anterior permite afirmar que los usos de suelo si alteran la cantidad de COS y el COP y carbono inorgánico disuelto en el agua presente en los sistemas ribereños



Conclusiones

A través de la correlación múltiple se encontró una relación significativa entre diferentes medidas del carbono en sistemas riparios el %COS, COP y At.

Otras variables de alta correlación con las tres anteriores fueron DAp, %EP, Conductividad y pH de suelo y agua.

Las comparaciones de %COS, COP y At en los diferentes usos del suelo, no dicen que si hay diferencias significativas entre las cantidades de carbono almacenadas en los usos de suelo identificados.

Por lo tanto los usos del suelo sí alteran las propiedades del suelo y su contenido de Carbono.

Los suelos fueron de fuerte a moderadamente ácidos excepto en la cobertura agrícola que hubo moderadamente alcalinos y en la urbana donde también se presentaron neutros.

Agradecimientos

A la UNAM a través del programa del Doctorado en Geografía, la DGAPA por el apoyo PASPA y al PAPIME 206413.

Literatura citada

- Granados, S. D., M. A. Hernández y G. F. López. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias forestales y ambiente México* 12(1):55-69.
- 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 multitime spatial database for México. *International Journal Applied Earth Observation and Geoinformation* 5(4).
- Morales, C. M. y J. Fernández. 2005. Aspectos relevantes de la interacción entre la vegetación de ribiera, la hidráulica y la morfología de cauces. 3^{er} Congreso de Ingeniería Civil, territorio y medio ambiente. Valencia, España. 14 p.
- Naiman, R. J., H. Decamps and M. E. Mc Clain. *Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside*. 2010. Science. Academic Press. Washington, D. C. 448 p.
- Sweeney, B. W., T. L. Bott, J. K. Jackson, L. A. Kaplan, J. D. Newbold, L. J. Standley and R. J. Horwitz. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(39):14132-14137.
- Weisberg, P. J., O. Shandra and M. E. Becker. 2013. Landscape influences on recent timberline shifts in the Carpathian Mountains: Abiotic influences modulate effects of land-use change. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 45(3):404-414.

5.27 Almacenamiento de carbono en bancos de forraje de especies leñosas en Yucatán

Casanova-Lugo Fernando¹; Petit-Aldana Judith²; Solorio-Sánchez Francisco³; Díaz-Echeverría Víctor¹; Villanueva-López Gilberto⁴; Ramírez-Avilés Luis³ y López-Martínez Jorge⁵

¹Instituto Tecnológico de la Zona Maya, Tecnológico Nacional de México. Carretera Chetumal-Escárcega Km 21.5, ejido Juan Sarabia, CP 7760, municipio de Othón P. Blanco, Quintana Roo, México.

²Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de los Andes. Avenida Principal Chorros de Milla, *Campus* Universitario Forestal, edificio Principal. Mérida, Venezuela.

³Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Carretera Mérida-Xmatkuil Km 15.5, Yucatán, México.

⁴El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa. Carretera Villahermosa-Reforma Km 15.5, Ranchería Guineo, sección II, CP 86280, Villahermosa, Tabasco, México.

⁵El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. Avenida Centenario Km 5.5, CP 77014, Chetumal, Quintana Roo, México.

Autor para correspondencia: fkzanov@gmail.com

Resumen

Se realizó un estudio para cuantificar el potencial de almacenamiento de carbono en la biomasa y el suelo en dos bancos de forraje puros de *Leucaena leucocephala* y *Guazuma ulmifolia* y uno mixto de la asociación de ambas especies en condiciones de trópico subhúmedo. Por métodos destructivos se cuantificó la biomasa arbustiva. El contenido de carbono orgánico del suelo se obtuvo de las muestras obtenidas por medio de mini-calicas de 0.5 x 0.5 m de 0 a 20 cm de profundidad en intervalos de 10 cm. El almacenamiento de carbono en la biomasa fue estimado en base a la producción y el contenido de carbono. En el caso del suelo se consideró la profundidad, la densidad aparente y su contenido de carbono orgánico. El banco de forraje mixto produjo la mayor cantidad de biomasa aérea y total, que los bancos de forraje puros, en consecuencia, almacenan la mayor cantidad de carbono. El carbono orgánico del suelo no varió entre sistemas ni profundidades. Los bancos de forraje mixtos y puros no mostraron diferencias en el almacenamiento de carbono total en el sistema con valores que oscilan entre 85.8 y 94.9 Mg C/ha. Se concluye que el banco de forraje mixto posee un potencial de almacenamiento de carbono similar que los puros y podrían ser una buena alternativa para almacenar carbono, puesto que acumulan cantidades significativas de dicho elemento en la biomasa y el suelo.

Palabras clave: agroforestería; biomasa foliar; especies forrajeras; leguminosas; raíces.

Abstract

A study was carried out to quantify the biomass and soil carbon storage potential in two pure forage banks of *Leucaena leucocephala* and *Guazuma ulmifolia* and a mixed association of both species under subhumid tropic conditions. Destructive methods quantified the shrub biomass. The organic carbon content of the soil was obtained from the samples obtained by 0.5 x 0.5 m mini-pigeons from 0 to 20 cm depth in 10 cm intervals. The storage of carbon in the biomass was estimated based on the production and the content of carbon. In the case of the soil the depth, the bulk density and its organic carbon content were considered. The mixed forage bank produced the highest amount of total and aerial biomass, which pure forage banks, therefore, store the largest amount of carbon. The organic carbon of the soil does not vary between systems or depths. Mixed and pure forage banks did not show differences in total carbon storage in the system with values ranging from 85.8 to 94.9 Mg C/ha. Therefore, it is concluded that the mixed forage bank has a storage potential of carbon similar to the pure ones, and could be a good

alternative to store carbon, since they accumulate significant amounts of this element in the biomass and the soil.

Key words: *agroforestry; above biomass; forage species; Legumes; roots.*

Introducción

El cambio climático es una de las amenazas más preocupantes debido a su posible impacto negativo sobre la salud humana, la seguridad alimentaria, la economía y los recursos naturales (Eguren, 2004). Según el IPCC (2007), este fenómeno es causado por el aumento de las concentraciones de los gases de efecto invernadero en la atmósfera, especialmente dióxido de carbono (CO₂), proveniente del cambio de uso de la tierra, la deforestación en zonas tropicales, el uso de combustibles fósiles y la producción de cemento en países desarrollados.

Una forma de mitigar los efectos del cambio climático es almacenar el carbono (C) en la biomasa de los árboles, mediante la fotosíntesis y en el suelo a través de la acumulación de materia orgánica. En este contexto, los sistemas agroforestales (SAF) representan sumideros importantes de este elemento (Nair *et al.*, 2010). Se ha indicado que los SAF pueden almacenar entre 12 y 228 t C ha⁻¹, incluyendo el carbono orgánico del suelo, lo cual representa entre el 20 y 46% del total secuestrado en bosques primarios (Brown *et al.*, 2002).

Debido a las diversas modalidades de los SAF, su potencial de almacenamiento de carbono varía, ya sea por las diferencias en el arreglo de los componentes, o por otros factores importantes; como las especies vegetales utilizadas, el tipo de suelo y el manejo aplicado (Roncal-García *et al.*, 2008).

Una modalidad agroforestal la representan los bancos de forraje de especies leñosas, conformados por leguminosas y no-leguminosas, no obstante, la escasa información sobre el potencial de dichos sistemas para almacenar C es una limitante para que sean considerados como promotores de servicios ambientales (Nair *et al.*, 2010), más aún en las condiciones de trópico del sur de México. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar y comparar almacenamiento de carbono en la biomasa aérea, radical y el suelo de tres bancos de forraje conformados por dos especies ampliamente difundidas en el sureste de México: *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae) y *Guazuma ulmifolia* Lam. (Sterculiaceae) y la asociación de ambas especies en condiciones de trópico subhúmedo.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, ubicado al norte del estado de Yucatán, a 21°51' latitud Norte y 89°41' longitud Oeste (Figura 1), durante el periodo comprendido de enero a diciembre de 2009. La zona presenta un clima Awo y, durante este mismo año se presentó una precipitación promedio anual de 721 mm. La temperatura ambiente promedio fue de 24.2 °C, asimismo, la temperatura máxima y mínima media anual fue de 34 y 22 °C, respectivamente.

Los suelos son heterogéneos, rocosos (piedra caliza), arcillo-limosos y poco profundos, con un pH de 7.5 a 7.8 (Bautista *et al.*, 2005).

Establecimiento y manejo de las parcelas experimentales

Las parcelas se establecieron durante la época lluviosa del año 2004, las cuales estuvieron conformadas por especies forrajeras nativas de Yucatán, en la modalidad de bancos de forraje de *L. leucocephala* y *G. ulmifolia* puros, así como bancos mixtos con ambas especies. El diseño experimental

fue de bloques completos al azar con tres repeticiones. Cada unidad experimental midió 5 x 10 m (50 m²).

Para el establecimiento de las especies se utilizaron plántulas de 30 cm de altura. El arreglo fue 2.0 m entre hileras y 0.5 m entre plantas. Cada posición de siembra en el banco de forraje puro contó con una planta, mientras que el banco de forraje mixto dispuso de dos plántulas; una de cada especie. Así, aunque la densidad total en los bancos puros y mixtos fue 10 000 y 20 000 plantas ha⁻¹, respectivamente, la densidad por especie fue constante (10 000 plantas ha⁻¹).

Posterior a los 2 años de establecimiento de la plantación se inició la cosecha del follaje, la cual se realizó cada tres meses (dos veces en la época seca y dos veces en la época de lluvia) a una altura de 1 m, dejando un material remanente (*e.g.*, tallo principal, ramas y hojas por debajo de dicha altura). En la época seca, se aplicó riego de auxilio por goteo. Asimismo, se realizaron deshierbes dos veces al año; uno en cada época.

Cuantificación de biomasa y almacenamiento carbono

La biomasa arbustiva se cuantificó por el método destructivo que consistió en extraer las plantas por excavación manual (Casanova *et al.*, 2010), para ello se tomaron 16 plantas al azar de cada especie y para cada sistema. Posteriormente, se dividieron en dos secciones; en biomasa aérea (*e.g.*, conformada por el follaje y, los tallos y el material remanentes después de la poda) y biomasa radical (*e.g.*, conformada por la biomasa de raíces mayores a 2.0 mm de diámetro). Se registró el peso fresco de la porción aérea y subterránea y se tomó una muestra compuesta de aproximadamente 400 g, de cada porción de la planta, mismas que fueron secadas a 60 °C en una estufa de circulación de aire forzado, hasta obtener un peso constante.

Las muestras de biomasa aérea y radical fueron molidas a un tamaño de partícula de 0.5 mm y llevadas a laboratorio donde se determinó el contenido de carbono (%) por el método de combustión seca, mediante un analizador elemental LECO CNS 2000® (Roncal-García *et al.*, 2008). Posteriormente, el almacenamiento de carbono en la biomasa se determinó multiplicando los valores de peso seco de la biomasa y su contenido de carbono. Finalmente, los datos fueron extrapolados a mega-gramos de carbono por hectárea (Mg C ha⁻¹).

Almacenamiento de carbono orgánico del suelo

Para determinar el contenido de carbono orgánico del suelo se tomaron tres muestras de suelo de 0 a 20 cm de profundidad, en cada uno de los sistemas evaluados. El muestreo se realizó de manera aleatoria, por medio de mini-calicas de 0.5 x 0.5 x 0.2 m. En una pared de las mini-calicas se tomaron dos submuestras con un cilindro metálico de 8 cm de diámetro y 10 cm altura, correspondientes a dos estratos: de 0-10 y de 10-20 cm de profundidad.

Posteriormente, las muestras fueron secadas bajo sombra a temperatura ambiente hasta alcanzar peso constante, después fueron pesadas para determinar su densidad aparente por el método de Hossne (2008) y tamizadas con una criba del No.100 para eliminar materiales indeseados. A continuación, se determinó el contenido de carbono orgánico (%) de cada muestra por estrato, por el método de combustión seca con el LECO CNS 2000®.

Finalmente, el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) se estimó por medio de la Ecuación 1, reportada por Segura-Castruita *et al.* (2005).

$$COS = A \times Da \times C \times Pm \quad (1)$$

donde, COS=carbono orgánico del suelo (Mg C ha⁻¹), A=área (ha), Da=densidad aparente del suelo (t m⁻³), C=contenido de carbono (%), Pm=profundidad de muestreo (cm).

Análisis estadísticos

Los datos obtenidos fueron sometidos a un ANOVA de acuerdo con el diseño de bloques completos al azar, con el programa Statgraphics© para Windows versión 5.1. Cuando se presentaron diferencias significativas se aplicó la prueba de comparación de medias de Tukey al 5%.

Resultados y Discusión

Producción de biomasa y almacenamiento de C

El banco de forraje mixto produjo la mayor ($P < 0.05$) cantidad de biomasa aérea (22.3 Mg MS/ha) y total (34 Mg MS/ha), comparado con los bancos de forraje puros de *L. leucocephala* y *G. ulmifolia*. Sin embargo, la biomasa subterránea (raíces) fue similar entre bancos de forraje ($P > 0.05$) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Rendimiento de biomasa de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit y *Guazuma ulmifolia* Lam. en bancos de forraje mixtos y puros en Yucatán, México.

| Tratamientos | Biomasa (Mg/ha) | | |
|--|-----------------|-------------|--------|
| | Aérea | Subterránea | Total |
| <i>L. leucocephala</i> | 18.9 b | 13.0 a | 31.9 b |
| <i>G. ulmifolia</i> | 20.2 b | 11.3 a | 31.5 b |
| <i>L. leucocephala</i> + <i>G. ulmifolia</i> | 22.3 a | 12.2 a | 34.5 a |
| Error estándar | 0.8 | 0.3 a | 1.0 |
| Significancia (Valor – P) | * | n.s. | * |

n.s., no existen diferencias significativas entre tratamientos ($P > 0.05$). Medias con distintas literales entre filas indican diferentes significativas de acuerdo a Tukey ($P \leq 0.05$).

Diversos estudios con especies leñosas han demostrado que la producción de follaje oscila entre 17 y 48 Mg MS/ha (Torres *et al.*, 2000; Roncal-García *et al.*, 2008; Rengsiriku *et al.*, 2011), dependiendo de la densidad y la edad de la plantación. No obstante, en bancos de forraje la información es escasa, más aún para especies no-leguminosas como *G. ulmifolia*. Petit-Aldana *et al.* (2010) menciona que, en bancos forrajeros de 8 años en condiciones similares, ambas especies pueden tener una buena productividad debido a que observaron que el banco de forraje mixto de *L. leucocephala* y *G. ulmifolia* produjo mayor cantidad de biomasa, que los bancos de forraje puros. En el presente estudio, se observó un comportamiento similar, debido posiblemente a la asociación positiva entre especies. Además, la biomasa total estuvo conformada principalmente por la biomasa aérea (62%), mientras que la biomasa subterránea representa el 38% de dicho total. Cabe señalar que en este tipo de sistema de producción de forraje la biomasa por encima de 1 m de altura es extraída para ser utilizada en la alimentación animal, por lo que posiblemente el potencial de almacenamiento de carbono se dé preferentemente por el material remanente después de su aprovechamiento y las raíces principalmente, lo que demuestra el potencial de dichos sistemas para almacenar carbono en la biomasa.

Por otra parte, el almacenamiento de C en la biomasa aérea y total mostraron diferencias significativas entre los sistemas evaluados, dado que el banco de forraje mixto (9.3 Mg C/ha) fue el sistema que acumuló mayor cantidad de C con relación a los bancos de forraje puros de *L. leucocephala* (8.2 Mg C/ha) y *G. ulmifolia* (9.3 Mg C/ha). La biomasa subterránea no manifestó diferencias estadísticas ($P > 0.05$) entre sistemas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Almacenamiento de carbono en la biomasa de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit y *Guazuma ulmifolia* Lam. en bancos de forraje mixtos y puros en Yucatán, México.

| Tratamientos | Reservorio de Carbono (Mg/ha) | | |
|--|-------------------------------|---------------------|---------------|
| | Biomasa Aérea | Biomasa Subterránea | Biomasa Total |
| <i>L. leucocephala</i> | 8.2 b | 5.8 a | 14.0 b |
| <i>G. ulmifolia</i> | 9.3 a | 5.0 a | 14.3 b |
| <i>L. leucocephala</i> + <i>G. ulmifolia</i> | 9.9 a | 5.5 a | 15.4 a |
| Error estándar | 0.2 | 0.2 | 0.4 |
| Significancia (Valor – P) | * | n.s. | n.s. |

n.s., no existen diferencias significativas entre tratamientos ($P>0.05$). Medias con distintas literales entre filas indican diferentes significativas de acuerdo a Tukey ($P\leq 0.05$).

Se ha reportado que los árboles almacenan cantidades significativas de carbono en su biomasa, por ejemplo, en Zambia, algunas especies leñosas almacenaron de 2.2 a 9.2 Mg C/ha en su biomasa aérea y de 1.7 a 3.7 Mg C/ha en las raíces (Kaonga y Bayliss-Smith, 2009), valores que se encuentran dentro del rango del presente estudio. Por su parte, Amézquita *et al.* (2008) y Casanova *et al.* (2010), indican que el potencial de almacenamiento de carbono en la biomasa en algunos bancos de forraje oscila entre 14.4 y 21.8 Mg C/ha, lo que concuerda con este estudio.

Almacenamiento de carbono en suelo

El almacenamiento de COS en el suelo de 0-10 cm y de 10-20 cm de profundidad fue similar entre los bancos de forraje ($P>0.05$). En consecuencia, el COS de 0-20 cm de profundidad, no manifestó diferencias estadísticas ($P>0.05$) con valores que oscilan de 70.4 a 80.6 Mg C/ha (Cuadro 3).

Cuadro 3. Carbono orgánico a diferentes profundidades del suelo en bancos de forraje mixtos y puros de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit y *Guazuma ulmifolia* Lam. en Yucatán, México.

| Tratamientos | Profundidad de Suelo (Mg C/ha) | | |
|--|--------------------------------|------------|--------|
| | 0 – 10 cm | 10 – 20 cm | Total |
| <i>L. leucocephala</i> | 39.7 a | 34.8 a | 74.5 a |
| <i>G. ulmifolia</i> | 42.1 a | 38.6 a | 80.6 a |
| <i>L. leucocephala</i> + <i>G. ulmifolia</i> | 36.3 a | 34.2 a | 70.4 a |
| Error estándar | 3.4 | 2.2 | 5.6 |
| Significancia (Valor – P) | n.s. | n.s. | n.s. |

n.s., no existen diferencias significativas entre tratamientos ($P>0.05$).

Se ha mencionado que el almacenamiento de C en el suelo depende en gran medida de la cantidad y calidad de biomasa proporcionada por los árboles y los componentes herbáceos del sistema en forma de hojarasca (Nair *et al.*, 2009). No obstante, las propiedades de los suelos, tales como la estructura y sus agregados, también son otros factores determinantes (Nair *et al.*, 2009). Al respecto Parrotta (1999) reportó que el almacenamiento C en el suelo, en plantaciones mixtas de *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* y *L. leucocephala* de 4 años fue de 61.9, 56.6 y 61.7 Mg/ha, respectivamente, no obstante, las mezclas entre estas especies explicaron las diferencias entre la capacidad de almacenamiento de los sistemas evaluados. Soto-Pinto *et al.* (2010) indican que los sistemas agroforestales de las zonas tropicales bajas, intermedias y altas de Chiapas, México, almacenan 77, 74 y 121 Mg C/ha en el suelo, respectivamente. En el presente estudio, se observó que los bancos de forraje evaluados almacenaron cantidad de COS dentro del rango que el estudio anteriormente citado, sin embargo, se debe reconocer que las características propias de los sistemas evaluados como la edad de la plantación, el tipo de suelo, las especies utilizadas, entre otras pudieran afectar dichos valores.

Carbono en los sistemas

En general se observó que los bancos de forraje puros y mixtos de *L. leucocephala* y *G. ulmifolia* tuvieron un potencial de almacenamiento similar con valores que oscilan entre 85.8 y 94.9 Mg C/ha (Figura 1).

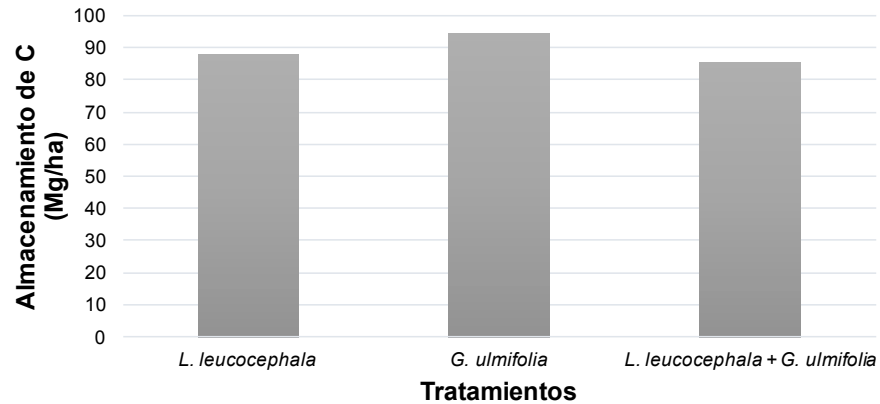


Figura 1. Potencial de almacenamiento de carbono en la biomasa y el suelo en bancos de forraje mixtos y puros de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit y *Guazuma ulmifolia* Lam. en Yucatán, México.

En Colombia, Amézquita *et al.* (2008), cuantificaron el almacenamiento de carbono en diferentes agro-ecosistemas de dos localidades. Los resultados indican que, aunque los bosques nativos almacenan mayor cantidad de carbono en la biomasa y el suelo, los bancos de forraje mixto conformados por *Trichantera gigantea*, *Morus* spp., *Erythrina edulis*, *Boehmeria nivea*, *Tithonia diversifolia*, *Erythrina fusca*, mejoran el almacenamiento de este elemento en comparación con las pasturas degradadas y que en algunos casos pueden almacenar cantidades equivalentes a los bosques en regeneración. El presente estudio muestra que el mayor reservorio de carbono está conformado por el suelo con valor que oscila entre 82.1 y 84.9% del carbono total en los sistemas evaluados, seguido de la biomasa aérea y finalmente la subterránea. Lo anterior concuerda con lo reportado por Amézquita *et al.* (2008), quienes indican que el suelo es el mayor reservorio de carbono en diversos agro-ecosistemas (72 a 98% del total en el sistema) y que los bancos de forraje mixto pueden mantener una proporción en dicho reservorio de 81 a 86%, seguido de la biomasa aérea con 11 a 16% y la biomasa de raíces finas con 3%, del carbono total en el sistema. Este mismo estudio sostiene que los sistemas silvopastoriles tienen la capacidad de almacenar cantidades significativas de carbono y fijarlo por un tiempo prolongado en la biomasa leñosa y el suelo, por ejemplo; en bancos de forraje mixtos en condiciones húmedas se han reportado valores que van de 108 hasta 148 Mg C/ha (Amézquita *et al.*, 2008), valores dentro de lo encontrado en el presente estudio.

Conclusiones

El banco de forraje mixto de *L. leucocephala* y *G. ulmifolia* mostró una mejor productividad de biomasa aérea y total y en consecuencia el mayor almacenamiento de carbono en la biomasa arbustiva.

El carbono orgánico del suelo fue similar entre los bancos de forraje estudiados. Asimismo, el suelo fue el mayor reservorio de carbono, seguido de la biomasa aérea y subterránea.

Los bancos de forraje de especies leñosas podrían ser una buena alternativa para almacenar carbono, puesto que acumulan cantidades significativas de dicho elemento en la biomasa y el suelo.

Literatura citada

- Amézquita, M. C., E. Amézquita, F. Casasola, B. L. Ramírez, H. Giraldo, M. E. Gómez, T. Llanderal, J. Velázquez and M. A. Ibrahim. 2008. C stocks and sequestration. *In*: L. 't Mannetje, M. C. Amézquita, P. Buurman and M. A. Ibrahim (Eds.). Carbon sequestration in tropical grassland ecosystems. Wageningen Academic Publishers. Netherlands. pp. 49-68.
- Bautista, F., D. Palma-López y W. Huchin-Malta. 2005. Actualización de la clasificación de los suelos del estado de Yucatán. *In*: F. Bautista y G. Palacio (Eds.). Caracterización y Manejo de los Suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones Agropecuarias, Forestales y Ambientales. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán. pp. 105-122.
- Brown, S. 2002. Measuring, monitoring and verification of carbon benefits for forest-based Projects. *Philosophical Transactions, Royal Society of London: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 360(1797):1669-1683.
- Casanova, L. F., J. Caamal, J. Petit, F. Solorio y J. Castillo. 2010. Acumulación de carbono en la biomasa de *Leucaena leucocephala* y *Guazuma ulmifolia* asociadas y en monocultivo. *Revista Forestal Venezolana* 54(1):45-50.
- Eguren, L. 2004. El mercado de carbono en América Latina y el Caribe: balance y perspectivas. Serie Medio Ambiente y Desarrollo. Santiago, Chile, CEPAL. 83 p.
- Hossne, A. J. 2008. La densidad aparente y sus implicaciones agrícolas en el proceso expansión/contracción del suelo. *Terra Latinoamericana* 26:195-202.
- IPCC. 2007. *Climatic Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change. Technical Summary.* WMO-UNEP. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nair, P. K. R., V. D. Nair, B. M. Kumar and J. Showalter. 2010. Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy* 108:237-307.
- Parrotta, J. A. 1999. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 124:45-77.
- Petit-Aldana, J., F. Casanova-Lugo, F. Solorio-Sánchez. 2010. Rendimiento de forraje de *Leucaena leucocephala*, *Guazuma ulmifolia* y *Moringa oleifera* asociadas y en monocultivo. *Revista Forestal Venezolana* 54 (2):161-167.
- Rengsirikul, K., A. Kanjanakuha, Y. Ishii, K. Kangvansaichol, P. Sripichitt, V. Punsuvon, P. Vaithanomsat, G. Nakamane and S. Tudsri. 2011. Potential forage and biomass production of newly introduced varieties of leucaena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.) in Thailand. *Grassland Science* 57:94-100.
- Roncal-García, S., L. Soto-Pinto, J. Castellanos-Albores, N. Ramírez-Marcial y B. de Jong. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia* 33(3):200-206.
- Segura-Castruita, M., P. Sánchez-Guzmán, C. Ortiz-Solorio y M. Gutiérrez-Castorena. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23(1):21-28.
- 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. *Agroforestry Systems* 78:39-51.
- Torres, A., E. Chacón, L. Arriojas y S. Armas. 2000. Efecto de la época y los patrones de siembra sobre la producción y arquitectura de la biomasa en bancos de *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit. *Zootecnia Tropical* 18(2):145-161.



5.28 Susceptibilidad de los suelos y bosques a la deposición ácida en la región Xico-Coatepec, Veracruz

Hernández-Vargas G.¹; Domínguez-Eusebio C. A.¹; Briones O.² y Perroni Y.¹

¹Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana. Avenida de las Culturas Veracruzanos No. 101, Col. Emiliano Zapata, CP 91090, Xalapa, Veracruz.

² Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec 351, Col. El Haya, CP 91070, Xalapa, Veracruz.

Autor para correspondencia: yperroni@uv.mx

Resumen

Efectos nocivos para algunos ecosistemas se han documentado cuando el valor de pH de la lluvia es menor a 4.6 a 4.7. Suelos con pH menores a 4.5 se han clasificado como susceptibles a eventos como la deposición ácida. En este trabajo se evalúa el potencial de susceptibilidad a eventos de deposición ácida de los suelos regionales cercanos a Xico y Coatepec, Veracruz. Además se exploran posibles consecuencias de la acidificación del suelo en la diversidad vegetal, el contenido de carbono foliar de la comunidad vegetal y patrones de cambio de pH de acuerdo al estado de sucesión ecológica de los bosques regionales.

Palabras clave: *bosque mesófilo de montaña; cafetales; carbono foliar; diversidad vegetal.*

Abstract

Harmful effects for some ecosystems have been documented when pH value of rainfall is less than 4.6 to 4.7. Soils with pH lower than 4.5 have been classified as susceptible to events such as acid deposition. In this work the potential of susceptibility to acid deposition events of the regional soils from Xico and Coatepec is evaluated. In addition, possible consequences of soil acidification on plant diversity, foliar carbon content of the plant community and pH change patterns according to the state of ecological succession of the regional forests are explored.

Key words: *tropical montane cloud forest; coffee; carbon leaf; plant diversity.*

Introducción

La deposición ácida es un fenómeno de entrada de acidez a los ecosistemas mediante la acidificación de la lluvia cercana a ciudades que contienen en su atmósfera altas concentraciones de ácido sulfúrico y nítrico, productos de la quema de combustibles fósiles. Sin embargo, antes de evaluar una acidificación de la lluvia, hay que considerar que esta es normalmente ácida incluso en sitios con baja contaminación, dado que el dióxido de carbono en la atmósfera se disuelve en agua y forma ácido carbónico (Binkley *et al.* 1989). Los ácidos sulfúrico y nítrico normalmente se encuentran en pequeñas cantidades en la lluvia por procesos naturales (ácido nítrico formado por rayos en las tormentas y actividad microbiana, mientras que el ácido sulfúrico por la presencia de dióxido de azufre de manera natural, Binkley *et al.* 1989). La preocupación acerca de la lluvia ácida radica en la cantidad de acidez que entra al ecosistema más que la simple presencia de los ácidos sulfúrico y nítrico en la lluvia. Además, es importante evaluar su efecto en la salud humana, acidificación de los cuerpos de agua, reducción del crecimiento de los bosques, germinación de las semillas y actividad microbiana (Binkley *et al.*, 1989; Gorham, 1998). En ecosistemas acuáticos el efecto de la acidificación se refleja en variaciones de procesos biogeoquímicos y reducción de la diversidad de la biota en niveles tróficos menores (Gorham, 1998). El umbral crítico

de pH en la lluvia es 4.6-4.7 dado que debajo de este umbral se han observado daños severos en ecosistemas acuáticos (Graham, 1998).

Las investigaciones de Groham (1981 y 1998) en Inglaterra relacionaron por primera vez la acidificación del suelo, entre otros efectos, a través de la química de la lluvia influenciada por emisiones industriales. El efecto directo de la acidez del suelo en el crecimiento de las plantas no es claro, dado que éstas presentan un buen desarrollo radicular en un rango de pH de 3 a 9 (Binkley *et al.*, 1989; Paul y Clark, 1996). Sin embargo, los efectos indirectos de la acidez en el suelo con relación a la nutrición vegetal son claros (Binkley *et al.*, 1989; Paul y Clark, 1996). Los efectos indirectos son alta susceptibilidad a intoxicación por metales como el aluminio y manganeso, reducción en la solubilidad de fósforo y molibdeno y alteraciones de las poblaciones microbianas y sus procesos (Binkley *et al.*, 1989; Paul y Clark, 1996). Ante este escenario, es importante evaluar la susceptibilidad de suelos a escala regional con potencial a presentar efectos adversos en sus bosques.

Estudios previos muestran la necesidad de establecer criterios de susceptibilidad de los suelos a la deposición ácida y con base en ello realizar la clasificación de los mismos (Wiklander y Anderson, 1972). En la década de los 80 en el sureste de Estados Unidos se realizaron estudios en este sentido y diversos autores establecieron criterios de susceptibilidad (Binkley *et al.*, 1989). Turner *et al.* (1986, citados en Binkley *et al.*, 1989) sugirieron que una clasificación de la susceptibilidad de los suelos a la deposición ácida podría realizarse verificando, entre otros atributos, los valores de pH. Valores en el suelo de pH <4.5 serían reflejo de una alta susceptibilidad a la acidez y representarían un escenario de potencial intoxicación de metales pesados como el aluminio (Turner *et al.*, 1986).

El objetivo de este estudio fue evaluar el potencial de susceptibilidad del suelo a incrementos de acidez en la región de Xico-Coatepec, Veracruz y explorar la diversidad vegetal y su asociación con el pH en bosques y cafetales, carbono foliar de la comunidad vegetal y el tiempo de abandono correspondiente a cada etapa sucesional en bosque. Si los suelos en la región tuviesen pH cercanos o menores a 4.5, tendrían alta susceptibilidad a la deposición ácida y se consideraría que posiblemente los bosques y cultivos en la región han estado creciendo en ambientes con alta toxicidad de aluminio. Además, se esperan reducciones en la riqueza vegetal conforme se reduzca el pH en el suelo.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en la región central del estado de Veracruz, México en un área de distribución del bosque mesófilo de montaña o tropical montane cloud forest de acuerdo a Hamilton *et al.* (1993). La presencia constante de nubes y niebla juega un papel importante en el balance hídrico de este ecosistema (Bruijnzeel *et al.*, 2010). El clima en esta región presenta una temperatura media anual de 19 °C y una precipitación mayor a 1500 mm (SMN, 2017). El mes más frío es enero con una temperatura media mensual de 15.8 °C, mientras que mayo es el más cálido con 21.9 °C (SMN, 2017). Por la ubicación geográfica (altitud, latitud y longitud), esta región es afectada estacionalmente por diversos fenómenos meteorológicos, como los sistemas frontales en la temporada seca (diciembre-mayo) y ciclones tropicales en la húmeda (junio-noviembre; Báez *et al.*, 1997; Tejeda-Martínez *et al.*, 1987). Por estas características, enero presenta la menor cantidad de precipitación del año (41.2 mm) y junio la mayor (288.1 mm). El tipo de suelo en esta área es Andosol, el cual es de origen volcánico (García *et al.*, 2008), con alto contenido de ácido húmico, profundo o poco profundo pero con abundante materia orgánica. El bosque presenta una distribución discontinua en la región de estudio, con fragmentos de vegetación que son altamente heterogéneos en términos de su composición y abundancia de especies. Se abarcan tres cronosecuencias de bosque con cuatro diferentes estados sucesionales (estado sucesional I con un rango entre 2 a 3 años de abandono, estado sucesional II con 7 a 10 años, estado sucesional III con 17 a 20 años y estado sucesional IV con 30 a 40 años). En cada estado sucesional se delimitó un cuadrante de 20 x 20 m y se tomaron los datos de vegetación y las muestras de suelo. En cada cuadrante se registró el número

de especies y la densidad de individuos de todos los árboles y arbustos con un diámetro a la altura del pecho ≥ 5 cm. Para estos sitios, de cada especie vegetal registrada se seleccionaron seis individuos por estado sucesional y se colectaron hojas de acuerdo al manual de Cornelissen *et al.* (2003) para la cuantificación de la concentración de carbono foliar. En cada cuadrante se tomaron muestras compuestas de los primeros 25 cm de suelo mineral ($n=3$ muestras compuestas por cada estado sucesional, $N=12$). El mismo procedimiento se utilizó para dos cafetales en San Marcos, sin embargo, en este sitio el número de muestras para cada cuadro ($n=2$) fueron 10 ($N=20$). Las determinaciones de pH de las muestras de suelo mineral se realizaron en el Laboratorio de Suelos del Instituto de Ecología, A.C. a partir de una proporción suelo y agua desionizada de 5:10. Los valores de pH para los bosques se correlacionaron con variables del ecosistema como diversidad vegetal, carbono foliar de la comunidad vegetal y tiempo de abandono correspondiente a cada etapa sucesional.

Resultados y Discusión

Los resultados indicaron que de los 5600 m² de área evaluada solo el 21.4 % obtuvo un pH igual o mayor a 4.5, el resto (78.6 %) obtuvo un valor de pH menor al mencionado. Lo anterior indica que 78.6% del área evaluada es potencialmente susceptible a incrementos de acidez derivada de deposición ácida (Figura 1), si esta existiera. La revisión de valores reportados para la región en su conjunto sustentan que los suelos de bosques y cafetales regionales presentan potencial para la susceptibilidad a la acidez (Campo, 2010, García-Pérez *et al.*, 2014), dado que presentan valores muy bajos de pH (Cuadro 1). Lo anterior soporta la hipótesis aquí propuesta y resalta la importancia de realizar estudios y monitoreos constantes en la región sobre acidificación de los suelos y la posibilidad de existencia de lluvia ácida. Dado que las determinaciones sobre la susceptibilidad del suelo a la deposición ácida no solo dependen del pH (Binkley *et al.*, 1989) se recomienda incorporar a las evaluaciones de susceptibilidad a deposición ácida los siguientes parámetros: capacidad de intercambio catiónico del suelo, base extractable de cationes, aluminio extractable en el suelo, adsorción de sulfatos, coeficientes de selectividad de cationes y alcalinidad de fuentes de agua regionales (Binkley *et al.*, 1989). Además de una medida de adquisición y asimilación de nutrientes como el nitrógeno por parte de la comunidad vegetal y microbiana dado que esta actividad es capaz de neutralizar la acidez del suelo (Binkley *et al.*, 1989).

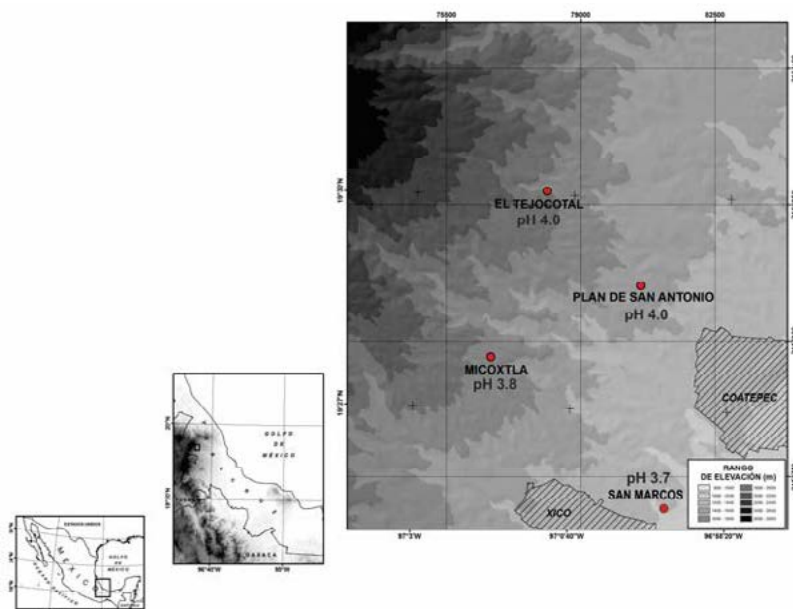


Figura 1. Ubicación de los sitios evaluados y su respectivo valor promedio de pH. El Tejocotal, Plan de San Antonio y Micoxtla son bosque mesófilo de montaña. Los sitios de San Marcos son cafetales bajo sombra.

Cuadro 1. Características del suelo bajo la cobertura de bosque mesófilo de montaña y cafetales en la región.

| Cobertura vegetal | pH (H ₂ O) | Ca (1/2cmol/kg) | C (mg C/g) | N (mg N/mg) | C/N | P asimilable (mg P/kg) | Autores |
|-------------------|-----------------------|-----------------|------------|-------------|------|------------------------|-----------------------------------|
| Bosque | 3.4 | 11.6 | 26.7 | 2.0 | 13.2 | 102 | Campo (2010) |
| Bosque | 3.5 | 12.5 | 31.6 | 2.1 | 15.2 | 106 | Campo (2010) |
| Bosque | 3.6 | 5.9 | 26.4 | 1.9 | 13.8 | 121 | Campo (2010) |
| Bosque | 4.5 | 2.2 | 80.7 | 6.7 | 11.8 | 800 | Hernández-Vargas, com. per. |
| Bosque | 3.4 | 0.1 | 73.4 | 5.2 | 13.8 | 500 | Hernández-Vargas, com. per. |
| Cafetal | 4.9 | 5.8 | 4.5 | 0.4 | 10.5 | 1.1 | Campo (2010) |
| Cafetal | 4.8 | 7.8 | 5.8 | 0.5 | 10.0 | 13.2 | Campo (2010) |
| Cafetal | 3.3 | 1.1 | 4.3 | 0.4 | 11.2 | 14.0 | García-Pérez <i>et al.</i> (2014) |
| Cafetal | 3.7 | 3.0 | 4.0 | 0.4 | 11.2 | 15.0 | García-Pérez <i>et al.</i> (2014) |

Groham (1998) menciona efectos de la acidez en organismos y en diferentes ecosistemas, pero incluso en sus revisiones no se mencionan efectos sobre variables del ecosistema como la diversidad vegetal y atributos funcionales de las mismas. Los resultados del presente estudio indicaron los siguientes patrones relacionados con el pH (Figuras 2, 3 y 4): a) una relación de disminución de pH respecto el tiempo de abandono de los bosques y su consecuente diferenciación en el estado de sucesión (Figura 2). Lo anterior podría explicarse por una adquisición y asimilación nutrimental mayor en las etapas tempranas respecto etapas con mayor tiempo de abandono. En los estados iniciales de sucesión los bosques podrían estar asimilando mayor N y reflejando valores relativamente elevados de pH. Una mayor adquisición y asimilación de N por plantas y microorganismos del suelo generan una neutralización de la acidez del suelo (Binkley *et al.*, 1989). Hasta donde se sabe, no hay reportes del pH respecto a la diversidad en ecosistemas terrestres. Estos resultados en ese sentido indicaron una relación negativa (Figura 3). Este patrón de disminución de la diversidad en sentido inverso se ha reportado solamente para ecosistemas acuáticos (Groham, 1998). Posiblemente los resultados obtenidos indiquen la existencia de adaptaciones morfológicas de la flora de la región a ambientes con alta concentración de aluminio y baja solubilidad de fósforo y molibdeno. El patrón observado del pH respecto al carbono foliar de la comunidad vegetal (Figura 4) podría abonar a nuestra hipótesis respecto a la posible existencia de una flora adaptada a las condiciones de acidez en la región.

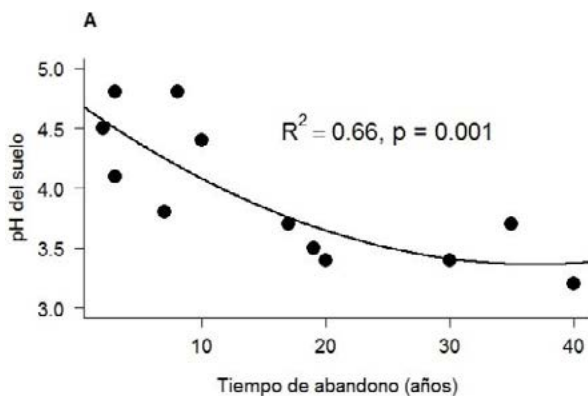


Figura 2. Patrón de cambio del pH del suelo a través de las cronosecuencias vegetales. Cada punto representa un cuadrante y la línea sólida es la proyección del modelo de regresión con mejor ajuste. El modelo de regresión no-lineal ajustado fue asintótico exponencial de tres parámetros ($y = a - be^{-cx}$).

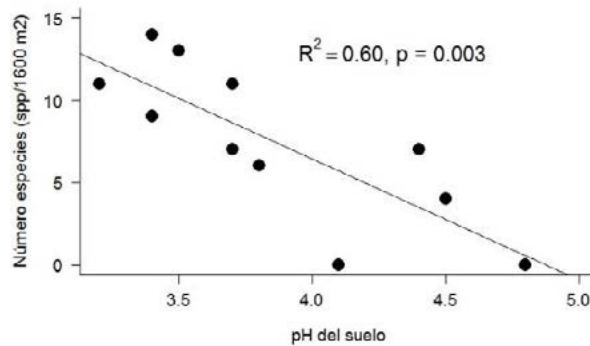


Figura 3. Cambios en el número de especies en función del incremento del pH del suelo. El modelo ajustado fue el lineal ($y = a + bx$).

Se necesitan estudios más conclusivos para hacer la aseveración anterior, dado que este trabajo no plantea efectos de causa-consecuencia. Además no se obtuvieron datos sobre la salud de los cultivos. De acuerdo a Avelino *et al.* (2004) la susceptibilidad del café a enfermedades como la roya se incrementa con la acidez de los suelos, por lo que la acidez edáfica puede ser un potencial problema para los cultivos de la región. Un estudio sobre la región indica una deposición ácida de ocho a nueve veces mayor que la registrada en zonas tropicales remotas (Ponette-González *et al.*, 2010).

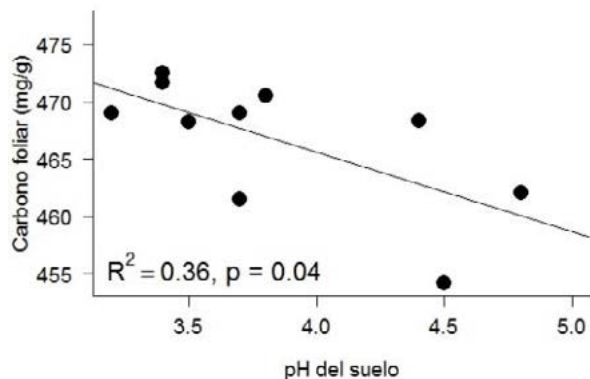


Figura 4. Cambios en las concentraciones del carbono foliar en función del incremento del pH del suelo. El modelo ajustado fue el lineal ($y = a + bx$).

Conclusiones

Aunque la importancia relativa de la acidificación del suelo debe continuar evaluándose, los bajos valores de pH en el suelo sugieren la necesidad de un monitoreo constante y evaluación de la salud de los bosques y cultivos, que incluya como aspectos básicos la química de la lluvia y cuerpos de agua y pH, concentración de cationes y aluminio intercambiable en los suelos.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo técnico a Sandra Rocha Ortiz del Laboratorio de Suelos del Instituto de Ecología, A. C. y el apoyo logístico para el trabajo de campo del Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada.

Literatura citada

- Avelino, J., L. Willocquet and S. Savary. 2004. Effects of crop management patterns on coffee rust epidemics. *Plant Pathology* 53:541-547.
- Báez, A. P., H. Padilla, J. Cervantes, D. Pereyra and R. Belmont. 1997. Rainwater chemistry at the eastern flanks of the Sierra Madre Oriental, Veracruz, Mexico. *Journal Geophysical Research: Atmosphere* 102(D19):23329-23336
- Binkley, D., C. T. Driscoll, H. L. Allen, P. Schoeneberger and D. McAvoy, 1989. Acidic deposition and forest soil; context and case studies in the Southeastern United States. Springer-Verlag. 149 p.
- Bruijnzeel, L.A., M. Kappelle, M. Mulligan and F. N. Scatena. 2010. Tropical montane cloud forests: state of knowledge and sustainability perspective in a change world. *In*: L. A. Bruijnzeel, F. N. Scatena and L. S. Hamilton (Eds.). *Tropical Montane Cloud Forests*. 1st Edition. Cambridge University Press, N. Y. pp 691-740.
- Campos, A. 2010. Response of oil Inorganic Nitrogen to Land Use and Topographic Position in the Cofre de Perote Volcano (Mexico). *Environmental Management* 46:213-224.
- Cornelissen, J. H. C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, N. Buchmann, D. E. Gurvich, P. B. Reich, H. ter Steege, H. D. Morgan, M. G. A. van der Heijden, J. G. Pausas and H. Poorter. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380 DOI:10.1071/BT02124.
- García, F. J. G., G. Castillo-Campos, K. Mehlreter, M. L. Martínez y G. Vázquez. 2008. Composición florística de un bosque mesófilo del centro de Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 83:37-52.
- García-Pérez, J. A., E. Alarcón-Gutiérrez, Y. Perroni and I. Barois. 2014. Glyphosate-based herbicides affect the earthworm community and other soil properties in shaded coffee plantations in Veracruz, Mexico. *Applied Soil Ecology* 83:230-237.
- Gorham, E. 1998. Acid deposition and its ecological effects: a brief history of research. *Environmental Science & Policy* 1:153-166.
- Gorham, E. 1981. Scientific understanding of atmosphere-biosphere interactions: a historical overview. *In*: Anon. (Ed.). *Atmosphere-biosphere interactions: toward a better understanding of the ecological consequences of fossil fuel combustion*. National Academy Press, Washington, D. C.
- Hamilton, L. S., J. O. Juvik and F. N. Scatena. 1993. Tropical montane cloud forests. *Proceedings of an International Symposium*. East-West Center Program on Environment. Hawaii, U. S. A.
- Paul, E. A. and F. E. Clark. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. 2nd Ed. Academic Press, Inc., New York. 340 p.
- Ponette-González, A., K. C. Weathers, L. M. Curran. 2010. Tropical land-cover change alters biogeochemical inputs to ecosystems in a Mexican montane landscape.
- SMN. 2017. Normales climatológicas. Servicio Meteorológico Nacional, México. <http://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica>.
- Tejeda-Martínez, A., F. Acevedo y E. Jáuregui. 1989. Atlas climático del estado de Veracruz. *Textos Universitarios*, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México. 150 p.
- Wiklander, L. and A. Anderson. 1972. The replacing efficiency of hydrogen ion in relation to base saturation and pH. *Geoderma* 7:159-165.

5.29 Contribución de las costras biológicas al flujo de CO₂ en un matorral xerófilo de Sonora

Guerra-Lugo Margarita¹; Cueva- Salgado Paola A.¹; Yépez Enrico A.¹ y Garatuza-Payán Jaime¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora, México.

Autor para correspondencia: mgl.17@hotmail.com

Resumen

El 60% del territorio mexicano está compuesto por ecosistemas áridos y semiáridos con condiciones climáticas extremas como temperaturas elevadas y escasos eventos de precipitación. En los suelos de estos ecosistemas existen microorganismos autótrofos capaces de fijar y emitir significativas cantidades de carbono a través de los procesos de fotosíntesis, como la productividad primaria bruta (PPB) y respiración (R). Entre estas asociaciones de microorganismos destacan las costras biológicas del suelo (CBS) las cuales están formadas por microorganismos como líquenes, musgos, briofitos y cianobacterias. El presente trabajo evalúa la función de las CBS en el ciclo del C de un matorral subtropical, por medio de la determinación de los niveles de clorofila *a* y el intercambio de gases del suelo. Los resultados obtenidos con base en los niveles de clorofila *a* y de la PPB de las CBS muestran niveles de clorofila de $29.27 \pm 4.42 \mu\text{g g}^{-1}$ de suelo y $1.50 \pm 0.32 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ de PPB en CBS maduras. En contraste con las CBS jóvenes que presentaron un promedio de $17.29 \pm 1.25 \mu\text{g g}^{-1}$ de clorofila *a* de suelo y $0.99 \pm 0.27 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ de PPB. Por otro lado, la respiración de las CBS maduras presentaron tasas promedio de $2.54 \pm 0.19 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ mientras que en las CBS jóvenes fue de $3.05 \pm 0.24 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$. Estos resultados sugieren que el aporte de carbono de los microorganismos autótrofos de las CBS puede ser significativo aunque se muestre una variabilidad importante de acuerdo a las características del sitio.

Palabras clave: *biogeociencias; respiración del suelo; ecosistema árido; cianobacterias.*

Abstract

60% of the Mexican territory is composed of arid and semiarid ecosystems where climate conditions are characterized by high temperatures and scarce precipitation events. In soils of these ecosystems there are a great diversity of autotrophic microorganisms which can fix and release significant amounts of carbon through photosynthesis (GPP) and respiration, among these associations of microorganisms, we can find biological soil crusts (CBS) which are composed lichens, mosses, bryophytes and cyanobacteria. In order to know the contribution of these microorganisms to the soil of a subtropical scrubland in Sonora México, the aim of this study is to evaluate the function of the CBS in the C cycle of a subtropical scrubland, through measurements of chlorophyll *a* content and rates of soil respiration. We found that chlorophyll *a* content and the GPP were higher in dark CBS with $29.2730 \pm 4.42 \mu\text{g g}^{-1}$ of soil and $1.50 \pm 0.32 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, respectively. On the other hand light CBS presented $17.29 \pm 1.25 \mu\text{g g}^{-1}$ of soil in chlorophyll content and mean PPB was $0.99 \pm 0.27 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}$. Mean respiration rates of dark CBS were $2.54 \pm 0.19 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, while, light CBS had $3.05 \pm 0.24 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ for lighth. These results suggest that the carbon inputs from CBS can be significant although a significant variability is shown according to the site characteristics.

Key words: *biogeosciences; soil respiration; arid ecosystems; cyanobacteria.*

Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos cubren una fracción importante de la superficie terrestre global (41-47%) y hasta un 60% del territorio mexicano (Montaño *et al.*, 2016). Estos ecosistemas son muy heterogéneos por la amplia variación en los patrones de temperatura, precipitación y distintos tipos de suelos (Yépez *et al.*, 2009). En estos ecosistemas hasta el 70% de cobertura en el suelo es por costras biológicas del suelo (CBS) que además ocupan espacios no cubiertos por la vegetación (Castillo-Monroy *et al.*, 2011). Las CBS son una asociación entre las partículas del suelo y los microorganismos que lo conforman en diferentes proporciones, entre ellos cianobacterias, microhongos, líquenes y briofitos que viven dentro o en la superficie del suelo (Castillo-Monroy *et al.*, 2011). Las CBS se encuentran en todas las regiones del mundo, en ecosistemas árticos, boreales y desérticos. En los ecosistemas áridos y semiáridos, debido a su actividad biológica las CBS juegan un rol importante en la biogeoquímica del ecosistema (Austin *et al.*, 2004), aunque su actividad depende de varios factores abióticos, especialmente el agua y la temperatura (Grote *et al.*, 2010). La actividad metabólica que realizan los diferentes grupos de microorganismos de las CBS juegan un papel clave modulando varios aspectos de los ciclos biogeoquímicos del carbono (C) y nitrógeno (N) del ecosistema (Delgado-Baquerizo *et al.*, 2012) incrementando la estabilidad del suelo e infiltración de agua (Belnap *et al.*, 2004) y ciclo hidrológico local (Morillas *et al.*, 2017). Los microorganismos de las CBS pueden activar su metabolismo en mínimas cantidades de humedad hasta en porciones de rocío por lo que pueden mantenerse activos en cualquier época del año (Morillas *et al.*, 2017), convirtiéndose en una fuente de nutrientes constantes para los sitios áridos al participar en los principales procesos del ciclo del C en los ecosistemas; respiración del suelo y fotosíntesis (Gonzalez-Meler *et al.*, 2017). Las tasas de asimilación de C por medio de las CBS dependen del grado de desarrollo, así como del tipo de microorganismos dominantes de cada CBS (Grote *et al.*, 2010). A pesar de que las CBS juegan un importante rol en la dinámica del C por medio de estos dos procesos poco se sabe de ello en ecosistemas áridos de Sonora, es por ello que es importante realizar trabajos de investigación que contribuyan a avanzar el conocimiento de las especies que conforman las CBS y su función, para así poder ofrecer una alternativa innovadora que promueva la conservación y buen manejo de estos ecosistemas.

El objetivo de este trabajo es evaluar la función de las costras biológicas del suelo en el ciclo del C de un matorral subtropical en el noroeste de México, determinando los niveles de clorofila *a* e intercambio neto del sistema, determinando así su rol en la biogeoquímica del ecosistema.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio es un matorral xerófilo que se localiza en el municipio de Rayón el cual se encuentra en la parte central del estado de Sonora México, a una altitud de 618 m s.n.m. Rayón cuenta con un clima seco semicálido Bs.hw, con una temperatura media anual de 29.3 °C y una precipitación media anual de 515 mm (Montaño *et al.*, 2016). La vegetación del sitio se está compuesta por especies micrófilas, con presencia de espinas y caducifolias en temporadas desfavorables. La vegetación arbórea que predomina en el sitio son *Acacia cochliacantha* (huinolo), *Parkinsonia praecox* (palo verde), *Fouquieria macdougalii* (ocotillo macho) y *Jatropha cordata* (papelillo). Mientras que en la vegetación arbustiva destacan: Rama amarga (*Ambrosia cordifolia*), Rama blanca (*Encelia farinosa*), Tomatillo (*Lycium berlandieri*) y una notable dominancia de Gatuña (*Mimosa distachya*).

Métodos

Muestreo en campo

La recolección de CBS se llevó a cabo en el mes de septiembre de 2016, la colecta de CBS se realizó en siete micrositios descubiertos de vegetación, cada micrositio fue muestreado dentro de un radio de 200 m de una estación meteorológica de monitoreo a largo plazo. De cada micrositio se tomó una muestra de 1 m² aproximadamente con una pala de plancha plana, de la superficie del suelo alrededor de los primeros 5 cm de la estación meteorológica, tratando de mantener las condiciones originales de la costra. Las muestras fueron depositadas en contenedores de polipropileno cuadrados grandes y se trasladaron a laboratorio con sumo cuidado para preservar la integridad de la muestra.

Ambientación de CBS

Para la ambientación de las CBS se emplearon recipientes de 30 cm de diámetro y 20 cm de altura, el recipiente fue perforado en la parte media para tomar mediciones de humedad, posteriormente se llenaron de suelo del sitio y se cubrieron con las muestras más enteras de costras hasta formar un mosaico firme en la superficie del recipiente.

Los recipientes se trasladaron a un sitio experimental donde se realizaron campañas de riegos diarios por una semana para estabilizar y acondicionar los microorganismos de las costras a las condiciones ambientales, las cuales fueron monitoreadas por medio de una torre meteorológica.

Determinación de niveles de clorofila *a*.

Para determinar las concentraciones de clorofila *a* en las CBS, se pesaron 3 g de la muestra libre de suelo, los cuales se maceraron en un mortero manual de porcelana hasta pulverizar la muestra, posteriormente se pesó para corroborar el peso. El macerado se añadió a un vial de vidrio con tapón de rosca con 9 ml de etanol absoluto. Dicho recipiente fue etiquetado y colocado en un baño con agitación a una temperatura de 80 °C durante 5 min. Posteriormente se retiró del agitador y se dejó enfriar durante 30 min, por último se centrifugó la muestra a 5000 rpm por 5 min, se decantó la solución acuosa del centrifugado a una microplaca de 96 pozos de plástico de 1 cm de ancho interno y se pasó a leer en un espectrofotómetro UV Vis Multiskan GO de Thermo Fisher Scientific a longitudes de onda de 665 nm y 750 nm respectivamente. A cada muestra se le realizó triple extracción. Las determinaciones de clorofila *a* se llevaron a cabo en penumbra para evitar la degradación de la molécula de clorofila *a*. Para determinar la concentración de clorofila *a*, las absorbancias de 665 nm se procesaron en la Ecuación 1 obteniendo los resultados en µg de clorofila *a* g⁻¹ suelo (Castle *et al.*, 2011).

$$\text{Concentración de clorofila } a = \left(\frac{11.9035(665_0)V}{g \text{ muestra}} \right) L \quad (1)$$

donde, la *concentración de clorofila a* se da en g por g suelo seco, el valor 11.90 es una constante de la ecuación para el tipo de solvente, 665₀ es la absorbancia en nm descartando la turbidez, *V* es el volumen de etanol absoluto (ml), *g* es el peso en gramos de muestra de CBS en seco y *L* es la longitud de celda espectrofotométrica (cm).

Los promedios de las concentraciones de clorofila *a* de cada grado de sucesión de CBS fueron procesadas con el paquete estadístico Statgraphics ® Plus 5.1 (Statistical Graphics Corp. 1994-2001) con el cual se realizó una prueba de variancia de una vía con datos sin transformar.

Respiración de suelo en campo

Se realizó la medición del intercambio de gases de las costras biológicas del suelo con el sistema automatizado para el flujo de gases en suelo Li-cor 8100 A. Este sistema consta de un domo automatizado de 20 cm de diámetro, transparente que permite el paso de la radiación solar, dos sensores para monitorear la humedad relativa del sistema y temperatura, así como la consola de almacenamiento de datos de intercambio de gases, el periodo de medición es de 3 min cada 20 min. Posteriormente los datos almacenados son procesados por medio del software soilfluxpro.

Para la obtención de los datos de respiración y PPB de la serie continua se realizó la partición de datos empleando la Ecuación 2.

$$NEE = Reco - PPB \quad (2)$$

donde, *NEE* es el intercambio neto de carbono, *Reco* es la respiración del sistema y *PPB* es la productividad primaria bruta (fotosíntesis) la cual se determinó considerando el flujo de noche como la respiración del sistema y los flujos del día como intercambio neto de carbono del ecosistema, la diferencia de ambos procesos refleja la PPB realizada por los microorganismos del sistema (Reichstein *et al.*, 2005).

Los promedios de PPB y respiración de suelo de cada grado de sucesión de CBS fueron procesadas con el paquete estadístico Statgraphics® Plus 5.1 (Statistical Graphics Corp.1994-2001) con el cual se realizó una prueba de variancia de una vía con datos sin transformar.

Resultados y Discusión

La concentración de clorofila *a* en las CBS de los dos grados de sucesión muestreados no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre ellos ($P=0.0749$). Sin embargo, se mostró una tendencia a que el grado de sucesión con mayor concentración de clorofila *a* fue la CBS madura con una concentración promedio de $29.27 \pm 4.42 \mu\text{g}$ de clorofila g^{-1} de suelo, mientras que la CBS claras muestran una concentración promedio de $17.29 \pm 1.25 \mu\text{g}$ de clorofila g^{-1} de suelo (Figura 1). Este resultado es destacable ya que no se detectaron diferencias importantes en las concentraciones de clorofila *a* (y por lo tanto en la actividad de las CBS) en los dos grados de sucesión. De acuerdo a los estudios realizados en otros sitios bajo condiciones climáticas similares, se han encontrado concentraciones de clorofila *a* del orden de $12.37 (\pm 0.31) \mu\text{g}$ de clorofila g^{-1} suelo y $4.99 (\pm 0.11) \mu\text{g}$ de clorofila g^{-1} suelo en costras oscuras y claras respectivamente (Castle *et al.*, 2011). Estos valores en comparación con los del presente trabajo indican que las concentraciones de este pigmento son más altas en el matorral xerófilo de Rayón Sonora, que en el desierto frío de Utah el suroeste de USA. La concentración de clorofila demuestra indirectamente la presencia de biomasa microbiana autótrofa como lo son las cianobacterias las cuales son identificadas por su color característico oscuro y, como microorganismos tienen la capacidad de llevar a cabo fotosíntesis y, por tanto incorporar C al suelo, los resultados de Productividad Primaria Bruta (PPB) de CBS de los dos grados de sucesión muestreados no mostraron tener diferencia estadísticamente significativa ($P=0.29$) entre ellos. Sin embargo se observó que el grado de sucesión maduro de las CBS presento una mayor PPB, con un promedio de $1.50 \pm 0.32 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, mientras que las CBS jóvenes mostraron tener un PPB promedio menor de $0.99 \pm 0.27 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Figura 1). Por otro lado trabajos realizados por Housman *et al.* (2006), en la meseta de Colorado (Canyonlands), encontraron que la PPB para las CBS claras se encuentran en un rango promedio de $1.2\text{--}1.3 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ y para las CBS oscuras un promedio anual de $2.4\text{--}2.8 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. A pesar de que las tasas de fijación de C por medio de las costras biológicas del suelo son generalmente bajas comparadas con las de otros organismos autótrofos, su aportación al balance de carbono del ecosistema puede ser sustancial debido a la gran superficie que cubren en los ecosistemas áridos y semiáridos.

La respiración de los microorganismos de las CBS de Rayón Sonora de los dos grados de sucesión no mostraron diferencias significativas ($P=0.15$) entre ellos. Sin embargo, se mostró una tendencia que el

grado de sucesión madura mostró una menor respiración con un promedio de $2.54 \pm 0.193 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a diferencia de las CBS jóvenes las cuales presentaron una respiración mayor con un promedio $3.05 \pm 0.24 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ respectivamente, lo cual se le puede atribuir a que los microorganismos de las costras biológicas solo son metabólicamente activos cuando se encuentran húmedos y como las superficies del suelo de estas zonas se secan rápidamente por sus condiciones climáticas y elevadas temperaturas, es probable que la cantidad y el momento de los pulsos de humedad tengan un impacto significativo en los funcionamientos de estas comunidades (Belnap *et al.*, 2003).

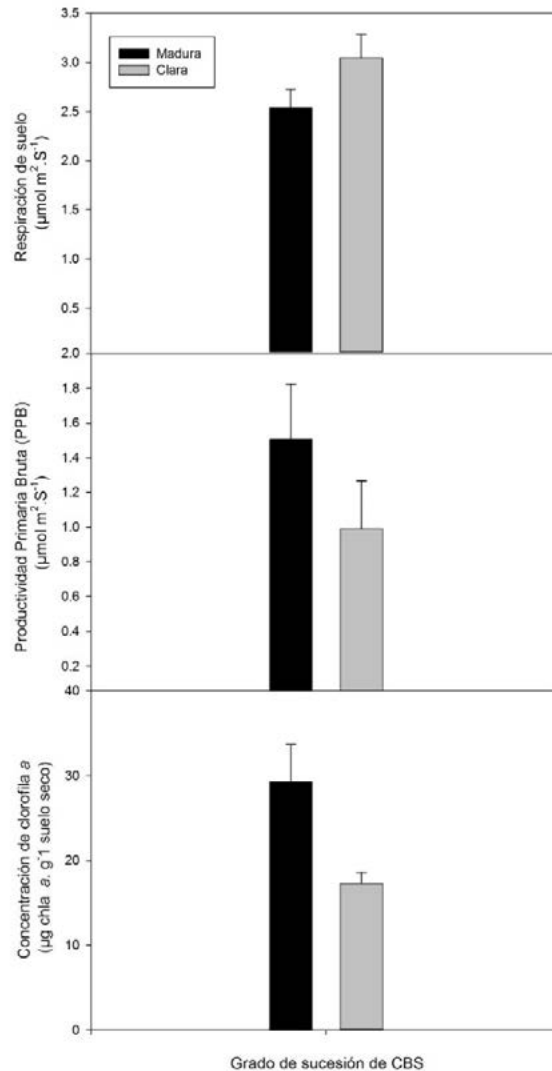


Figura 1. Respiración de suelo, niveles de clorofila *a* y Productividad Primaria Bruta (PPB) de Costras Biológicas del Suelo (CBS) de Rayón Sonora, en dos grados de sucesión.

Conclusiones

Las CBS de Rayón tanto jóvenes como maduras tienen concentraciones relativamente altas de clorofila *a* lo cual sugiere un alto potencial de asimilación de carbono por la biomasa microbiana autótrofa (Castle *et al.*, 2011).

De acuerdo al intercambio de gases las CBS de Rayón mostraron menor respiración en estado de sucesión maduro a diferencia de las jóvenes, lo cual se refleja su alta vulnerabilidad a perturbaciones por

factores abióticos que regulan este proceso, requiriendo un proceso prolongado de adaptación para renovar su actividad metabólica (Grote *et al.*, 2010).

Los microorganismos de las CBS juegan un papel importante en el rol ecológico dentro del ecosistema, proporcionando con ello la estabilidad y funcionalidad del mismo.

Literatura citada

- Austin, A. T., L. Yahdjian, J. M. Stark, J. Belnap, A. Porporato, U. Norton and S. M. Schaeffer. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141(2):221-235.
- Castillo-Monroy, A. P. y F. T. Maestre. 2011. La costra biológica del suelo: Avances recientes en el conocimiento de su estructura y función ecológica. *Revista chilena de historia natural* 84(1):1-21.
- Delgado-Baquerizo, M., F. T. Maestre and A. Gallardo. 2012. Biological soil crusts increase the resistance of soil nitrogen dynamics to changes in temperatures in a semi-arid ecosystem. *Plant and Soil* 1-13.
- Gonzalez-Meler, M. A., L. B. Silva, E. Dias-De-Oliveira, C. E. Flower C. A. Martinez. 2017. Experimental Air Warming of a *Stylosanthes capitata*, Vogel Dominated Tropical Pasture Affects Soil Respiration and Nitrogen Dynamics. *Frontiers in Plant Science* 8.
- Grote, E. E., J. Belnap, D. C. Housman J. P. Sparks. 2010. Carbon exchange in biological soil crust communities under differential temperatures and soil water contents: implications for global change. *Global Change Biology* 16(10):2763-2774.
- Housman, D. C., H. H. Powers, A. D. Collins and J. Belnap. 2006. Carbon and nitrogen fixation differ between successional stages of biological soil crusts in the Colorado Plateau and Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments* 66(4):620-634.
- Belnap, J., S. L. Phillips and M. E. Miller. 2004. Response of desert biological soil crusts to alterations in precipitation frequency. *Oecologia* 141(2):306-316.
- Montaño, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García-Oliva, R. García-Sánchez y E. Troyo. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Revista terra latinoamericana* 34(1):39-59.
- Morillas, L., V. Bellucco, M. L. Cascio, S. Marras, D. Spano and S. Mereu. 2017. Contribution of biological crust to soil CO₂ efflux in a Mediterranean shrubland ecosystem. *Geoderma* 289:11-19.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier and T. Grünwald. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11(9):1424-1439.
- Rey, A., C. Oyonarte, T. Morán-López, J. Raimundo and E. Pegoraro. 2017. Changes in soil moisture predict soil carbon losses upon rewetting in a perennial semiarid steppe in SE Spain. *Geoderma* 287:135-146.
- Yepez, E. A. and D. G. Williams. 2009. Precipitation pulses and ecosystem carbon and water exchange in arid and semiarid environments. *In: E. De la Barrera and W. Smith (Eds.). Biophysical Plant Ecology: Perspectives and Trends. Universidad Nacional Autónoma de México.*



5.30 Carbono orgánico total en suelos reforestados con *Eucalyptus* spp. y *Quercus* spp., en el Parque Estatal Sierra de Guadalupe, Estado de México

Vela-Correa Gilberto¹; Rodríguez-Gamiño María de L.²; López-Blanco Jorge³; Cano-Flores Oscar¹; Alvarado-Arconada Georgina¹ y Bello-Téllez Valeria¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Xochimilco. Departamento El Hombre y su Ambiente. Calzada del Hueso 1100, Colonia Villa Quietud. C. P. 04960. Coyoacán, Ciudad de México.

²Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Circuito Escolar, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510, Ciudad de México.

³Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). Dirección de Ordenamiento Ecológico. Periférico Sur 5000, 2do. Piso, Colonia Insurgentes Cuicuilco, Coyoacán, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: gvela@correo.xoc.uam.mx

Resumen

Se estima que los suelos, almacenan dos veces más carbono que la atmósfera y casi el doble que la vegetación, pero esto depende del origen del material parental, geomorfología del sitio y composición mineral de los suelos. Adicionalmente las prácticas de manejo forestal juegan un papel importante en cuanto a la cantidad y calidad de la materia orgánica, así como en la rapidez con lo que ésta se integra al suelo. Este trabajo se realizó en el Parque Estatal Sierra de Guadalupe en el Estado de México, donde se describieron los suelos a partir de sus propiedades físicas y químicas en cinco parajes. En cada paraje se seleccionaron dos sitios uno de ellos reforestado con *Eucalyptus* spp y el otro con cobertura de *Quercus* spp. El carbono orgánico en suelos (COS) se calculó con base en la ecuación: $COS = CO (Da) \cdot Ps \cdot (Sup)$. Los suelos reforestados con *Eucalyptus* spp son más ácidos y aportan un 27.6% menos materia orgánica en comparación con los suelos de *Quercus* spp. Las reforestaciones con *Eucalyptus* spp. no son tan eficientes en la captura de Carbono en los suelos, ya que las mayores concentraciones de COS se presentaron en los suelos con vegetación de *Quercus* spp., marcando una diferencia de 314.69 t ha⁻¹ a favor de la vegetación con especies nativas.

Palabras clave: *COS; parque estatal; carbono en suelos; plantaciones; área natural protegida.*

Abstract

Soils are estimated to store twice as much carbon as the atmosphere and almost twice as much as vegetation, but this depends on the origin of the parent material, site geomorphology, and mineral composition of soils. In addition, forest management practices play an important role in terms of the quantity and quality of organic matter, as well as the speed with which it is integrated into the soil. This work was carried out in the Parque Estatal Sierra de Guadalupe in the State of Mexico, where the soils were described based on their physical and chemical properties in five sites. In each site two sites were selected, one reforested with *Eucalyptus* spp and the other with *Quercus* spp. The organic carbon in soils (COS) was calculated based on the equation: $COS = CO (Da) Ps (Sup)$. Soils reforested with *Eucalyptus* spp are more acidic and contribute 27.6% less organic matter compared to the soils of *Quercus* spp. The reforestation with *Eucalyptus* spp. not as efficient in the capture of carbon in soils, since the highest concentrations of COS were present in soils with *Quercus* spp., marking a difference of 314.69 t ha⁻¹ in favor of native species.

Keys words: *COS; state park; carbon in soils; plantations; protected natural area.*

Introducción

Una de las estrategias para la mitigación del cambio climático es la captura de carbono en los suelos y se considera que estos almacenan dos veces más que la atmósfera y casi el doble por la vegetación, pero esto va a depender de las especies utilizadas en las reforestaciones y de las condiciones de los sitios a reforestar (Pérez *et al.*, 2010). La reforestación es el conjunto de actividades que comprende la planeación, operación, control y supervisión de todos los procesos involucrados en la plantación de árboles (CONAFOR, 2002). La Sierra de Guadalupe, se constituye como el último reducto de extensión considerable de recursos naturales y áreas cubiertas de vegetación al norte de la Ciudad de México, la cual forma una barrera natural contra la contaminación, ya que interrumpe áreas con usos urbanos, industriales, explotación de minerales y áreas deforestadas (Cedillo *et al.*, 2007). La vegetación de la sierra se caracteriza por plantaciones con *Eucalyptus* spp., *Casuarina equisetifolia*, *Pinus montezumae* y *P. radiata* (Vela y Flores, 2000). En los sitios que han sido reforestados, la vegetación dominante es *Eucalyptus* spp., pero se considera que no alcanzan un óptimo desarrollo, además de ser una especie originaria de Australia. Villavicencio (2008), estimó que en la Sierra de Guadalupe, el bosque de *Eucalyptus* spp., ocupa del 17 al 21% de su área total, establecidos en sitios con las más diversas condiciones ambientales, además de que representan una fuerte competencia para los *Quercus* spp., que se consideran nativos de la Sierra.

El objetivo de este trabajo fue determinar las concentraciones de carbono orgánico total (COS), en suelos reforestados con *Eucalyptus* spp. y, en sitios que tienen cobertura de *Quercus* sp., en el Parque Estatal Sierra de Guadalupe, Estado de México.

Materiales y Métodos

Localización geográfica.

El Parque Estatal Sierra de Guadalupe, se localiza al norte de la Ciudad de México en los 19°37' y 19°29' de latitud Norte y 99°12' y 99°02' de longitud Oeste (Figura 1). Tiene una superficie de 5293.40 ha, que son administradas por el Gobierno del Estado de México. Es un complejo montañoso, constituido por lavas andesíticas, dacíticas y rocas piroclásticas, las cuales se encuentran sobre un núcleo basáltico formado por estratovolcanes, calderas y domos del Plioceno (Mosser, 1990). Su clima es C(wo)(w) templado con lluvias en verano, con una precipitación anual de 584.7 mm y una temperatura media anual de 16 °C (García, 1988). Los suelos dominantes corresponden a Leptosoles + Phaeozem (Vela y Flores, 2000).



Figura 1. Sitios de muestreo en el Parque Estatal Sierra de Guadalupe.

Trabajo en campo y laboratorio

Se trabajó en los parajes La Resbaladilla, Piedra Ancha, Encinares, Llanetes y Picacho. En cada uno de ellos se seleccionaron dos sitios, uno con cobertura de *Eucalyptus* sp. y otro con *Quercus* sp., considerada esta última como vegetación nativa. En cada sitio, se trazó un círculo de 17.5 m de radio (1000 m² de superficie), se tomó el diámetro del fuste a la altura del pecho (DAP) de los árboles con diámetro mayor a 10 cm que se encontraban dentro del círculo. La altura total (AT) se determinó con base en Bastienne *et al.* (2001), se cuantificó el número de árboles y la cobertura del suelo de acuerdo con Vela *et al.* (2011). En cada sitio se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 0-30 cm a las que se les determinó la densidad real (D_r) y aparente (D_a) de acuerdo con SEMARNAT (2002). El Carbono orgánico se determinó con un analizador elemental Thermo Scientific Flash 2000; la capacidad de intercambio catiónico (CIC), por el método descrito en Jackson (1982) y los cationes intercambiables de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ por USDA (2004). El carbono orgánico en suelos (COS) se calculó con base en la ecuación: $COS = CO \cdot (D_a) \cdot Ps \cdot (Sup)$ donde: COS=Carbono Orgánico de Suelos (t ha⁻¹), CO=Carbono orgánico total (%), D_a =Densidad aparente (g cm⁻³), Ps=Profundidad del suelo (m); Sup=Superficie (m²).

Resultados y Discusión

Características geomorfológicas de los sitios de estudio.

Los parajes La Resbaladilla, los Encinares, los Llanetes y Picacho se encuentran en zonas con exposición al NE y únicamente los sitios correspondientes al paraje Piedra Ancha se ubicaron con una orientación al NW. Las pendientes van de 10 a 30°, aunque el promedio es de 24°, con un rango altitudinal de 2439 a 2585 m s.n.m. Geomorfológicamente, todos los sitios corresponden a laderas medias de montaña, conformadas por flujos lávicos andesíticos y dacíticos del Mioceno, donde el número de horas de insolación y radiación que reciben se produce durante las primeras horas del día.

Propiedades físicas de los suelos

Los sitios con *Quercus* spp., tuvieron casi el doble de humedad que los reforestados con *Eucalyptus* spp., siendo el paraje con mayor humedad Piedra Ancha. Los sitios con *Eucalyptus* spp., presentan una disminución de humedad entre el 5 y 18% respecto a los de *Quercus* spp., ésta disminución puede deberse a factores como la pendiente y la ausencia de sotobosque que contribuye a disminuir la capacidad de retención de agua e incrementar la sensibilidad frente a la erosión, aumentando la temperatura del suelo (Navarrete *et al.*, 2011). Los suelos con encinos son más porosos que los de *Eucalyptus* spp., posiblemente por las mayores cantidades de hojarasca, que aporta esta cobertura vegetal, siendo más cercanos al 60%. La densidad aparente fue <1 Mg m⁻³ y la real <2.3 Mg m⁻³, presentando una porosidad un 5% mayor a la presentada en los sitios con *Eucalyptus* spp. Los resultados mostraron que en ambas coberturas los parajes La Resbaladilla, Encinares y Picacho presentaron una composición de arenas entre los 36-50%, para arcillas fue entre 15-26% y de limos de 28-42%, caracterizándose por la misma clase textural franca (Cuadro 1).

Cuadro 1. Propiedades físicas de los suelos.

| Paraje | Humedad % | Densidad | | Porosidad | Partículas del suelo | | | Clase Textural |
|--|--------------|---------------------------|------|-----------|----------------------|-------|----------|-------------------|
| | | aparente | real | | arenas | limos | arcillas | |
| | | --- Mg m ³ --- | | | ----- % ----- | | | |
| Suelos reforestados con <i>Eucalyptus</i> spp. | | | | | | | | |
| La Resbaladilla | 13.30 | 0.8 | 2.1 | 57.8 | 40.2 | 34.0 | 25.8 | C |
| Los Llanetes | 16.00 | 0.9 | 2.0 | 53.4 | 49.4 | 28.0 | 17.8 | CrI |
| Los Encinares | 17.40 | 0.8 | 2.1 | 53.4 | 55.4 | 38.0 | 6 | Ca |
| Picacho | 11.70 | 0.9 | 2.0 | 56.7 | 50.2 | 34.0 | 15.8 | C |
| Piedra ancha | 27.10 | 0.8 | 2.3 | 50.7 | 44.2 | 38.0 | 17.8 | C |
| Suelos con vegetación de <i>Quercus</i> spp. | | | | | | | | |
| La Resbaladilla | 37.30 | 0.8 | 2.1 | 60.3 | 36.7 | 42.0 | 21.2 | C |
| Los Llanetes | 18.10 | 0.9 | 2.0 | 55.1 | 58.2 | 28.0 | 13.8 | Ca |
| Los Encinares | 23.00 | 0.8 | 2.3 | 59.7 | 56.7 | 32.7 | 10.5 | Ca |
| Picacho | 31.10 | 0.9 | 2.3 | 58.8 | 44.2 | 38.0 | 17.8 | C |
| Piedra ancha | 42.30 | 0.8 | 1.8 | 62.0 | 42.7 | 38.1 | 19.2 | C |

Clase Textural: C=Franca; CrI=Franco-arcilla-limosa; Ca=Franco arenosa.

Propiedades químicas de los suelos

Los sitios más ácidos correspondieron a los suelos reforestados con *Eucalyptus* spp., particularmente los parajes La Resbaladilla y Piedra ancha, este último es uno de los que mayor concentración de materia orgánica tuvo al igual que el paraje los Encinares, por lo que se considera que esta acidez se debe al aporte de hojarasca y derivado de su descomposición, a la gran cantidad de grupos carboxilos (R-COOH) liberando H⁺ y, dando por consecuencia pH ácidos (Acevedo *et al.*, 2010; Ibáñez *et al.*, 2012). En el caso de los suelos con vegetación de *Quercus* spp., estos son menos ácidos a pesar de que tuvieron los mayores cantidades de materia orgánica. Sin embargo a diferencia de los *Eucalyptus* spp., el proceso de descomposición de las hojas de este tipo de árboles, es más rápido y puede efectuarse en el curso de un año, liberándose los compuestos minerales particularmente de Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺ que se acumulan en los horizontes superficiales propiciando que el pH sea menos ácido (Acevedo *et al.*, 2010). La mayor CIC se presentó en los suelos con cobertura de *Quercus* spp., en comparación de los reforestados con *Eucalyptus* spp., los parajes Los Encinares, Piedra Ancha y La Resbaladilla fueron donde se presentó la mayor CIC pero a su vez coincide con los aportes de MO a los suelos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Propiedades químicas de los suelos

| Paraje | pH | MO | Corg | CIC | Iones intercambiables | | | |
|--|-----|---------------|------|-----------------------|-----------------------|------|-----|-----|
| | | | | | Ca | Mg | Na | K |
| | | ----- % ----- | | Cmol+Kg ⁻¹ | ----- Meq/100g ----- | | | |
| Suelos reforestados con <i>Eucalyptus</i> spp. | | | | | | | | |
| La Resbaladilla | 5.5 | 7.1 | 6.1 | 18.6 | 18.6 | 15.7 | 6.9 | 3.4 |
| Los Llanetes | 5.6 | 3.4 | 7.4 | 18.6 | 24.1 | 23.8 | 7.6 | 4.2 |
| Los Encinares | 6.6 | 11.9 | 4.7 | 26.1 | 23.4 | 8.5 | 7.1 | 4.6 |
| Picacho | 6.2 | 9.2 | 5.5 | 26.1 | 24.1 | 33.4 | 5.6 | 2.8 |
| Piedra ancha | 5.7 | 11.9 | 5.1 | 33.5 | 34.4 | 4.7 | 8.6 | 5.6 |

Continuación Cuadro 2...

| Paraje | pH | MO | Corg | CIC | Iones intercambiables | | | |
|--|-----|------------|-----------------------|------|-----------------------|------|------|-----|
| | | | | | Ca | Mg | Na | K |
| | | ---- % --- | Cmol+Kg ⁻¹ | | ----- Meq/100g ----- | | | |
| Suelos con vegetación de <i>Quercus</i> spp. | | | | | | | | |
| La Resbaladilla | 6.1 | 11.4 | 5.9 | 29.8 | 34.4 | 13.5 | 10.4 | 6.0 |
| Los Llanetes | 6.6 | 9.0 | 7.0 | 23.8 | 26.2 | 17.7 | 14.7 | 9.6 |
| Los Encinares | 6.1 | 21.2 | 5.2 | 34.3 | 43.4 | 21.3 | 8.4 | 5.2 |
| Picacho | 6.5 | 8.4 | 1.9 | 26.8 | 27.5 | 18.0 | 9.7 | 6.1 |
| Piedra ancha | 6.0 | 10.1 | 5.8 | 30.5 | 24.1 | 16.6 | 9.7 | 4.8 |

MO=Materia orgánica, Corg=Carbono orgánico, CIC=Capacidad de intercambio catiónico.

Características dasométricas de la vegetación de los sitios.

En total se contabilizaron 66 árboles de *Quercus* spp., siendo los parajes Encinares y Llanetes los que más población presentaron con 15 individuos cada uno. La población total de *Eucalyptus* spp., fue de 306 árboles, siendo el paraje los Llanetes el sitio con el mayor número de ejemplares (118) y, el menor, el sitio los Encinares con 29 individuos. Si se considera un promedio en cada sitio con *Eucalyptus* spp. hubieron 61 árboles mientras que con encinos solo 13. En cuanto a la altura los *Eucalyptus* spp. tienen en promedio 13.83 m mientras que los *Quercus* spp. es de 8.88 m. Un rasgo que es importante resaltar es que los primeros tienen en promedio un DAP de 17.66 cm y los *Quercus* spp. de 38.22 cm superando en más de doble a los *Eucalyptus* spp., siendo en el paraje Piedra Ancha donde los encinos presentaron en promedio 55.80 cm, seguidos del paraje la Resbaladilla con 41.80 y Picacho con 34.60 cm de diámetro, en comparación con el sitio Piedra ancha donde los *Eucalyptus* spp., de mayor grosor tuvieron en promedio 21.50 cm de diámetro.

Estimaciones de carbono orgánico en los suelos (COS).

Las mayores cantidades de COS en los suelos reforestados con *Eucalyptus* spp., corresponden al paraje Picacho con 147 t ha⁻¹ y a la Resbaladilla con 145 t ha⁻¹ mientras que la menor cantidad se estimó en el paraje Los Llanetes con 70.69 t ha⁻¹ y se considera que cada sitio reforestado con *Eucalyptus* spp., tienen en promedio una concentración de COS de 123.01 t ha⁻¹. En el caso de los *Quercus* spp., la mayor concentración de COS se presentó en el paraje Piedra ancha con 412 t ha⁻¹ siendo la mayor de todos los sitios estudiados y, se atribuye a que los árboles de encino son los que presentan el mayor DAP, que es una zona poco perturbada y posiblemente aquí se encuentran los árboles con mayor edad de los sitios que se trabajaron. En promedio los sitios con cobertura de *Quercus* spp., tienen una concentración de COS de 185.95 t ha⁻¹ (Figura 2). Los suelos reforestados con *Eucalyptus* spp., tienen una concentración de COS de 615.06 t ha⁻¹ con una población de 306 árboles, mientras que los suelos con *Quercus* spp., alcanzan una concentración de COS de 929.75 t ha⁻¹ con una población de 66 árboles, marcando una diferencia de 314.69 t ha⁻¹ a favor de la vegetación con especies nativas. Cada árbol de *Eucalyptus* spp., captura en promedio 2.01 t ha⁻¹ a una profundidad de 30 cm del suelo, mientras que un encino puede llegar a tener una concentración de COS de 14.09 t ha⁻¹.

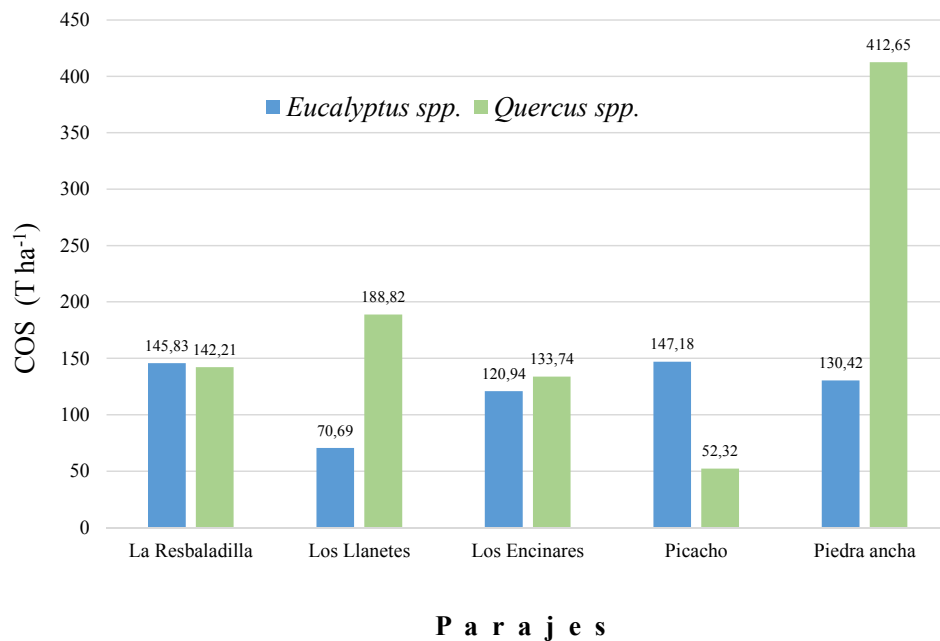


Figura 2. Estimaciones de COS por paraje.

Conclusiones

Los suelos reforestados con *Eucalyptus spp* son más ácidos y aportan un 27.6% menos materia orgánica, en comparación con los suelos de *Quercus spp*.

Los suelos con cobertura de *Quercus spp.*, tienen en promedio 40% más de humedad, son casi 10% más porosos y presentan casi un tercio más de bases intercambiables de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ que los reforestados con *Eucalyptus spp*.

Las reforestaciones de *Eucalyptus spp*. en el Parque Estatal Sierra de Guadalupe, no son tan eficientes en la captura de carbono en los suelos, debido a que las mayores concentraciones de COS se presentaron en los suelos con vegetación de *Quercus spp.*, marcando una diferencia de 314.69 t ha⁻¹ a favor de la vegetación con especies nativas.

Literatura citada

- Acevedo, S. O., P. M. A. Valera y G. F. Prieto. 2010. Propiedades físicas, químicas y mineralógicas de suelos forestales en Acaxochitlan, Hidalgo, México. *Universidad y Ciencia, Trópico Húmedo* 26(2):137-150.
- Bastienne, S., J. Ganso y J. Guerra. 2001. Manual de procedimientos para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. Universidad Austral de Chile. 15 p.
- Cedillo, A. O., S. M. Rivas y C. F. Roríguez. 2007. El área natural protegida sujeta a conservación ecológica “Sierra de Guadalupe”. *Revista Sistemas Ambientales* 1(1):1-14.
- CONAFOR. 2002. Seminario michoacano sobre la problemática ambiental de las especies introducidas, caso *Eucalyptus*, memorias. Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, Centro de investigación y desarrollo del Estado de Michoacán, Universidad Michoacana San Nicolás de Hidalgo y Comisión Nacional Forestal. Morelia, Michoacán, México. pp. 7-78.
- Flores, R. D., C. G. Vela, C. J. E. Gama and M. L. Silva. 2009. Pedological diversity and the geoecological systems of Sierra de Guadalupe, central México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 26(3):609-622.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana): Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía. 252 p.
- Mooser, F. 1990. Estratigrafía y estructuras del Valle de México. *En: S. E. Ovando y V. F. González (Eds.). El subsuelo de la Cuenca de México y su relación con la ingeniería de cimentaciones a cinco años del sismo: Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos.* México. pp. 29-36.
- Navarrete-Segueda, A., G. Vela-Correa, J. López-Blanco y M de L. Rodríguez-Gamiño. 2011. Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo. *Contactos* 80:29-37.



- Pérez, S. R. 2010. Características edafológicas y potencial productivo de *Eucalyptus urophylla* y *E. grandis* en Huimanguillo, Tabasco. Tesis para obtención del grado de Maestra en Ciencia. Colegio de Postgraduados. pp 1-84.
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 2002. 73 p.
- USDA. 2004. Soil Survey Laboratory Methods. Manual Soil Survey United States.
- Vela, C. G., G. Ma. de L. Rodríguez y B. J. López. 2011. Descripción Morfológica de Perfiles de Suelos (Manual para trabajo de campo). Ed. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. México. pp. 1-15.
- Vela, C., G. y R. D. Flores. 2000. Caracterización física, química y mineralógica de algunos suelos de la Sierra de Guadalupe, México. *En: Edafología y sus Perspectivas al Siglo XXI*. Tomo I. Ed. UNAM, Colegio de Postgraduados y UACH. pp. 102-107.
- Villavicencio, A. A. 2008. Evaluaciones de funciones y servicios ambientales, Parque Estatal Sierra de Guadalupe-Proyecto de Conservación Ecológica de la Zona Metropolitana del Valle de México. Tesis Doctoral. Facultad de Filosofía y Letras, Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universidad de Granada, España. 852 p.

5.31 Parametrización de modelos de procesos para el análisis de la dinámica de carbono en bosques

Soriano-Luna María de los A.¹; Ángeles-Pérez Gregorio¹; Vargas Rodrigo²; Vaquera-Huerta Humberto¹; Valdez-Lazalde José R.¹; Birdsey Richard³; Pan Yude⁴; Johnson K⁴ y Guevara Mario²

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56239, Estado de México, México.

²Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware. Newark, DE, 19716, USA.

³Woods Hole Research Center. 149 Woods Hole Road Falmouth, MA, USA.

⁴Northern Research Station. 11 Campus Blvd., Suite 200, PA 19073, Newtown Square.

Autor para correspondencia: maryanlsluna@gmail.com

Resumen

Diferentes procesos y factores determinan la dinámica de carbono en los ecosistemas forestales. Los modelos de procesos son una valiosa herramienta que consideran procesos ecosistémicos y permiten modelar la dinámica de carbón en ecosistemas forestales. El objetivo de este trabajo fue analizar y parametrizar dos modelos de procesos, el Forest-DNDC y el PnET-CN para simular la dinámica de carbono en un ecosistema bajo manejo forestal maderable. Tanto el modelo DNDC como el PnET requieren de una cantidad considerablemente alta de datos de entrada sobre el ecosistema, las especies arbóreas, e información del suelo así como información diaria sobre variables ambientales. Los parámetros fueron obtenidos y generados para el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono Atopixco, en Zacualtipán, Hidalgo. Se generaron mapas para variables de suelo y clima. A pesar de que el proceso de parametrización resultó complejo y tardado, se considera que el mayor mérito de los modelos basados en procesos, una vez que éstos hayan sido validados, estribará en su capacidad para generar estimaciones de las reservas de carbono y podrán utilizarse para simular efectos de los diferentes tipos de perturbación y las respuestas de la biomasa a futuros cambios en el clima.

Palabras clave: *forest-DNDC; PNET; simulación.*

Abstract

Carbon dynamics in forest ecosystems is determined by different processes and drivers. Process models are a valuable tool that consider ecosystem processes and allow to simulate carbon dynamics of forest ecosystems. The objective of this study was to analyze and parameterize two process models, Forest-DNDC and PNET to simulate carbon dynamics in a managed forest landscape. Both the Forest-DNDC and the PNET-CN models required a significant amount of input data of the ecosystem, tree species, and soil information as well as daily information on the weather. The parameters were generated and obtained from the Intensive Carbon Monitoring Site Atopixco, in Zacualtipán, Hidalgo. Soil and climate variables were mapped. Although the parameterization process was considerably complex and time consuming, the greatest merit of the process-based models, once they have been validated, will be in their capacity to generate estimates of carbon stocks and can be used to simulate effects of the different types of disturbance and biomass responses to future changes in the climate.

Key words: *forest-DNDC; PNET; simulation.*

Introducción

El interés en el balance de carbono y la predicción de los efectos del incremento de CO₂ y de los cambios en las variables climáticas (en especial la temperatura) sobre los ecosistemas terrestres, ha conducido al desarrollo y aplicación de un amplio abanico de modelos. El análisis de las interacciones entre el clima y la vegetación, con implicación de otras variables ambientales (recursos hídricos, radiación, factores edáficos y topográficos) y su impacto en la acumulación de biomasa y la productividad del sistema, es objetivo central de muchos modelos (Pardos, 2010).

Los modelos pueden clasificarse en tres categorías, empíricos, basadas en procesos e híbridos o mixtos (Dai *et al.*, 2010). Los modelos basados en procesos no utilizan funciones empíricas o curvas producidas usando observaciones de los sitios de estudio objetivo y, teóricamente, pueden aplicarse en otros lugares sin calibraciones usando observaciones de campo, aunque normalmente se necesitan observaciones para validar los modelos y determinar si están funcionando correctamente (CEC, 2014). Los modelos de procesos, tienen una mayor implicación de mediciones de variables y cálculo de parámetros directamente implicados en procesos biológicos (fisiología y ecofisiología del crecimiento y desarrollo); respecto a otros modelos (Pan *et al.*, 2009, Miquelajauregui, 2013). Por lo anterior, estos modelos tienen la capacidad de simular el crecimiento forestal, así como la dinámica de carbono lo mismo en materia orgánica inerte que en el suelo, empleando la información relativa al suelo, la vegetación y las condiciones climáticas y ambientales (Li *et al.*, 2000; Stange *et al.*, 2000).

Los modelos de simulación han sido usados ampliamente para simular la dinámica de carbono forestal (Miehle *et al.*, 2006; Dai *et al.*, 2014, Kurz *et al.*, 2016). Una aplicación de los modelos de procesos es la predicción de los efectos del incremento de CO₂ a largo plazo (Grant *et al.* 2009, Pan *et al.*, 2009). Otra característica de los modelos basados en procesos es que funcionan con variables climatológicas y ambientales y, tienen la capacidad para simular respuestas ambientales a futuros cambios en el clima como temperatura y precipitación (Pan *et al.*, 2009, Kurz *et al.*, 2016).

Trabajar con modelos de procesos requiere la generación de una cantidad considerablemente nutrida de datos lo que generalmente implica un gran desafío. En el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono Atopixco, se tienen diversos esfuerzos de investigación y se han generado datos de almacenes y flujo de carbono (Ángeles-Pérez *et al.*, 2012). El objetivo del presente trabajo fue analizar dos modelos de procesos el Forest-DNDC y PNET y parametrizarlos usando datos del Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono Atopixco, en Zacualtipán, Hidalgo, para simular la dinámica de carbono. Una vez validados los modelos de procesos serán una poderosa herramienta para simular la dinámica de carbono en bosques manejados.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se enfocó en el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono en Atopixco, Hidalgo, México. El sitio se ubica entre las coordenadas extremas 20°37'49.78" y 20°35'18.74" de latitud Norte y 98°37'51.01" y 98°34'2.71" de longitud W. El área abarca una superficie de 900 ha, presenta una topografía variable con planicies y laderas a una altitud promedio de 2050 m. Los suelos predominantes son de tipo Luvisol crómico (Lc) y Feozem háplico (Hh) y, el clima predominante es C(fm) templado húmedo en la parte norte del área, (Cw2) templado sub-húmedo con lluvias la mayor parte del año hacia al sur (García, 2004) y presencia de humedad durante la mayor parte del año (Soriano-Luna *et al.*, 2015). La temperatura media anual varía entre 12 y 18 °C y la precipitación anual oscila entre 700 y 2050 mm (Hernández *et al.*, 2013). Los bosques en el área son dominados *Pinus patula* como resultado del manejo forestal.

Descripción de modelos

Forest-DNDC

Forest-DNDC es un modelo basado en procesos, utilizado para simular el crecimiento del bosque y la dinámica de C y N en los ecosistemas forestales, incluyendo las emisiones de gases de los suelos (CEC, 2014). Se basa en el balance de agua, luz y nutrición en los ecosistemas (Stange *et al.*, 2000, Miehle *Et al.*, 2006). El modelo integra procesos de fotosíntesis, descomposición, nitrificación-desnitrificación, el almacenamiento y consumo de carbono y el equilibrio hidrotérmico en los ecosistemas forestales. Simula la dinámica de la vegetación en tres estratos, basada en la competencia por energía y nutrientes. El modelo simula la humedad del suelo basado en las propiedades fisicoquímicas del suelo, la precipitación y la evapotranspiración diaria y, las condiciones hidrogeológicas. Este modelo ha sido ampliamente probado y utilizado para estimar las emisiones de GEI (gases de efecto invernadero) de los ecosistemas de humedales boscosos y para evaluar el almacenamiento de C en bosques en una amplia gama de regiones climáticas, de boreal a tropical (Li *et al.*, 2004 y Dai *et al.*, 2012).

PnET-CN

El modelo PnET-CN se basa en procesos que simula ciclos biogeoquímicos (carbono, nitrógeno y agua) en los ecosistemas forestales con una frecuencia mensual. PnET-CN simula los principales procesos físicos y biológicos de los ecosistemas de bosques templados, con parámetros derivados de una gran cantidad de resultados de investigación, incluyendo experimentos a largo plazo a escala de ecosistemas (Aber *et al.*, 1997, Aber *et al.*, 2005). Los parámetros del modelo se derivan directamente de estudios de campo en lugar de ser calibrados, por lo que la validación de los resultados del modelado con datos empíricos es un paso importante para examinar la fiabilidad de las predicciones del modelo (Pan *et al.*, 2009).

Una diferencia entre los modelos DNDC y PnET es su explicitud espacial. Mientras que el modelo Forest-DNDC es espacialmente explícito, es decir que puede utilizar tanto características eco-fisiológicas del sitio de estudio en espacio y tiempo (CEC, 2014) o ser usado en grandes regiones, el modelo PnNET solo puede usar el promedio de las características del área de estudio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características de los modelos de procesos Forest-DNDC y PnET.

| Modelo | Características | Referencia |
|-------------|--|-------------------------|
| Forest-DNDC | Basado en procesos, espacialmente explícito. | Li <i>et al.</i> , 2000 |
| PnET-CN | Híbrido, espacialmente no explícito. | Aber and Federer, 1992 |

Parámetros de los modelos

Se recopiló información de vegetación, clima y suelo del sitio de monitoreo intensivo de carbono. Se generaron variables climáticas para el sitio a una resolución alta (5 m) a partir de datos de estaciones cercanas y datos derivados de LIDAR mediante el paquete SAGA. Se mapearon variables del suelo (profundidad) usando el paquete estadístico R y el algoritmo de Random Forest.

Resultados y Discusión

Parámetros de entrada

Los modelos de procesos requirieron información relativa a vegetación, clima y suelo. La cantidad de parámetros necesarios para el modelo Forest-DNDC fue relativamente mayor que los componentes

necesarios para el modelo PnNET. El modelo DNDC requirió un mayor número de parámetros para el componente del suelo. Algunos parámetros necesarios para el modelo Forest-DNDC se muestran en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Algunos parámetros de vegetación y suelo para el modelo Forest-DNDC.

Parámetros de vegetación

% N inicial en follaje
Temperatura óptima de fotosíntesis (°C)
Temperatura mínima de fotosíntesis (°C)
C/N de follaje
Tiempo de retención de follaje
Fracción de reserva de C
Eficiencia de uso de agua
Especies
Edad del rodal

Parámetros de suelo y clima

Carbono orgánico en el suelo (%)
pH
Porosidad
Conductividad hidráulica
Profundidad del suelo (cm, ≤ 150 cm)
Temperatura diaria (°C)
Precipitación diaria (mm)

Se mapearon variables de suelo (profundidad de suelo) y clima (precipitación media anual, temperatura media anual) (Figura 1) a alta resolución (5 m) para parametrizar los modelos.

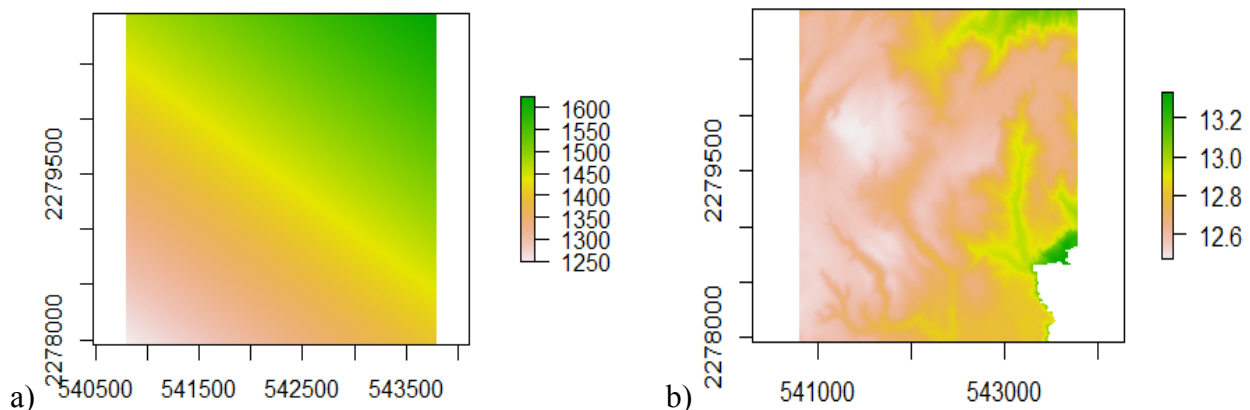


Figura 1. Datos de entrada del modelo PnET-CN. (a) Precipitación anual (mm) (b) Temperatura media anual.

Con los datos colectados y las variables generados para el sitio Atopixco se configuraron y parametrizaron los modelos Forest-DNDC y PnET (Figuras 2 y 3). La simulación de la dinámica del carbono reflejó un incremento de la biomasa con la edad del rodal con ambos modelos. Sin embargo existieron diferencias entre los modelos en la acumulación de biomasa. Se han reportado diferencias en estimaciones en función del modelo de proceso usado (CEC, 2014), la escala espacial (Dai *et al.*, 2014) y temporal (Dai *et al.*, 2012) abordado en el estudio.

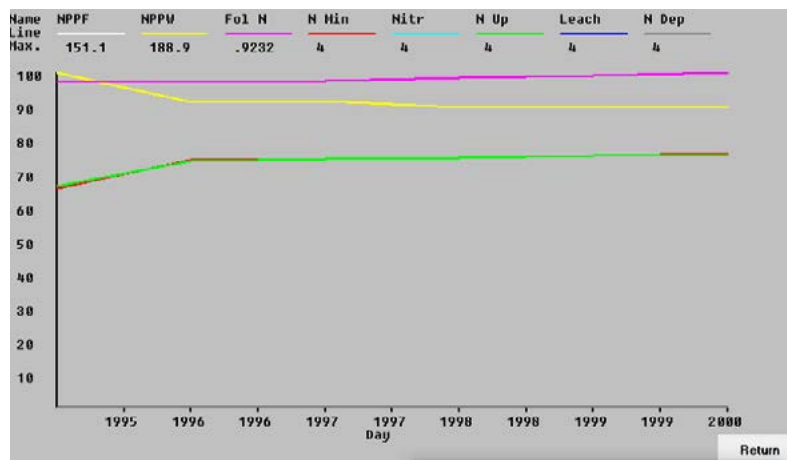


Figura 2. Simulación de variables de biomasa con el modelo PnNET.

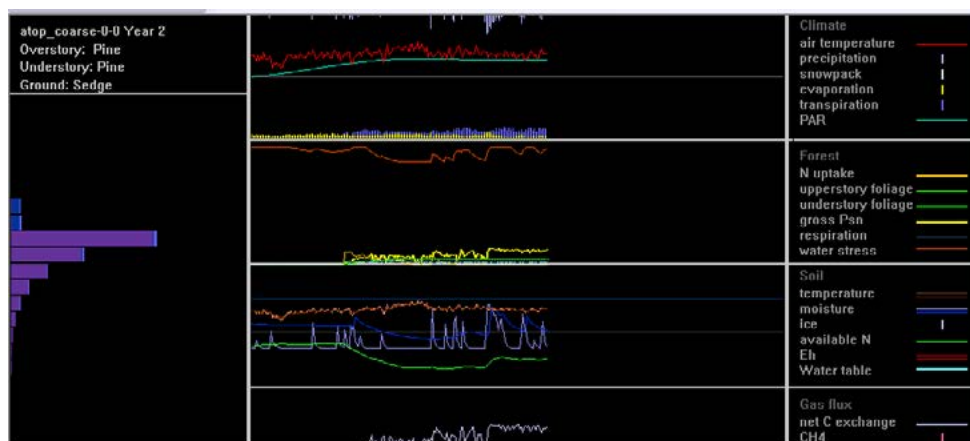


Figura 3. Simulación de variables de biomasa con el modelo DNDC.

La parametrización de los modelos permitió observar que es necesario continuar con la colecta de información, particularmente en las actividades históricas de manejo en el sitio a una escala temporal y espacial más fina. Es importante realizar la validación de los modelos de procesos usados para evaluar la fiabilidad de los datos aquí obtenidos. Miquelajauregui (2013) también resalta la importancia de realizar análisis de sensibilidad para identificar las variables con mayor influencia sobre los resultados y estimar la incertidumbre asociada con la determinación de estos parámetros.

Este trabajo es un esfuerzo importante en el uso de nuevas metodologías para la evaluación de la dinámica de carbono. Una vez que los modelos hayan sido validados podrán utilizarse para simular efectos de los diferentes tipos de perturbación y respuestas de la biomasa a futuros cambios en el clima.

Conclusiones

Se parametrizaron los modelos Forest-DNDC y PNET. Existieron diferencias en la acumulación de biomasa entre ambos modelos por lo que es necesario realizar la validación y evaluar la fiabilidad de los datos. La parametrización de los modelos requirió de una cantidad considerablemente alta de datos de entrada y permitió observar que es necesario continuar con la colecta de información particularmente en las actividades históricas de manejo en el sitio una escala temporal y espacial más fina. Este trabajo es un esfuerzo importante en el uso de nuevas metodologías para la evaluación de la dinámica de carbono.

Una vez que los modelos hayan sido validados podrán utilizarse para simular efectos de los diferentes tipos de perturbación y respuestas de la biomasa a futuros cambios en el clima.

Agradecimientos

Esta investigación fue patrocinada por la Oficina de Programas Internacionales del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de EE.UU., a través del Northern Research Station y el Programa de Paisajes Sustentables de la Agencia para el Desarrollo Internacional de EE.UU. y, por medio del proyecto: Reducing greenhouse gas emissions and improving Forest Management in Mexico.

Literatura citada

- Aber, J. D. and C.A. Federer. 1992. A generalized, lumped-parameter model of photosynthesis, evapotranspiration, and net primary production in temperate and boreal forest ecosystems. *Oecologia* 92:463-474.
- Aber, J. D., S. V. Ollinger and C. D. Driscoll. 1997. Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modeling* 101:61-78.
- Aber, J. D., S. V. Ollinger, C. T. Driscoll, C. A. Federer and P. B. Reich. 2005. PnET Models: Carbon, Nitrogen, Water Dynamics in Forest Ecosystems (Vers. 4 and 5). Model product. Tennessee, U.S.A. DOI:10.3334/ORNLDAAAC/817.
- Ángeles-Pérez, G., W. Craig, R. Birdsey, R. Valdez-Lazalde, H. De los Santos-Posadas y F. O. Plascencia-Escalante. 2012. Sitio intensivo de monitoreo de flujos de CO₂ a largo plazo en bosques bajo manejo en el centro de México. *En: F. Paz y R. M. Cuevas (Ed.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de México e Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. pp. 793-797.*
- CEC. 2014. Estimating Carbon Dynamics in the Tropical Semi-Deciduous Forest of the Yucatan Peninsula. Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 45 p.
- Dai, Z., C. C. Trettin, C. Li, H. Li, G. Sun and D. M. Amatya. 2012. Effect of Assessment Scale on Spatial and temporal variations in CH₄, CO₂ and N₂O fluxes in a Forested Watershed. *Water, Air, and Soil Pollution* 223:253-265.
- Dai, Z., R. A. Birdsey, K. D. Johnson, J. M. Dupuy, J. L. Hernandez-Stefanoni and K. Richardson. 2014. Modeling Carbon Stocks in a Secondary Tropical Dry Forest in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Water Air Soil Pollut* 225:1925.
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 5^a Edición. México. 90 p.
- Hernández P., D., H. M. De los Santos, G. Ángeles, J. R. Valdez y V. H. Volke. 2013. Funciones de ahusamiento y volumen comercial para *Pinus patula* Schldt. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(16):34-45.
- 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. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal.
- Li, C., J. Aber, F. Stange, 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.
- Li, C., J. Cui, G. Sun and C. C. Trettin 2004. Modeling impacts of Management on Carbon Sequestration and Trace Gas Emissions in Forested Wetland Ecosystems. *Environmental Management (Supplement)* 33:176-186.
- Miehle, P., S. J. Livesley, P. M. Feikema, C. Li and S.K. Arndt. 2006. Assessing productivity and carbon sequestration capacity of *Eucalyptus globules* plantation using the process model Forest-DNDC: Calibration and validation. *Ecological Modeling* 192:83-94.
- Miquelajauregui, Y. 2013. Modelos de simulación de la dinámica del carbono. *En: J. A. Blanco (Ed.). Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales. Barcelona: OmniaScience* 15-38.
- Pan, P., R. Birdsey, J. Hom and K. McCullough. 2009. Separating effects of changes in atmospheric composition, climate and land-use on carbon sequestration of U.S. Mid-Atlantic temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259(2):151-164.
- Soriano-Luna, M. Á., G. Ángeles-Pérez, T. Martínez-Trinidad, F. O. Plascencia-Escalante y R. Razo-Zárate. 2015a. Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia* 49:423-438.
- Soriano-Luna, M. Á., G. Ángeles-Pérez, T. Martínez-Trinidad, F. O. Plascencia-Escalante y R. Razo-Zárate. 2015b. Acumulación de biomasa aérea en bosques bajo manejo en la región forestal de Zacualtipán, Hidalgo. *En: F. Paz y J. Wong (Ed.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-2-9. 200-207.*
- Stange, F., K. Butterbachl, H. Papen, S. Zechmeister-Boltenstern, 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.

5.32 Evaluación de diseños de muestreo para estimar cobertura forestal con fotografías digitales: Una simulación espacial

Salas-Aguilar Víctor M.¹ y Paz-Pellat Fernando¹

¹Programa Mexicano del Carbono. Chiconautla 8, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco de Mora, Estado de México.
Autor para correspondencia: vsalasaguilar@gmail.com

Resumen

La estimación de la cobertura del dosel mediante fotografías digitales es una herramienta factible para su uso en muestreos forestales. En este trabajo se evaluaron cuatro diseños de muestreo en tres diferentes patrones espaciales de agrupamiento de árboles. Se simuló la cobertura proyectada de los árboles y el área de captura de una fotografía dentro un sistema de información geográfica en 30 parcelas de muestreo. Se aplicó el índice del vecino más cercano para inferir sobre la distribución espacial de los árboles en cada parcela. Los diseños PMCB y SLAT fueron los que obtuvieron menores errores absolutos ($EAM < 0.10$). El error de PMCB fue menor en parcelas con patrones de agrupamiento aleatorio y disperso, mientras que el diseño que obtuvo menor error absoluto en patrones agrupados fue SLAT. Los resultados indicaron que los diseños que incluyen capturas fotográficas de forma diagonal son los que dan los mejores resultados.

Palabras clave: *patrones de agrupamiento; zenit.*

Abstract

The estimate of the canopy cover through digital photos is a tool that is feasible for its use in forest sampling. This work evaluated four sampling designs in three different spatial patterns of grouping of trees. We simulated projected cover of the trees and the capture area of a photograph within a geographic information system in 30 sample plots. We applied the index of the closest neighbor to infer on the spatial distribution of trees in each plot. The PMCB and SLAT designs were obtained lows absolute errors ($EAM < 0.10$). The error of PMCB was lower in plots with random grouping patterns and dispersed, while the design that get less absolute error in patterns grouped was SLAT. The results indicated that the designs that include photographic captures diagonally are the ones that give the best results.

Key words: *patterns of clustering; zenit.*

Introducción

La cobertura de la copa de los árboles es una variable importante que regula los procesos fisiológicos en ecosistemas forestales. Debido a la dificultad de hacer mediciones directas, algunos métodos indirectos como fotografías digitales han sido usados para evaluar la cobertura arbórea en distintos ecosistemas (Chianucci *et al.*, 2014).

Las investigaciones que estiman la cobertura arbórea con fotografías digitales, generalmente se centran en analizar los huecos entre las copas para estimar el índice de área foliar (Poblete *et al.*, 2015), comparación entre clasificadores (Macfarlane, 2011) o evalúan el ángulo a zenit en la que fue tomada la fotografía (Macfarlane *et al.*, 2007). Aunque mencionan la ubicación de la captura fotográfica en la parcela de muestreo, no brindan referencia sobre el diseño de muestreo es óptimo para estimar la cobertura.

El trabajo de Jennings *et al.* (1999) describe en un apartado sobre el número de muestras óptimo para la medición de cobertura de copa, sin embargo, menciona que se deben de tomar entre 50 y 400 capturas para tener una precisión adecuada entre lo medido y observado. Este número de muestras resulta impráctico si se realizara en un estudio real, según Mu *et al.* (2015) un buen método de muestreo puede mejorar la precisión de la estimación con pocas muestras.

Los estudios forestales necesitan un método práctico para evaluar la cobertura del dosel dentro de las parcelas típicas de muestreo (1000 m²), por lo tanto en esta investigación se realizó una simulación del área de copa arbórea capturada por el área real de una fotografía digital dentro de tres patrones de agrupamiento.

El objetivo de esta investigación fue evaluar cuatro diseños de muestreo para estimar la cobertura forestal

Materiales y Métodos

Descripción de un sitio de muestreo.

La parcela de medición en inventarios de carbono es de forma circular. Cubre una superficie de 1000 m², el radio del círculo mide 17.85 m. El sitio está diseñado para obtener información de carbono y biodiversidad a diferentes escalas de medición (PMC, 2015).

Captura de una imagen a zenit

El área real captada por una fotografía se encuentra en función del tamaño del sensor y la distancia focal. Otra variable importante es la distancia del lente al objeto, en el caso de estimar la cobertura del dosel, la distancia corresponde de la copa del árbol al lente de la cámara.

El tamaño del sensor (n) se puede encontrar en las especificaciones técnicas de la cámara, el ángulo de visión (θ) de la lente depende de la distancia focal asignada por el usuario (f) y se calcula con la Fórmula 1.

$$\theta = 2 * \tan^{-1} \left(\frac{n}{2*f} \right) \quad (1)$$

El área real de captura de una fotografía se calcula con la Ecuación 2.

$$\frac{f}{h} = \frac{n}{G} \quad G_{ij} = \frac{n_{ij}*h}{f} \quad (2)$$

donde, G es la longitud real del objeto en lo horizontal (i) y vertical (j). En el caso de una cámara Canon Eos Rebel T5 el valor de n_i y n_j es de 22.3 mm y 14.9 mm, respectivamente. En este trabajo el valor supuesto de altura del arbolado (h) se fijó a 4 m (4000 mm) y la distancia focal (f) en 18 mm.

La longitud horizontal y vertical simulada de la captura, fue de 4.95 y 3.31 m (16.38 m²). En situaciones reales donde la altura del árbol en el sitio de la captura supere los 4 m, el valor de f se puede ajustar al multiplicar la altura del arbolado por la constante 4.5 ($f = 4.5 * h$), de esta manera se asegura que se mantenga el área capturada real a distinta altura del árbol en todo el sitio de muestreo.

Simulación espacial del área proyectiva de la copa.

La ubicación espacial de 30 parcelas fue obtenida del proyecto RETUS con BASES EDOMEX dentro de la región forestal 01 Toluca. Cada parcela cuenta con su coordenada central (UTM 14) además de la distancia y azimut de los arboles con respecto a ella. La ubicación de los arboles dentro de la parcela se calculó con Ecuación 3.

$$x, y = pc + \sin(\text{Radian}(A_i)) * DPC_i, \quad pc + \cos(\text{Radian}(A_i)) * DPC_i \quad (3)$$

donde, pc es la ubicación central de la parcela, Ai y $DPCi$ son el azimut y distancia al punto central del árbol respectivo. Para proyectar el área de la copa, se asignó un área de influencia con diámetro de 4 m (Figura 1).

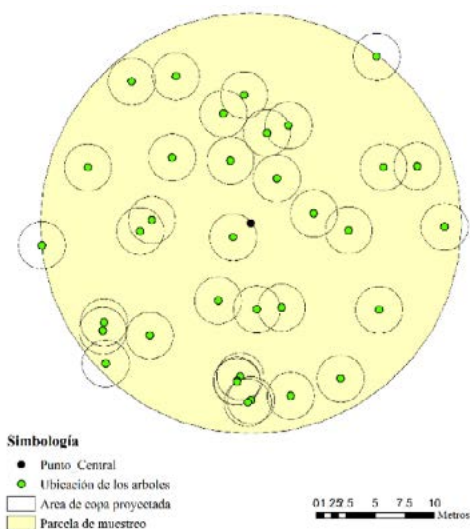


Figura 1. Ubicación de los árboles dentro de una parcela de muestreo y área de influencia de la copa simulada.

Los patrones espaciales de los árboles fueron evaluados mediante la ecuación del vecino más cercano (ANN). Si el patrón de la distribución de los árboles es completamente aleatoria $ANN=1$, si $ANN<1$ los árboles se encuentran agrupados, si el valor $ANN>1$ la masa arbórea es regular.

Evaluación de diseños de muestreo.

Se evaluaron dos diseños mencionados en la literatura: VALERI (Baret *et al.*, 2005) y SLAT (Kuhnell *et al.*, 1998) y se propusieron dos muestreo alternativos: PMCB (Parcelas de muestreo de carbono y biomasa) y MR (Malla regular). El diseño VALERI está compuesto de 13 muestras, SLAT 15 muestras, PMCB 21 muestras y MR 37 muestras (Figura 2).

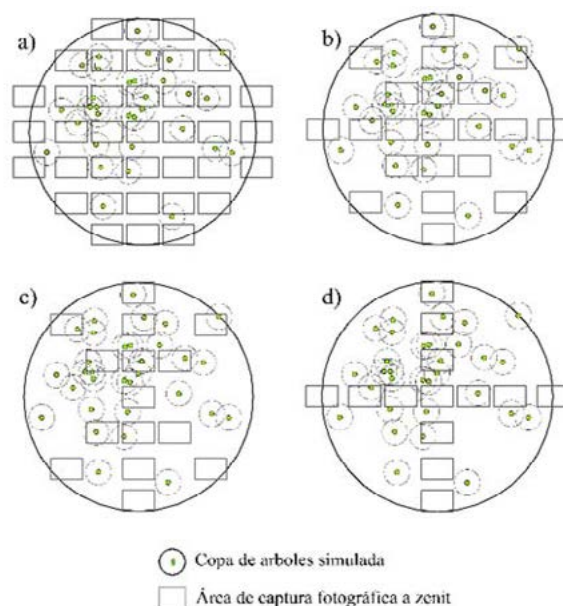


Figura 2. Capturas fotográficas por diseño de muestreo: a) diseño MR, b) diseño PMCB, c) diseño SLAT, d) diseño VALERI.

Para determinar la cobertura del dosel, por sitio y tipo de muestreo. Se construyó una rejilla (10*10) a cada a captura simulada, el propósito de esto fue simular los pixeles de una cámara fotográfica (Figura 3). La cobertura real capturada, se calculó al dividir las áreas de copa superpuestas entre el tamaño de la parcela (1000m²). Por otra parte la cobertura estimada, resultó de la Ecuación 4.

$$\sum_{i=0}^n \frac{NPS_i}{NTP} \tag{4}$$

donde, *NPS_i* es el número de pixeles simulados que se intersectan con el área de copa, *NTP* es el número de pixeles por diseño de muestreo.

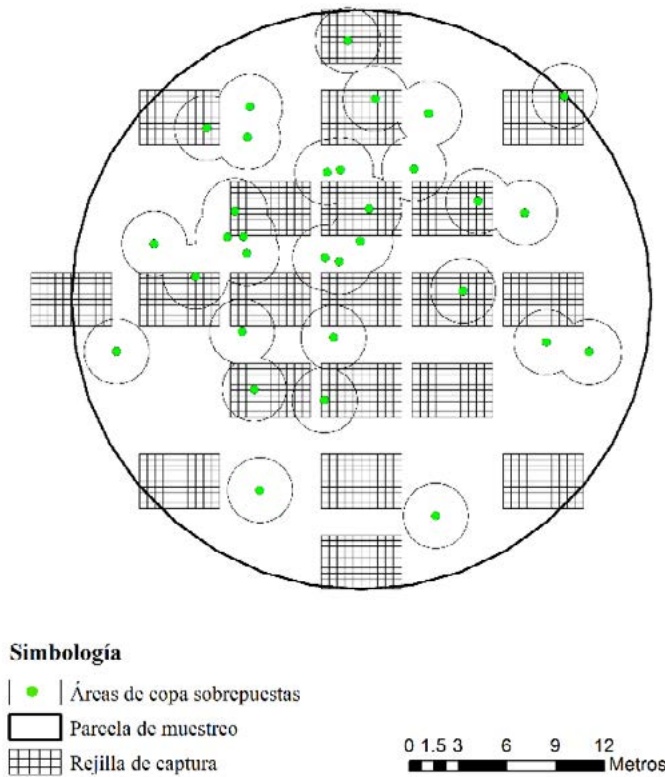


Figura 3. Estimación de la cobertura de copa con respecto al área de superpuesta.

El error entre lo observado *O* y estimado *E* se midió con el error absoluto medio (Fórmula 5).

$$EAM = N^{-1} \sum_{i=1}^N |O_i - E_i| \tag{5}$$

Resultados y Discusión

Comparación de diseño de muestreo

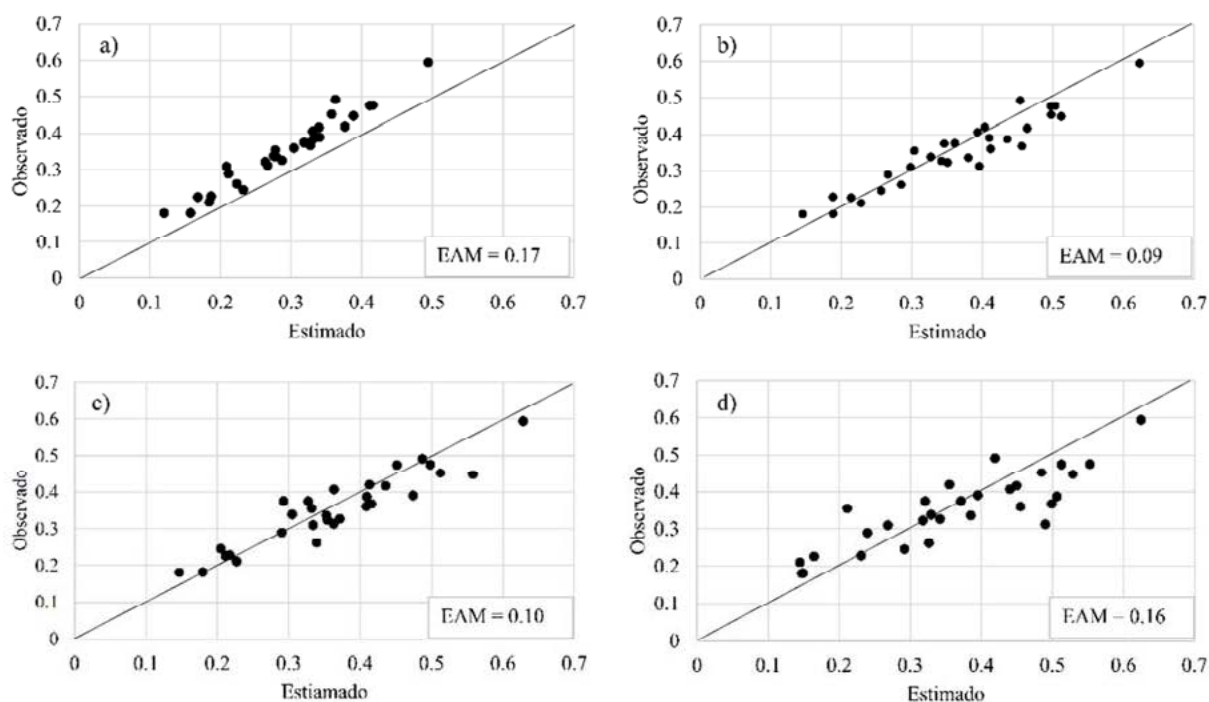
El valor real y estimado por tipo de diseño de muestreo y patrón espacial de los arboles es mostrado en el Cuadro 1. En dos de los tres tipos de patrones espaciales, el diseño PMCB es el que mostró menor error. El segundo diseño que mostro menor error fue SLAT, esto indica que el diseño de muestreo con capturas fotográficas en forma diagonal, son los que presentan mejores resultados. El diseño MR y VALERI fueron los que presentaron mayor y menor número de muestras, respectivamente. Sin embargo, sus errores fueron los más altos. Prácticamente estos resultados los descartan de considerarlos en un muestreo real.

Cuadro 1. Valores estimados y observados de cobertura, por tipo de muestreo y patrón espacial de los árboles

| Diseño | Patrón espacial | Observado | Estimado | Error |
|--------|-----------------|-----------|----------|-------|
| MR | Agrupado | 0.371 | 0.309 | 0.175 |
| | Aleatorio | 0.340 | 0.281 | 0.173 |
| | Disperso | 0.349 | 0.290 | 0.171 |
| PMCB | Agrupado | 0.371 | 0.393 | 0.091 |
| | Aleatorio | 0.340 | 0.345 | 0.097 |
| | Disperso | 0.349 | 0.369 | 0.089 |
| SLAT | Agrupado | 0.371 | 0.370 | 0.079 |
| | Aleatorio | 0.340 | 0.360 | 0.119 |
| | Disperso | 0.349 | 0.357 | 0.117 |
| VALERI | Agrupado | 0.371 | 0.403 | 0.153 |
| | Aleatorio | 0.340 | 0.337 | 0.179 |
| | Disperso | 0.349 | 0.392 | 0.145 |

La Figura 4 muestra el total de valores observados y estimados por diseño de muestreo, el diseño PMCB se distribuye simétricamente alrededor de la línea predicha, por lo tanto su error es menor, el diseño STAT también mantiene un error bajo similar al diseño anterior, se realizó una prueba t de Student para dos media pareadas y se comprobó que no existen diferencias significativas entre estos dos diseños ($p > 0.86$).

El diseño MR mantiene una sobreestimación del 17%, por esta razón no se recomienda aplicar este diseño, además que es el que contiene mayor número de capturas. Por último el diseño VALERI tiene un error promedio de 16%, la dispersión de los valores predichos con respecto a los observados es mayor con respecto a los dos primeros muestreos.

**Figura 4. Valor observado y predicho entre los diferentes diseños de muestreo. a) MR; b) PMCB; c) SLAT y d) VALERI.**

Conclusiones

La simulación creada permite hacer inferencias sobre el diseño de muestreo para estimar cobertura del dosel con fotografías digitales.

Los diseños PMCB y SLAT se recomiendan para hacer estos tipos trabajos, si se quiere tener una aproximación precisa y sin tantas muestras el diseño SLAT es el indicado por requerir 15 capturas y tener un error similar que el diseño PMCB que contiene 21 capturas.

El diseño PMCB mostró mayor precisión en los patrones espaciales aleatorio y disperso, por su parte en el patrón agrupado, el diseño SLAT obtuvo menor error.

El diseño MR no se recomienda por ser la que tiene el mayor error y necesitar mayor cantidad de capturas.

Literatura citada

- Baret, F., M. Weiss, D. Allard, S. Garrigues, M. Leroy, H. Jeanjean, R. Fernandes, R. Myneni, J. Privette and J. Morisette. 2005. Valeri: A Network Of Sites And A Methodology For The Validation Of Medium Spatial Resolution Land Satellite Products. *Remote Sensing Of Environment* 76:36-39.
- Chianucci, F., U. Chiavetta and A. Cutini. 2014. The Estimation Of Canopy Attributes From Digital Cover Photography By Two Different Image Analysis Methods. *Iforest-Biogeosciences And Forestry* 7:255.
- Jennings, S., N. Brown and D. Sheil. 1999. Assessing Forest Canopies And Understorey Illumination: Canopy Closure, Canopy Cover And Other Measures. *Forestry* 72:59-74.
- Kuhnell, C. A., B. M. Goulevitch, T. J. Danaher and D. P. Harris. 1998. Mapping Woody Vegetation Cover Over The State Of Queensland Using Landsat Tm Imagery. *Proceedings Of The 9th Australasian Remote Sensing And Photogrammetry Conference*. pp. 20-24.
- Macfarlane, C. 2011. Classification Method Of Mixed Pixels Does Not Affect Canopy Metrics From Digital Images Of Forest Overstorey. *Agricultural And Forest Meteorology* 151:833-840.
- Macfarlane, C., M. Hoffman, D. Eamus, N. Kerp, S. Higginson, R. Mcmurtrie and M. Adams. 2007. Estimation Of Leaf Area Index In Eucalypt Forest Using Digital Photography. *Agricultural And Forest Meteorology* 143:176-188.
- Mu, X., M. Hu, W. Song, G. Ruan, Y. Ge, J. Wang, S. Huang and G. Yan. 2015. Evaluation Of Sampling Methods For Validation Of Remotely Sensed Fractional Vegetation Cover. *Remote Sensing* 7:16164-16182.
- Poblete-Echeverría, C., S. Fuentes, S. Ortega-Farias, J. Gonzalez-Talice and J. A. Yuri. 2015. Digital Cover Photography For Estimating Leaf Area Index (Lai) In Apple Trees Using A Variable Light Extinction Coefficient. *Sensors* 15:2860-2872.
- PMC. 2015. Manual de Procedimientos Inventario de Carbono+. Estudio de Factibilidad Técnica para el Pago de Bonos de Carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Coordinador: F. Paz-Pellat. Colaboradores: F. Rojas-García, J. C. Wong-González y J. I. Pulido-Ponce. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. 57 p.

5.33 Differences in soil respiration in wet and dry seasons in a tropical dry forest in Northwestern of México

Fong-López Liza F.¹; Sandoval-Aguilar Maritza¹; Sanchez-Mejia Zulia M.¹ and Yépez Enrico A.¹

¹Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora.
Autor para correspondencia: lizafong61@gmail.com

Abstract

Soil respiration is one of the main sources of CO₂ emission into the atmosphere and has high variability due to different factors such as: climatic conditions, topography, soil type and, the soil's microbiota. Especially in seasonally dry regions, where the rain is concentrated in a few months of the year and the CO₂ flux is controlled by precipitation events. This study presents soil respiration patterns at three sites with different successional stages in a dry tropical forest, in the northwestern of Mexico. The soil respiration, along with respective soil temperature and soil moisture variations are reported in a period from June 2016 to March 2017 and, furthermore assesses the importance of soil moisture as a control of the flux. Found that an old growth site had the highest soil respiration rates and R_s was maintained over longer periods of time with respect to sites with an early succession and a secondary forest, which presented a more attenuated response of R_s to rainfall.

Key words: *biogeosciences; CO₂ efflux; carbon cycle; arid ecosystems.*

Resumen

La respiración de suelo es una de las principales fuentes de emisión de CO₂ a la atmósfera y, posee alta variabilidad debido a distintos factores como: condiciones climáticas, topografía, tipo de suelo y microbiota presente. Principalmente en regiones estacionalmente secas, donde la lluvia se concentra en unos meses del año, el flujo de CO₂ es controlado por eventos de precipitación. Este estudio presenta las tasas de respiración de suelo en tres sitios con diferente estado sucesional en un bosque tropical seco en el noroeste de México. Se reporta la respiración de suelo por estación, con su respectiva temperatura y humedad de suelo, en un periodo de junio de 2016 a marzo 2017, además se evalúa la importancia de la humedad como control del flujo. El sitio maduro tuvo los flujos más altos y sostenidos con respecto a sitios de sucesión temprana y bosques secundarios quienes presentaron una respuesta as atenuada a la precipitación.

Palabras clave: *biogeosciencias, flujo de CO₂; ciclo del carbono; ecosistemas áridos.*

Introduction

The net ecosystem carbon (C) exchange with the atmosphere is a result of two large fluxes, the influx through photosynthesis and the outflux by ecosystem respiration (Comstedt *et al.*, 2011). The carbon dioxide (CO₂) flux from soils to the atmosphere (called soil respiration, R_s) is one of the major fluxes in the global carbon cycle (Schlesinger and Andrews, 2000), just next to photosynthesis (Liu *et al.*, 2016). Since, R_s is an important component of the carbon cycle, efforts should be focused on understanding what controls this process, especially taking into account possible shifts in the precipitation regime in semiarid regions (Fang and Moncrieff, 2001).

Yet, there is still a relatively limited knowledge about the variation of R_s and its controlling factors in seasonally dry ecosystems (Liu *et al.*, 2010). Present and future work should focus in understanding the variables that trigger and drive R_s (Saiz *et al.*, 2006). R_s is challenging to measure and monitor since it is one of the most variable processes in soils (Aiken *et al.*, 1991). R_s could be driven by a combination of edaphic parameters (soil texture, temperature and moisture, carbon and nitrogen content), plant physiology (photosynthesis), functional traits (plant functional type, phenological and reproductive stage) and, microbiological factors (biodiversity and metabolism) (Ekblad and Hogberg, 2001; Ryan and Law, 2005). Indeed, R_s efflux is highly sensitive to climate conditions like soil temperature and moisture content (Rey *et al.*, 2002). For instance, in arid and semiarid ecosystems, soil moisture can influence R_s (Conant *et al.*, 2004), due to seasonality (*e.g.*, wet and dry seasons). The tropical dry forest (TDF) covers almost 43% of the global tropical forests land cover (Becknell, 2012). In northwestern of Mexico, where the northern limit of its distribution occurs, the TDF presents high seasonality in precipitation regimes distributed in a few months (Jul-Oct), with an accumulated amount between 400-1000 mm.

“Birch effect” is a phenomenon associated with soil wetting and drying cycles, promoting and boosting its processes, like stimulation of soil microorganisms, that result in an increase of CO₂ flux from soil and it occurs at large spatial scales (Jarvis *et al.*, 2007). Therefore it represents an important phenomena to take account in the understanding of the carbon cycle.

The aim of this study was determinate the R_s rates at three successional sites of the tropical dry forest the TDF in northwestern Mexico and to assess the potential controls of soil moisture and temperature.

Materials and Methods

Study site

The study site is located in the Northwest of Mexico, within the Rio Cuchujaqui basin, at the Sierra de Alamos-Rio Cuchujaqui Natural Preserve in Sonora (APFF-CONANP) (26°52'48" N, 108°34'12" W). The climate is semiarid warm BS1(h')hw(e), mean annual temperature is 24.3 °C and annual precipitation of 712 mm (San Bernardo Meteorological Station, Comisión Nacional del Agua) (Álvarez-Yépez *et al.*, 2011), with two different seasons: a dry (Nov-June) and a wet (Jul-Oct) seasons. The vegetation dominant type is tropical dry forest, also known as "selva baja caducifolia".

The three sites were strategically selected in function of its successional stage: a mature/old growth (TDF_m), an early succession (TDF_{es}) and a secondary (TDF_s) tropical dry forest (Álvarez-Yépez *et al.*, 2008).

The TDF_m represents a site free of anthropogenic activities in the last 9 years (grazing) and it had never been cleared. It keeps its representative vegetation, dominated by *Lysiloma divaricatum*, *Croton flavescens*, *Croton lindquistii*, *Pachycereus pecten-aboriginum* among others (Villanueva-Hernández, 2015). Litterfall production in this site accounts for 4.03 Mg ha⁻¹year⁻¹ (Nevescanin-Moreno *et al.*, 2016) and averages 5.5 ± 0.2% of soil organic matter (Sandoval-Aguilar *et al.*, 2014).

The TDF_{es} was a TDF that was cleared and it has been abandoned for 9 years. The vegetation dominant in this site is mainly *Acacia cochliacantha* Willd. and *Mimosa* spp. Nevescanin-Moreno *et al.* (2016) also a productivity of litter leaf of 3.66 Mg ha⁻¹year⁻¹ and a 4.2 ± 0.1% of soil organic matter (Sandoval-Aguilar *et al.*, 2014).

The TDF_s was cleared and have been in recuperation for more than 30 years. It presents some representative species of a Mature TDF, as *Haematoxylum brasiletto* Karst, *Pachycereus pecten-aboriginum* (Villanueva-Hernández, 2015), and the production of litter in this site is 2.34 Mg ha⁻¹year⁻¹ (Nevescanin-Moreno *et al.*, 2016).

Experimental design

The experiment started in June 2016, just before the beginning of the wet season. It was used the experimental design of Sandoval-Aguilar *et al.* (2016) (Figure 1), where each site had a central point from where 10-cm PVC collars were located in 4 transects of 60 m, one in each cardinal direction, and there was a distance of 20 m between each collar.

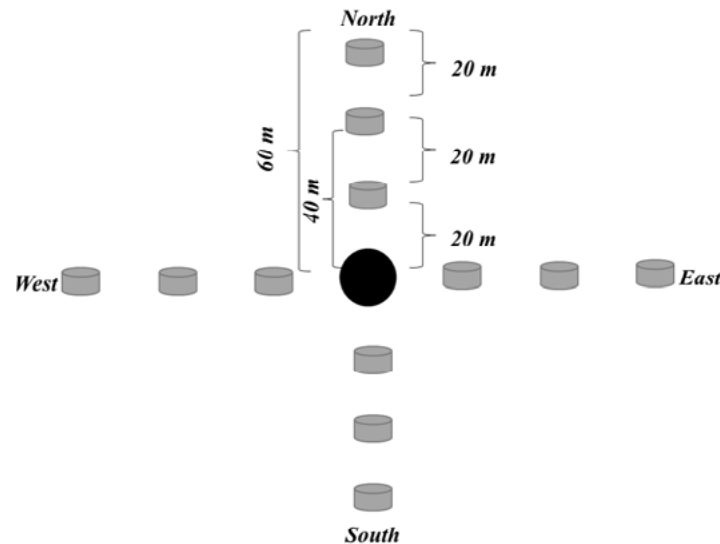


Figure 1. A) Experiment design (Sandoval-Aguilar *et al.*, 2014).

R_s was measured with an infrared gas analyzer LI-8100A (Licor, Inc. Lincoln NE). The length of the measurements were of 2 min, discarding the first 30 s for equilibration.

R_s was calculated by Equation 1.

$$F_c = \frac{10VP_0 \left(1 - \frac{W_0}{1000}\right) \frac{\partial C'}{\partial t}}{RS(T_0 + 273.15)} \quad (1)$$

where, F_c is the soil CO₂ efflux rate ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), V is volume (cm^3), P_0 is the initial pressure (kPa), W_0 is the initial water vapor mole fraction (mmol mol^{-1}), S is soil surface area (cm^2), T_0 is initial air temperature ($^{\circ}\text{C}$) and $\frac{\partial C'}{\partial t}$ is the initial rate of change in water-corrected CO₂ mole fraction ($\mu\text{mol mol}^{-1}$).

Measurements were made monthly starting in June 2016 until March 2017, and was also measured volumetric humidity (%) with an humidity sensor Theta probe ML2x, Delta service (Cambridge, U.K.) and temperature (C) with a thermocouple thermometer (Barnant Co., Barrington, IL, USA).

Data analyses

One-way ANOVA was used to found if there were statistic differences of R_s among sites and Tukey's multiple comparisons method ($p < 0.05$) was used to identify which one was different. Stepwise analyses was used with transformed data (Square-root) to found the best model, and the percentage of influence over soil respiration. Also, it was done a linear regression to get the correlation between R_s and its controls. All statistical analyses were conducted with SAS software (SAS Institute Inc., 2010, Cary, NC, USA).

Results and Discussions

Carbon fluxes are regulated by different factors, like availability of substrate ready to be decomposed under optimal conditions of soil temperature and soil moisture (Verduzco *et al.*, 2015).

During the dry season all sites have similar R_s rates, and all presented a notorious increase in the beginning of the wet season. TDF_s had the highest rate of R_s and was sustained for a longer period of time, while, R_s had a dramatic decrease in TDF_{es} and TDF_m as the soil started to dry (Table 1), a pattern that was previously observed in this ecosystem (Sandoval-Aguilar, 2016). Notably, during the wet season the TDF_m was not the site with the highest soil moisture, suggesting that other controls drive of R_s in this site. Previous studies suggest that the magnitude of R_s early in the wet season depends on the amount of labile carbon present (Jarvis *et al.*, 2007), which would explain the higher rates of R_s at the TDF_m since this site has the highest amount of soil organic matter ($5.5 \pm 0.2\%$) (Sandoval-Aguilar *et al.*, 2014) and litter ($4.03 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) (Nevescanin-Moreno *et al.*, 2016). Thus, it is possible that more organic matter available for decomposition resulted in a higher soil respiration rates.

Table 1. Monthly average of soil respiration flux in the sites of study.

| Month | DOY | Soil respiration flux ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) | | |
|-----------|----------|---|----------------------|---------------|
| | | Mature TDF | Early succession TDF | Secondary TDF |
| June | 154 | 0.8 ± 0.4 | 0.6 ± 0.8 | 0.5 ± 0.2 |
| August | 225 | 5.3 ± 0.8 | 5.3 ± 1 | 5.6 ± 1 |
| September | 258, 272 | 5.1 ± 0.9 | 4.9 ± 1.6 | 5.5 ± 1.8 |
| October | 300 | 5.5 ± 3.5 | 1.7 ± 1 | 2 ± 0.6 |
| November | 328 | 1.2 ± 0.7 | 0.9 ± 0.6 | 0.8 ± 0.4 |
| December | 351 | 0.9 ± 0.5 | 0.8 ± 0.2 | 0.4 ± 0.2 |
| February | 399 | 0.8 ± 0.4 | 0.6 ± 0.3 | 0.4 ± 0.2 |
| March | 433 | 1.2 ± 0.2 | 2.8 ± 4.4 | 1.3 ± 0.4 |

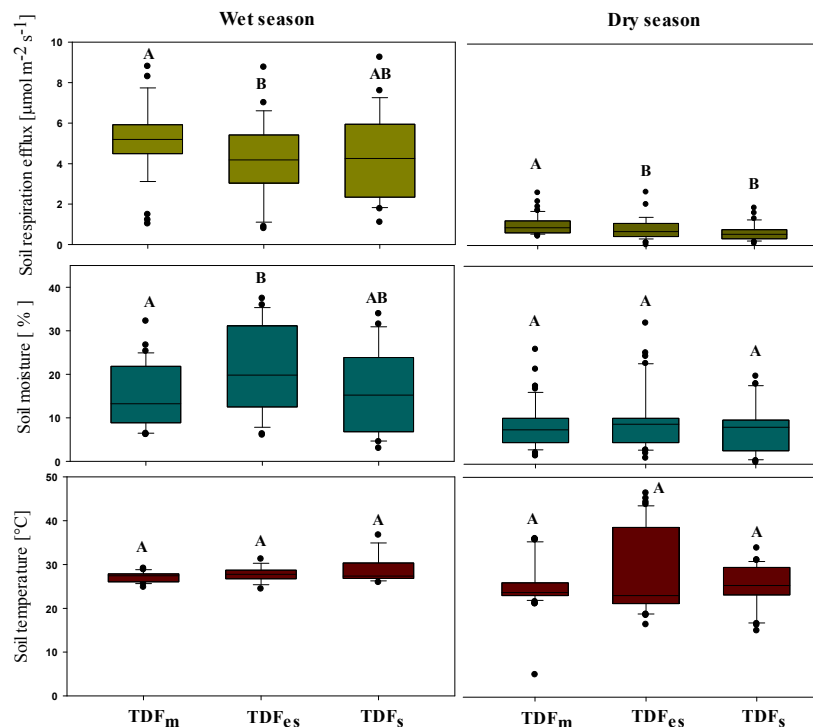


Figure 2. Seasonal averages of soil respiration, soil temperature and soil moisture of the sites of study (A= TDF_m , B= TDF_{es} and C= TDF_s). Different letters over the boxes indicate significant differences (ANOVA, Tukey's HSD test, $P < 0.05$).

The higher amounts of soil moisture were measured at TDF_{es} during the wet season and the highest soil temperature during the dry season due to the low amount of vegetation coverage (Nevescanin-Moreno *et al.*, 2016), however, this site did not present the highest R_s rates (Figure 2).

TDF_{es} have more microorganisms than the other sites (Sandoval-Aguilar, 2016) and, is known that an increase of soil moisture right after a drought should increase R_s primarily due to heterotrophic respiration as a result of the stimulation of microbial activity (Jarvis *et al.*, 2007) and an increase of microbial populations (Griffiths and Birch, 1961), therefore, the early increase and early decrease of R_s rate could be explained by the microorganisms present in soil.

Conclusions

Soil respiration is controlled by distinct drivers, across successional sites in the tropical dry forest of northwestern Mexico. We found that a mature/old growth site showed the highest R_s and the R_s rates were sustained over a longer period of time, perhaps explained by more organic matter available to decompose and the autotrophic contribution of roots in soil. In contrast the recently abandoned site was probably dominated by heterotrophic respiration since rapid increases in R_s followed the onset of rainfall but R_s rates rapidly decreased.

Acknowledgements

We would like to thank the Fondo Sectorial Sep-CONACYT for funding the project CB-2013- 01: 221014, Nature and Culture International (NCI) for the access to the Monte Mojino Reserve, and CONANP for authorization and support at the Sierra de Alamos-Rio Cuchujaqui Natural Preserve in Sonora (APFF-CONANP).

Bibliography

- Aiken, R. M., M. D. Jawson, K. Grahammer and A. D. Polymenopoulos. 1991. Positional, Spatially Correlated and Random Components of Variability in Carbon Dioxide Efflux. *Journal of environmental quality* 20:301-08.
- Álvarez-Yépiz, J. C., M. Dovčiak and A. Búrquez. 2011. Persistence of a rare ancient cycad: effects of environment and demography. *Biological Conservation* 144:122-30.
- 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* 256:355-66.
- Becknell, J. M.. 2012. Carbon cycling in secondary tropical dry forest from species to global scales. University of Minnesota.
- Comstedt, D., B. Boström and A. Ekblad. 2011. Autotrophic and heterotrophic soil respiration in a Norway spruce forest: estimating the root decomposition and soil moisture effects in a trenching experiment. *Biogeochemistry* 104:121-32.
- Conant, R. T., P. Dalla-Betta, C. C. Klopatek and J. M. Klopatek. 2004. Controls on soil respiration in semiarid soils. *Soil Biology and Biochemistry* 36:945-51.
- Ekblad, A. and P. Hogberg. 2001. Natural abundance of ^{13}C in CO_2 respired from forest soils reveals speed of link between tree photosynthesis and root respiration. *Oecologia* 127:305-08.
- Fang, C. and J. B. Moncrieff. 2001. The dependence of soil CO_2 efflux on temperature. *Soil Biology and Biochemistry* 33:155-65.
- Griffiths, E. and H. F. Birch. 1961. Microbiological changes in freshly moistened soil. *Nature* 189:424-24.
- Jarvis, P., A. Rey, C. Petsikos, L. Wingate, M. Rayment, J. Perreira, J. Banza, J. David, F. Miglietta and M. Borghetti. 2007. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the "Birch effect". *Tree physiology* 27:929.
- Liu, B., W. Zhao, X. Chang, S. Li, Z. Zhang and M. Du. 2010. Water requirements and stability of oasis ecosystem in arid region, China. *Environmental Earth Sciences* 59:1235.
- Liu, C., B. C. Colón, M. Ziesack, P. A. Silver and D. G. Nocera. 2016. Water splitting–biosynthetic system with CO_2 reduction efficiencies exceeding photosynthesis. *Science* 352: 1210-13.
- Nevescanin-Moreno, L., E. A. Yépez, D. Villanueva-Hernández, M. A. González-Pelayo y M. Rivera-Díaz. 2016. Reservorios de carbono en un bosque tropical seco en el noroeste de México. En: F. Paz, J. Wong 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 en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Texcoco, Estado de México, México.*



- Rey, A., E. Pegoraro, V. Tedeschi, I. De Parri, P. G. Jarvis and R. Valentini. 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biology* 8:851-66.
- Ryan, M. G. and B. E. Law. 2005. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* 73:3-27.
- Saiz, G., C. Green, K. Butterbach-Bahl, R. Kiese, V. Avitabile and E. P. Farrell. 2006. Seasonal and spatial variability of soil respiration in four Sitka spruce stands. *Plant and Soil* 287:161-76.
- Sandoval-Aguilar, M. 2016. Dinámica de carbono en suelo controlada por procesos biológicos en la sucesión ecológica de un Bosque Tropical Seco. Instituto Tecnológico de Sonora.
- Sandoval-Aguilar, M., S. de los Santos-Villalobos, A. Peláez-Álvarez, Coyotl-Barrios, J. Garatuza-Payan y E. Yépez. 2014. Función microbiana asociada al carbono en sitios de sucesión ecológica de un bosque tropical seco. *En: Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014*. F. Paz-Pellat y J. Wong-González (Eds.). Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. pp. 356-362.
- Schlesinger, W. H and J. A. Andrews. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* 48:7-20.
- 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. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:2081-94.
- Villanueva-Hernández, D. 2015. Estimación de la biomasa aérea en parcelas tipo inventario nacional forestal en un bosque tropical seco de la sierra de Álamos, Sonora. Instituto Tecnológico de Sonora.

5.34 Patrones geospaciales en la producción primaria de ecosistemas semiáridos mediante el uso de indicadores fenológicos

Coronel Claudia¹; Madrigal-Gomez José M.²; Rojas-Robles Nidia E.³; Méndez-Barroso Luis³; Yépez Enrico³; Villagran-González Dolores³; Gámez-Badouin Isaac³; Nevescanín-Moreno Lucía³; Rivera Miguel Á.³ y Garatuza-Payán Jaime³

¹Consultor Independiente.

²Centro de Investigación en Geografía y Geomática, Ing. Jorge L. Tamayo, A.C. Ciudad de México, México.

³Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

Autor para correspondencia: madrigal73@gmail.com

Resumen

La fenología estudia el comportamiento de los sistemas vivos que responden a las dinámicas de la atmósfera baja; estos procesos atmosféricos generan y desarrollan las estaciones durante el año, activan procesos biológicos en la vegetación y ciclos de vida animal, especialmente relacionados con el tiempo y el clima. Entre los procesos biológicos de interés, destaca la producción primaria, que se refiere a la incorporación del CO₂ atmosférico, en compuestos orgánicos o biomasa en las plantas y otros organismos autótrofos. Los procesos de crecimiento, reverdecimiento, senescencia, floración, entre otros, se relacionan con los patrones de fijación o emisión de CO₂ durante un ciclo anual. Aunque otros procesos como la disponibilidad de agua, radiación solar y diversos nutrientes como el N en suelo, son relevantes tanto para la producción primaria como para los eventos fenológicos. Los estudios más robustos basados en observaciones de flujos ecosistémicos como agua, C, energía, momento, etc., son realizados a escala local en el área de influencia de torres de covarianza de vórtices.

Palabras clave: *fenología; dinámicas de la atmósfera baja; tiempo; clima.*

Abstract

Carbon uptake in ecosystems raises multiple morphologic and physiologic changes in vegetation. This phenological indicators as they are called, are responses to the annual variations on water soil availability, solar radiation, meteorological conditions, etc. Greening is one phenological indicator that feedbacks ecosystem fluxes at regional and subcontinental scales. Several phenological metrics like starting and ending of growing period, growing amplitude and greening duration were estimated using MODIS vegetation indexes like EVI and NDVI. These metrics were compared with the same traits observed on time series of data fluxes like NEE and latent heat from eddy covariance systems. Analysis windows of MODIS data were centered on three different sites observing semiarid environments. EVI index was the best predictor of phenological cycles observed on *Quercus* forest, sinaloan shrubs and dry tropical forest over NAME region in Sonora, México. The greening response to water pulses had a lag of two months for *Quercus* forest, indicating a water use strategy drive by evaporation on growing period. Valid correlations between NEE and vegetation index with respect to water pulses and latent heat were found, meaning that a lineal model for primary production can be applied to the analysis window observed with MODIS data.

Key words: *phenology; dynamics of the low atmosphere, time, weather.*

Introducción

La fenología estudia el comportamiento de los sistemas vivos que responden a las dinámicas de la atmósfera baja; estos procesos atmosféricos generan y desarrollan las estaciones durante el año, activan procesos biológicos en la vegetación y ciclos de vida animal, especialmente relacionados con el tiempo y el clima. Entre los procesos biológicos de interés, destaca la producción primaria, que se refiere a la incorporación del CO₂ atmosférico, en compuestos orgánicos o biomasa en las plantas y, otros organismos autótrofos. Los procesos de crecimiento, reverdecimiento, senescencia, floración, entre otros, se relacionan con los patrones de fijación o emisión de CO₂ durante un ciclo anual.

Los cambios en los eventos fenológicos y la producción primaria son una señal importante de las variaciones climáticas año con año, esto permite ver los cambios del medio ambiente a nivel global. En la conferencia internacional de impactos del clima, medio ambiente y sociedad en Japón en 1991, concluyeron que “es necesario por todos considerar y establecer una red de observación fenológica para el monitoreo del cambio climático y sus impactos a los ecosistemas” (Bruns *et al.*, 2003).

Los estudios más robustos basados en observaciones de flujos ecosistémicos como agua, C, energía, momento, etc., son realizados a escala local en el área de influencia de torres de covarianza de vórtices. Ello permite conocer a detalle cómo interactúan los flujos con los componentes bióticos en el dosel de vegetación, dentro del contexto geofísico de un ecosistema y en una ventana espacio-temporal adecuada para modelar su variabilidad interanual, así como la retroalimentación con procesos biofísicos de superficie y en la atmósfera baja. El alcance y cobertura de estos estudios ecohidrológicos se puede extender hacia la extensión total de un ecosistema si se asumen condiciones homogéneas en las variables forzantes como radiación solar, fisiografía, suelo y meteorología (Shuttleworth, 1998). De esta forma, es posible relacionar datos locales de flujos y productividad primaria en ecosistemas, con indicadores fenológicos obtenidos con índices de vegetación observados con plataformas satelitales de resolución espacial media, como es el caso del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer).

En este trabajo se explora la precisión con la que ciertos indicadores fenológicos, permiten estimar el inicio, magnitud y duración de los periodos de crecimiento y senescencia en ecosistemas semiáridos. Incluso se avanza hacia la estimación de productividad primaria mediante estos índices, en la extensión del área de influencia observada por torres de covarianza de vórtices.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El análisis comprende superficies representativas de tres ecosistemas en zonas semiáridas en Sonora, Bosque de encino (BE), matorral subtropical (MT) y bosque tropical seco (BTS). La extensión muestreada del encinar y del matorral comprende 100 km², mientras que para el caso BTS se obtuvieron datos de satélite para un área de 10000 km². La diferencia de área estriba en la distribución espacial de estos ecosistemas, de los cuales el más endémico y local es BE. Estos ecosistemas representan un gradiente altitudinal y también latitudinal. Las ventanas de observación se centraron alrededor de los sitios donde se encuentran torres de covarianza de vórtices, para el BTS, hacia el sur, la torre de observación se localiza a los 27°00'23.4" N, 108°47'11.1" W en el municipio de Álamos, a una altitud media de 360 m s.n.m. El sitio en el matorral subtropical se ubica más al norte a los 29°44'43.3" N, 110°31'55.9" W en el municipio de Rayón, a una altitud de 632 m s.n.m. Por último, en el municipio de Opedepe sobre la sierra denominada Los locos, se encuentra el sitio del BE, a los 29°58'25.4" N, 110°28'17.8" W a una altitud media de 1300 m s.n.m.

Metodología

Los insumos de información de percepción remota sobre variables biofísicas e indicadores de fenología como los índices de vegetación, son fundamentales para generalizar los patrones de los flujos ecosistémicos a la extensión de una comunidad vegetal o tipo funcional de vegetación (Schwartz, 2003). Con la intención de avanzar hacia un uso generalizado y adecuado de índices de vegetación para caracterizar ciclos de producción primaria anual en diferentes ecosistemas, se explora el potencial de éstos indicadores para la representación de patrones espacio-temporales de flujos ecosistémicos observados con torres de covarianza de vórtices. Se hace especial énfasis en la producción neta del ecosistema PNE, debido a su relación directa con indicadores fenológicos. PNE resulta de medir todos los componentes de la respiración ecosistémica y restarlos a la producción primaria global o GPP por sus siglas en inglés (Kirschbaum *et al.*, 2001). En la técnica de covarianza de vórtices se expresa como la cantidad de CO₂ fijado o restado a la atmósfera (-) o emitido hacia ésta (+), se denomina como Net Ecosystem Exchange o NEE (Reichstein *et al.*, 2005).

Se comparan datos de flujos ecosistémicos como NEE, calor latente LE, calor sensible H, variables meteorológicas como precipitación y temperatura del aire los tres ecosistemas mencionados arriba, Bosque de encino (BE), matorral subtropical (MT) y bosque tropical seco (BST). Estas variables y otras auxiliares fueron medidas con sistemas que emplean el método de covarianza de vórtices ubicados en torres, una en cada en ecosistema. Se obtuvieron compuestos de 16 d de productos MODIS de los índices EVI y NDVI con resolución de 250 m, para ventanas de observación centradas en las áreas de contribución de las torres de covarianza de vórtices. Las series de tiempo de índices comprenden a partir del año 2010. Los datos de flujos corresponden al año 2014 para el caso del encinar y el matorral subtropical y para el bosque tropical seco se contó con datos del año 2015.

La Figura 1 ilustra las métricas fenológicas de la superficie terrestre, la I. integral de crecimiento que puede dividirse en integral de crecimiento larga (SL) que incluye el NDVI latente, h. integral de crecimiento corta (SI) delimitada por SOS y EOS; a. representa el inicio de la estación de crecimiento (SOS); b. final de la estación de crecimiento (EOS); c. y d. representan cuando el valor de la función ha sido ajustada a un 90% a la derecha y a la izquierda de la integral de crecimiento; e. es la mitad de la integral de crecimiento; f. amplitud de la integral que se obtiene de la diferencia entre el valor más alto y un porcentaje de los valores mínimos a la derecha y a la izquierda; g. duración de la estación (Reed *et al.*, 1994).

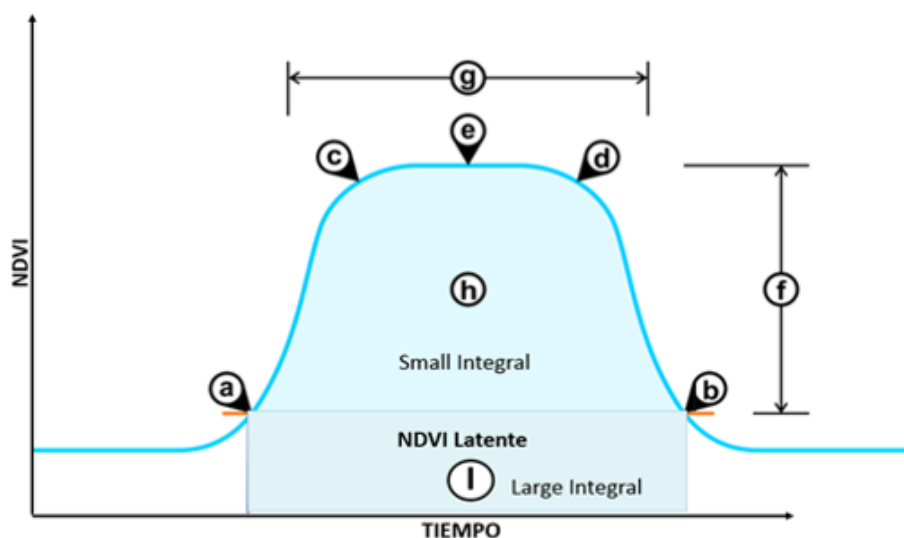


Figura 1. Métricas Fenológicas de la superficie terrestre.

Resultados y Discusión

Se empleó la duración de la estación y la amplitud de la integral para el análisis fenológico comparativo entre ecosistemas. Además se compararon estas métricas con los patrones de la estación de crecimiento descritos por NEE, H y LE de cada sitio. Datos de precipitación, temperatura del aire y otras variables meteorológicas se emplearon como variables forzantes para explicar los patrones de flujos, aunque también se consideró la retroalimentación de los flujos a las variables meteorológicas en la exploración de relaciones entre procesos. La producción o intercambio neto negativo expresa la captura de carbono y en el caso del bosque tropical seco en estado secundario se mantiene como sumidero de carbono a partir del día 183 del año hasta el 300; en la Figura 2, se observa una respuesta en rezago respecto de la precipitación o humedad acumulada en suelo de aproximadamente de 18 a 25 d. Esto parece indicar una estrategia de uso de agua en el ecosistema, conducida por la dinámica estacional en pulsos de la precipitación, la cual se acumula en las capas superficiales y por tanto, donde ET es dominada por la transpiración durante el verano (Méndez *et al.*, 2014; Lauenroth *et al.*, 2014). Además, este año fue particularmente húmedo con lluvias hasta inicios de noviembre provocando una duración de estación larga, pero con el mismo nivel de producción o amplitud que en años más secos, con un EVI máximo de 0.55 y un ndvi cercano a 0.88.

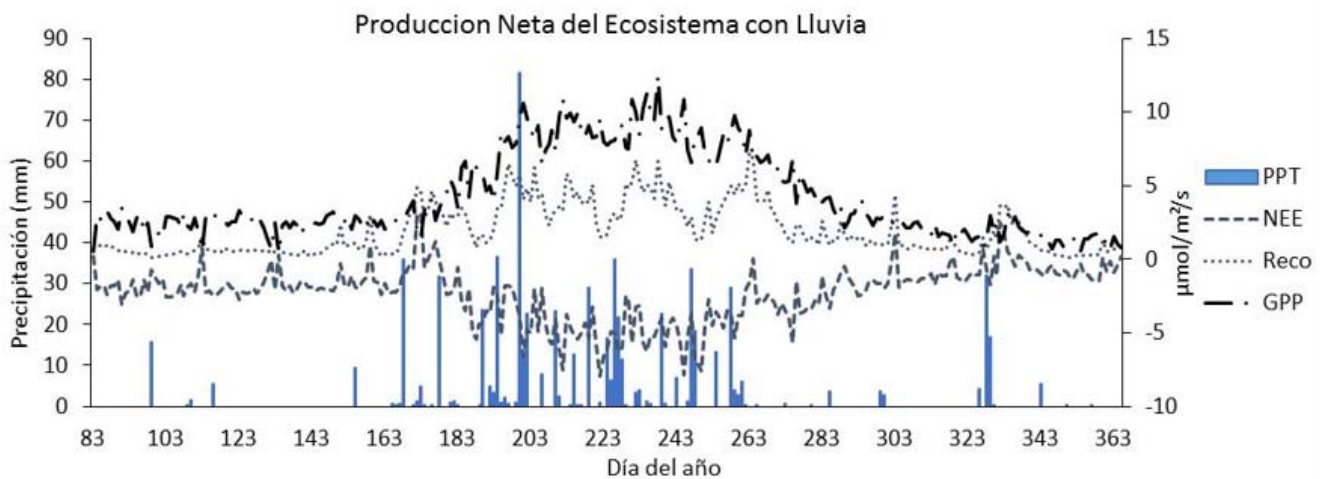


Figura 2. Estimación de la producción neta del Bosque Tropical seco en sucesión secundaria durante 2015. Tomado de Rojas *et al.*, 2016.

Esta estrategia está también relacionada con ecosistemas más adaptados a la aridez y que responden a los pulsos de humedad (Mendez y Vivoni, 2009). De los índices el EVI captura con más precisión el periodo productivo, la duración de días productivos con NDVI es mayor al observado en la torre de flujos por 29 d de diferencia. La correlación de EVI o LE durante el día y la precipitación para periodos contemporáneos es significativa (R^2 que varía 0.7 a 0.81), en comparación con periodos en rezago por más de 1 mes. Debido a la autocorrelación temporal entre periodos consecutivos no se considera el efecto acumulado de aquéllos pues resulta redundante y provoca un sesgo en los parámetros del modelo de regresión ajustado (Legendre, 1993).

Para el caso del matorral subtropical el inicio de estación se verifica a partir del día 177 pues hay un cambio en el uso de energía hacia la evapotranspiración (Bowen menor a 5), además se verifican máximos de temperatura del aire que parecieran retroalimentar hacia ET principalmente (Figura 3). Hay referencias de que en este ecosistema, el uso de agua es también conducido por pulsos de lluvia concentrados en la época de verano (Méndez *et al.*, 2014). El final de estación va más allá del día 305 del año, todavía con un valor de Bowen menor a 5, pero con una tendencia a la baja en LE.

Al igual que en el bosque tropical seco el NDVI es menos preciso como indicador de la producción medida en torres, ya que sobreestima por más o menos 29 d el periodo de crecimiento del matorral subtropical que se describe con los datos de flujos. Esta aseveración se basa en una visita al matorral subtropical hacia finales de noviembre de 2015 y, se verifica con observaciones de LAI <0.9 o 40% de cobertura vegetal y con datos reportados por Méndez *et al.* en 2014. La correlación entre EVI y LE, para periodos contemporáneos es significativa ($R^2=0.87$).

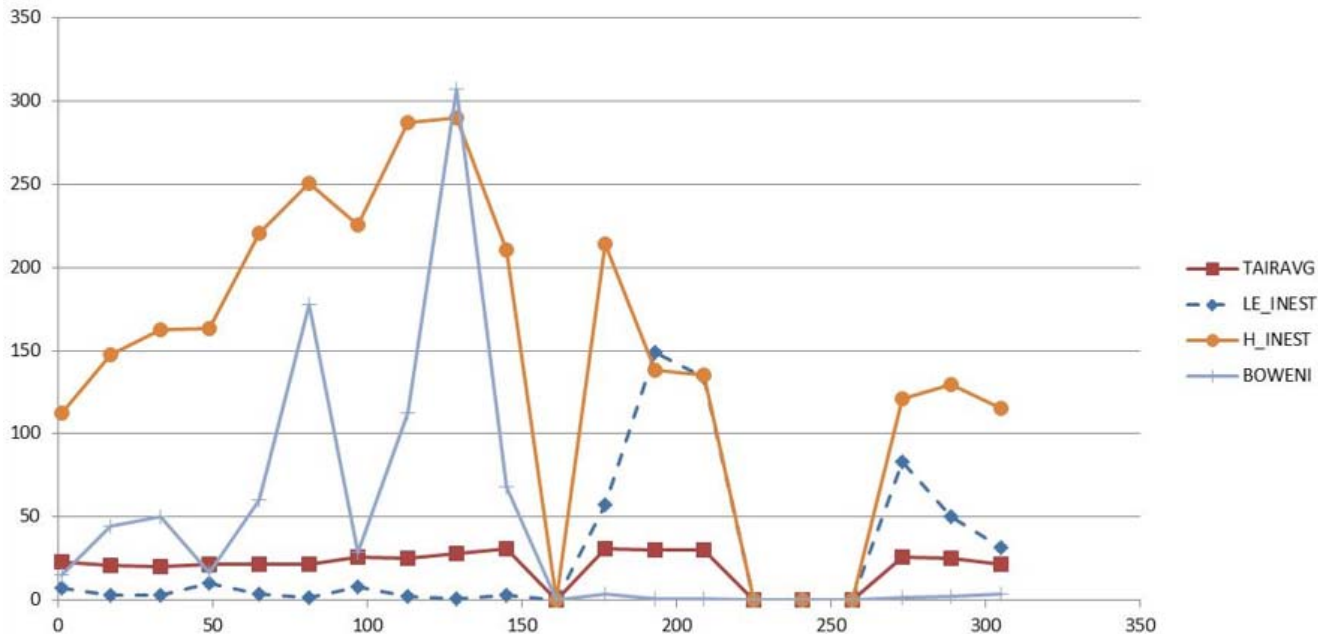


Figura 3. Flujos de calor y temperatura del aire observados en el matorral subtropical, índice EVI, año 2014.

En el encinar se presentan lluvias distribuidas en el año y no sólo en verano, especialmente hacia el invierno casi llegada la primavera por los frentes de humedad del norte. Esto favorece la presencia de humedad en suelo en las capas menos superficiales. La respuesta de la producción a la presencia de humedad en esta zona más templada es conducida por la humedad en suelo, por lo que durante los periodos en que el ecosistema actúa como sumidero de carbono (NEE negativo), la evaporación es el proceso dominante. Durante la temporada seca previa al verano, (mayo-junio), se observan picos de temperatura que favorecen la transpiración, en especial ante poco viento y pudiera presentarse cierto estrés hídrico si hay un periodo húmedo antecedente más corto que lo normal. Las observaciones de la conductancia en hojas en mayo de 2015, muestran valores muy altos mayores a $200 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ (datos no presentados). En el verano, las temperaturas altas favorecen la evaporación, humedeciendo la atmósfera y estabilizando la transpiración, por lo que difícilmente se presenta escasez de agua en suelo.

Esta es la diferencia funcional fundamental del encinar, respecto de los otros dos ecosistemas; lo cual genera una respuesta temporal rezagada en la producción primaria respecto de los pulsos de precipitación. De acuerdo a las observaciones hay un time lag de 60 d entre el final de las lluvias y el final de estación productiva, lo cual es acorde con los resultados reportados por Mendez *et al.* (2009), para este ecosistema. Se encontraron correlaciones significativas para la precipitación y NDVI entre periodos desfasados por 2 meses ($R^2=0.77$), en comparación con la correlación para periodos contemporáneos. A su vez la correlación entre NDVI y NEE resultó bastante alta con $R^2=0.82$, lo que revela la precisión del índice para seguir el periodo de crecimiento del bosque.

La amplitud del ciclo productivo, es muy similar en los años observados para los tres ecosistemas, aunque el bosque tropical seco presenta la diferencia de max-min más alta de los tres, con 0.37. Esta similitud se debe a que las condiciones meteorológicas son las típicas de años húmedos como lo fueron

2014 y 2015. Las diferencias más importantes estriban en la duración del periodo de verdor, siendo más largo en el encinar que para los otros dos ecosistemas, por tanto la tasa de senescencia resultará más alta en estos últimos.

En los tres casos el EVI es más eficaz en representar el comportamiento de la etapa productiva, principalmente por las limitaciones del NDVI aplicado a doseles más bien dispersos (efecto reflectante del suelo desnudo en el infrarrojo cercano); la excepción es la duración del verdor para el caso del encinar, donde ambos índices arrojan la misma estimación. Es importante resaltar que la extensión del periodo de lluvias tiene un efecto relevante en los ecosistemas que responden a pulsos, principalmente porque la senescencia de las hojas responde a los cambios en la radiación disponible (Zavaleta *et al.*, 2003) y según los hallazgos de Méndez *et al.* en 2009. El periodo de observaciones no permite comparar las respuestas de los ecosistemas ante años secos.

No obstante los vacíos de información en ciertos periodos, se prueba la utilidad del índice EVI para representar la dinámica de la producción primaria, especialmente cuando se aplica un procedimiento de sumarización adecuado a las características del arreglo espacial en los ecosistemas observados. La ventana de observación debe centrarse más a las observaciones en sitios, cuanto más heterogeneidad de cobertura, o si se está ante un gradiente ambiental a escala subregional, como es el caso del encinar y el matorral subtropical. Claramente es posible generalizar las observaciones de producción primaria a la escala del área de contribución de las torres de flujos con datos de índices de vegetación a una resolución de 250 m y hasta una extensión de 100 km² para el caso de encinar y el matorral subtropical y de hasta 10 000 km² para el bosque tropical seco. Esto es posible porque no se está realizando un cambio de escala entre las unidades de observación, esto es, el área de contribución de torres de flujos y el tamaño de un pixel de MODIS, incorporan aproximadamente la misma variabilidad ambiental. Además se asume homogeneidad en la cobertura terrestre sobre la extensión de las ventanas de análisis elegidas.

Conclusiones

El índice EVI es un buen descriptor de ciclos fenológicos en los ecosistemas observados y puede ser una variable relevante en la estimación de productividad primaria en la extensión de los ecosistemas estudiados, siempre que se cumpla el supuesto de homogeneidad ambiental en el área a predecir.

Los productos MODIS de índices de vegetación con resolución de 250 m pueden emplearse para generalizar la productividad primaria de estos ecosistemas, en el área de contribución de torres de covarianza de vórtices y hasta extensiones de varias centenas de km², la limitante es la presencia de gradientes ambientales subregionales.

Incorporar en el análisis de la producción primaria las estrategias de uso de agua y energía permite diferenciar funcionalmente los ecosistemas con mayor precisión y comprender mejor las retroalimentaciones entre procesos en la interface suelo-vegetación atmósfera, por ello un enfoque integrativo del análisis fenológico es una alternativa promisoría para la caracterización funcional de los ecosistemas.

Literatura citada

- Bruns, E., F. -M. Chmielewski and A. VanVliet. 2003. The Global Phenological Monitoring Concept. *In*: M. D. Schuartz (Ed.). Phenology: An Integrative Environmental Science. Tasks for Vegetation Science. Ed. Kluwer Academic Publishers. pp. 93-104.
- Kirschbaum, M., D. Eamus, R. Gifford, S. Roxburgh and P. Sands. 2001. Definitions of some Ecological Terms Commonly used in Carbon Accounting. NEE Workshop Proceedings. pp. 18-20.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: Trouble or New Paradigm?. *Ecology* 74:6:1659-1673.
- Méndez-Barroso, L. y E. Vivoni. 2009. Observed shifts in land surface conditions during North American Monsoon: Implications for a vegetation-rainfall feedback mechanism. *Journal of Arid Environments* 1-7.

- Méndez-Barroso, L., E. Vivoni, C. Watts y J. Rodríguez. 2009. Seasonal and interannual relations between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region. *Journal of Hydrology* 377:59-70.
- Méndez-Barroso, L., E. Vivoni, A. Robles, G. Mascaro, E. Yépez, J. Rodríguez, C. Watts, J. Garatuza and J. Saíz. 2014. A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in Northwest Mexico. *Water Resources Research* 50:1-24.
- Citas de series de tiempo de índices de vegetación
- ORNL DAAC. 2008. MODIS Collection 5 Land Products Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. Subset obtained for MOD13Q1 product at 27.0001N,108.7876W, time period: 2010-01-01 to 2017-02-18, and subset size: 100.25 x 100.25 km. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1241> (Accessed: March 25, 2017).
- ORNL DAAC. 2008. MODIS Collection 5 Land Products Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. Subset obtained for MOD13Q1 product at 29.7453N,110.5322W, time period: 2010-01-01 to 2017-03-06, and subset size: 10.25 x 10.25 km. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1241> (Accessed: April 03, 2017).
- ORNL DAAC. 2008. MODIS Collection 5 Land Products Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. Subset obtained for MOD13Q1 product at 29.9737N,110.4716W, time period: 2010-01-01 to 2017-03-06, and subset size: 10.25 x 10.25 km. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1241> (Accessed: April 03, 2017).
- Reed, B., J. Brown, D. VanderZee, T. Loveland, J. Merchant and D. Ohlen. 1994. Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science* 5:703-714.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet and P. Berbigier. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11(9):1424–1439.
- Rojas-Robles, N., D. Villagran-González, M. Sandoval-Aguilar, I. Gámez Badouin, L. Nevescanín-Moreno, M. Rivera, C. Coronel, J. Madrigal, R. Vargas, A. Robles-Morua, J. Garatuza-Payán y E. Yépez. 2016. Producción Neta del Ecosistema en un Gradiente Sucesional de Bosque Tropical Seco en el Noroeste de México. *En*: F. Paz, J. Wong 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 en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Texcoco, Estado de México, México.
- Schwartz, M. 2003. Phenology: An Integrative Environmental Science. Tasks for Vegetation Science. Ed. Netherland: Kluwer Academic Publisher.
- Shuttleworth, W. 1988. Macrohydrology-The new challenge for process hydrology. *Journal of Hydrology* 100:31-56.
- Zavaleta, E. S., B. D. Thomas, N. R. Chiariello, G. P. Asner, M. R. Shaw and C. B. Field. 2003. Plants reverse warming effect on ecosystem water balance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(17):9892–9893.

5.35 Protocolo para identificar costras biológicas costeras y su función en el ciclo del carbono

Argüelles-Urias Diana C.¹; Díaz-Rodríguez Alondra M.¹; Sanchez-Mejia Zulia M.¹; De los Santos-Villalobos Sergio^{1,2} y Mendez-Barroso Luis¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, México, 85000 Cd Obregón, Son.

²Cátedra Conacyt- Instituto Tecnológico de Sonora.

Autor para correspondencia: zulia.sanchez@itson.edu.mx

Resumen

Las costras biológicas del suelo (BSC por sus siglas en inglés) como comunidades de microorganismos, juegan un rol importante en los procesos biogeoquímicos y ecohidrológicos de las regiones áridas y semiaridas, debido al porcentaje de suelo desnudo *versus* vegetación. Aun así, poco se sabe de las funciones específicas de estas comunidades en zonas semiaridas costeras. En este estudio, se realiza una síntesis literaria para obtener una idea de la brecha de conocimiento de las BSC. Además, se explora un protocolo para identificar la biodiversidad de las BSC, así como, su función en el ecosistema.

Palabras clave: *cianobacteria; PCR; biodiversidad; ecosistemas semiáridos*

Abstract

Biological soil crusts (BSC) as a microorganism community, play an important role in biogeochemical and ecohydrological processes of arid and semiarid regions, due to the ratio of bare soil *versus* vegetation. Yet, little is known of the specific function of this communities in coastal semiarid regions. We do a literature synthesis to get a gasp of the knowledge gap of BSC. Furthermore, explore a protocol to identify the biodiversity of BSC, as well as, their function in the ecosystem.

Key words: *cyanobacteria; PCR; biodiversity; drylands*

Introducción

En las zonas áridas y semiáridas, las costras biológicas del suelo (BSC, del inglés biological soil crusts) juegan un papel importante en los procesos ecohidrológicos (*e.g.*, ciclos del agua, carbono y nitrógeno) (Belnap, 2006). Las BSC, son asociaciones microbianas de diversos taxa como briofitas, líquenes, algas eucarióticas, hongos, cianobacterias y sus bioproductos (Pietrasiak, 2014). Las interacciones BSC con el suelo resultan en cambios en la porosidad de suelo, rugosidad, estabilidad de los agregados, textura, formación de poros y retención de agua (Figura 1a). No existe un consenso absoluto si la presencia de BSC disminuye la infiltración y/o aumenta el escurrimiento (Belnap, 2006). Las proyecciones de cambio climático, sugieren cambios en la frecuencia y cantidad de precipitación (Dominguez *et al.*, 2010), lo cual tiene un impacto a nivel local en procesos como albedo (Sanchez-Mejia and Papuga, 2014) y funcionamiento de las BSC (Figura 1b). Adicionalmente, las BSC son metabólicamente activas en presencia de humedad y, los suelos en el desierto pierden dicha humedad rápidamente, lo cual pudiera verse impactado con un cambio en el régimen de precipitación. Otro papel importante de las BSC en el suelo tiene que ver con la fertilidad, participan en el ciclo del nitrógeno porque lo pueden fijar gracias a la enzima nitrogenasa (Weber *et al.*, 2015), adicionalmente pueden contribuir hasta un 6% en el secuestro de carbono neto a nivel global (Elbert *et al.*, 2009). Por ello es

crítico, caracterizar la biodiversidad de BSC en zonas áridas, y especialmente en zonas costeras ya que el conocimiento es limitado, no solo en términos de biodiversidad sino también en la función que ejercen estos microorganismos en la dinámica del ciclo de carbono, nitrógeno e hidrológico.

Los objetivos de este trabajo son: 1) sintetizar información científica empleando un compilador para detectar vacíos de conocimiento de las BSC en la zona costera y 2) establecer un protocolo de caracterización de las BSC en la zona costera.

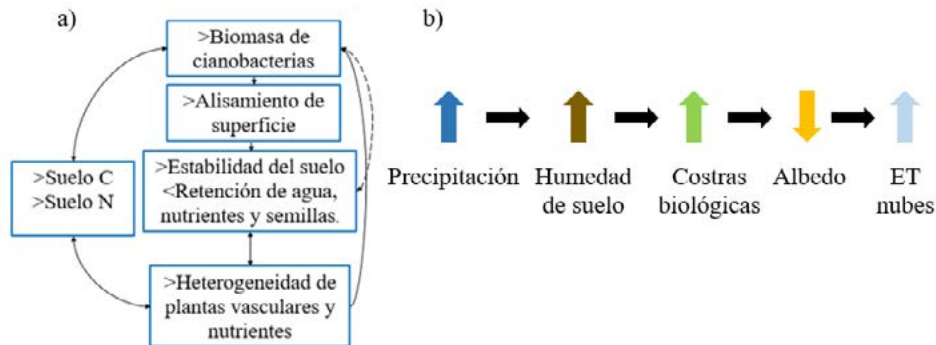


Figura 1. Procesos ecohidrológicos en los que las BSC de zonas costeras pudieran jugar un papel importante: a) implicaciones de la cobertura de BSC en la estabilidad del suelo y nutrientes y, b) implicaciones de la cobertura de BSC en la partición de energía a partir del albedo.

Materiales y Métodos

Síntesis de información

Para llevar a cabo la síntesis de información se utilizó el compilador científico de Web of Science, empleando como palabras claves en diferentes búsquedas: 1) soil crust, 2) soil crust coastal ecosystem y 3) soil crust mexico. Se analizó el número de publicaciones, los años a partir de los cuales se comenzó a publicar y, a través del analizador de texto Voyant (Voyant tools) se buscaron tendencias en los tópicos y líneas que se han desarrollado.

Protocolo de muestreo

La Bahía de Agiabampo Sonora (26°40'22.8", 109° 39'54") es parte del Área Natural Protegida (ANP) Islas y áreas protegidas del Golfo de California y sitio Ramsar 1797.

Para coleccionar las BSC de la zona costera se realizarán 6 transectos de 50 m partiendo de la costa de forma perpendicular en dirección de la planicie costera, en cada sitio se coleccionarán tres réplicas. Las muestras se coleccionarán cada 10 m a con un cincel de geólogo (Nübel *et al.*, 1997; Couradeau *et al.*, 2017). Las muestras se conservarán a 4 °C (metodología estándar).

Protocolo de laboratorio

En la Figura 2 se muestra el diagrama de flujo del protocolo que será empleado en laboratorio desde el muestreo de suelo hasta la identificación de la diversidad microbiana.

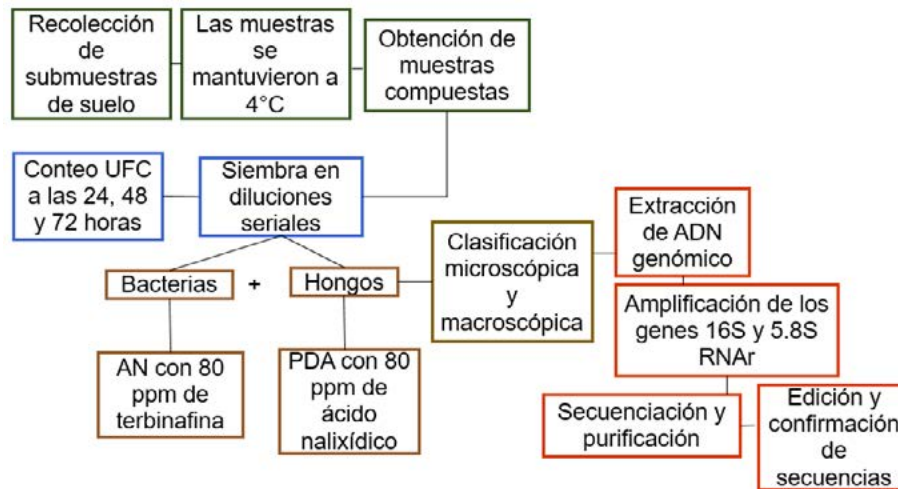


Figura 2. Protocolo para la identificación de constrains biológicas empleando la técnica de diluciones seriadas y secuenciación de genes ribosomales microbianos. Se especifica temperatura, tiempo y unidades de reacciones que son las adecuadas para realizar este procedimiento, ya que si no se cumple con alguna de estas especificaciones no se puede llevar a cabo el metodo con éxito, debido a que los microorganismos utilizados morirán fuera de dichas condiciones.

Protocolo de aislamiento y caracterización

Para determinar la población de microorganismos cultivables se llevó a cabo un conteo de colonias mediante la siembra de diluciones seriadas en factores de 10, iniciando por 10^{-1} . En un matraz Erlenmeyer de 250 ml se colocaron 10 g de suelo en 90 ml de agua estéril, la mezcla se homogenizó durante 1 h a 250 rpm y posteriormente se realizaron diluciones seriadas hasta 10^{-4} . Se tomó 0.1 ml de la muestra de la dilución 10^{-4} y se inoculó en agar nutritivo adicionado con $80 \mu\text{gml}^{-1}$ terbufina para el conteo de bacterias y, Agar Papa Dextrosa adicionado con $80 \mu\text{gml}^{-1}$ de ácido nalidixico para hongos, la inoculación se realizó por triplicado. Posteriormente se efectuó el conteo de Unidades Formadoras de Colonias (UFC) a las 24, 48 y 72 h.

Para cuantificar la población microbiana presentada en UFC mL^{-1} de cada sitio se utilizó la Ecuación 1.

$$UFC/g.s.s. = \frac{NC * \frac{1}{FD} * \frac{1}{V}}{P * FH} \quad (1)$$

Para obtener el factor de corrección de humedad se empleó la Ecuación 2:

$$FH = 1 - \frac{\% Humedad}{100} \quad (2)$$

Para obtener el porcentaje de humedad se usó la Ecuación 3.

$$\% Humedad = \frac{Peso húmedo - Peso seco}{Peso húmedo} * 100 \quad (3)$$

donde, $UFC/g.s.s$ son unidades formadoras de colonias/g de suelo seco, NC es número de colonias en una caja, FD es factor de dilución que corresponde a la dilución de donde se tomó la muestra con la que se inocula la caja, V es volumen inoculado en la caja (mililitros), P es peso de la muestra húmeda (gramos) y FH es factor de corrección de humedad.

Se llevó a cabo la caracterización macroscópica y microscópica de cada una de las cepas aisladas. Para la identificaron macroscópica se identificaron las características visibles de las colonias como: forma, borde y elevación (Figura 3). Para el estudio microscópico se llevaron a cabo tinciones de Gram para cada cepa y se identificó la morfología de las células microbianas.

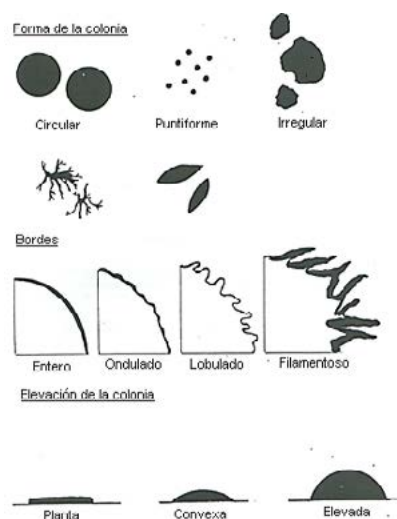


Figura 3. Morfología de colonias microbiana.

Protocolo de identificación

Para la identificación taxonómica de las cepas se llevó a cabo la extracción de ADN genómico de cada cepa siguiendo el protocolo descrito por (Raeder and Broda, 1985; Couradeau *et al.*, 2017). El ADN obtenido fue empleado como templado para la amplificación del gen 16S rRNA ribosomal para bacterias y 5.8S rRNA ribosomal en una mezcla de reacción de PCR (50 μ L) compuesta por 1X PCR buffer, 0.2 uM de cebadores y 4U de MyTaq DNA polymerase (Bioline). El programa de amplificación consistió en una desnaturalización inicial de 95 °C por 5 min, 30 ciclos de 30s a 95 °C, 40 S a 57 °C y 2 min a 72 °C y, una elongación final de 5 min a 72 °C. Las secuencias obtenidas se editarán utilizando el software FINCH TV y posteriormente serán sujetas a búsqueda en BLASTn para confirmar la correcta amplificación e identificación taxonómica.

Resultados y discusión

Síntesis de información

Se detectó que al menos en Web of Science los registros de publicaciones enfocadas a BSC son a partir de 1980 (hace 36 años), el año con mayores publicaciones fue en 2014 con 70 publicaciones (Figura 4a). En el año de más publicaciones (2014) el tema predominante fueron los factores biológicos. En México los registros abarcan a partir de 1992 (hace 24 años), el año con mayor publicaciones fue el 2007 con seis publicaciones (Figura 4c), el tema predominante fueron los efectos del desarrollo del suelo. En cuanto a los estudios llevados a cabo en zonas costeras, se comenzó a publicar a partir de 1997 y, el máximo de publicaciones ha sido de dos para el 2008 y 2016, el tema predominante ha sido las cianobacterias relacionadas con suelo. A nivel global la tendencia en los últimos años indica que la comunidad científica está interesada en BSC, sin embargo más en la zona terrestre que en la costera. Por otro lado en México, las publicaciones son variables año con año.

Conclusiones

En México, esfuerzos en los suelos de zonas áridas y semiáridas se han enfocado en conservación, retención a través de diferentes metodologías. Sin embargo, menos atención se ha prestado a las comunidades de microorganismos adaptadas a éstas condiciones agrestes. Las BSC juegan un papel fundamental en suelos desérticos y poco se sabe de cómo su presencia o ausencia pudiera impactar los ciclos biogeoquímicos y procesos ecohidrológicos.

Debido al porcentaje de suelo desnudo (~70%), en esta región es crítico conocer la biodiversidad de las BSC y su función a escala local.

El empleo de microbiología clásica y moderna para determinar la biodiversidad es fundamental, así como conservar dicho material genético en un banco como el proyecto COLMENA (ITSON), el cual cuenta con protocolos estandarizados y certificados desde la colecta de los especímenes hasta el fichado.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo recibido por los compañeros de laboratorio y su participación en la colecta y trabajo de laboratorio. Se agradece las fuentes de financiamiento PROFAPI-2017 y Naturaleza y Cultura Internacional.

Literatura citada

- Belnap, J. 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological Processes* 20:3159-3178.
- Couradeau, E., D. Roush, B. S. Guida and F. Garcia-Pichel. 2017. Diversity and mineral substrate preference in endolithic microbial communities from marine intertidal outcrops (Isla de Mona, Puerto Rico). *Biogeosciences* 14:311.
- Dominguez, F., J. Canon and J. Valdes. 2010. IPCC-AR4 climate simulations for the Southwestern US: the importance of future ENSO projections. *Climatic Change* 99:499-514.
- Elbert, W., B. Weber, B. Büdel, M. Andreae and U. Pöschl. 2009. Microbiotic crusts on soil, rock and plants: neglected major players in the global cycles of carbon and nitrogen?. *Biogeosciences Discussions* 6:6983-7015.
- Nübel, U., F. Garcia-Pichel and G. Muyzer. 1997. PCR primers to amplify 16S rRNA genes from cyanobacteria. *Applied and environmental microbiology* 63:3327-3332.
- Pietrasiak, N. 2014. Field Guide to Classify Biological Soil Crusts for Ecological Site Evaluation. *In*: B. Department (Ed.).
- Raeder, U. and P. Broda. 1985. Rapid preparation of DNA from filamentous fungi. *Letters in Applied Microbiology* 1:17-20.
- Sanchez-Mejia, Z. and S. Papuga. 2014. Observations of a two-layer soil moisture influence on surface energy dynamics and planetary boundary layer characteristics in a semiarid shrubland. *Water Resources Research* 50:306-317.
- Weber, B., D. Wu, A. Tamm, N. Ruckteschler, E. Rodríguez-Caballero, J. Steinkamp, H. Meusel, W. Elbert, T. Behrendt and M. Sörgel. 2015. Biological soil crusts accelerate the nitrogen cycle through large NO and HONO emissions in drylands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:15384-15389.



5.36 Diversidad florística y funcional en cafetales de la Sierra Madre de Chiapas

Sánchez-Sánchez Cristóbal D.¹

¹Posgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo. Carretera México-Texcoco Km 36.5, CP 56230. Montecillo, Texcoco, Estado de México.
Autor para correspondencia: crisdansanchez@gmail.com

Resumen

Como parte del proyecto “Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas” llevado a cabo durante el año 2016 por el Programa Mexicano del Carbono, se evaluó la contribución de los cafetales a la diversidad regional, mediante el muestreo de plantas vasculares y sus tipos funcionales en plantaciones de café y bosques de 44 sitios a través de la Sierra Madre de Chiapas (abril a julio, 2016). Se encontraron 420 especies de plantas vasculares pertenecientes a 269 géneros y 99 familias, así como 15 cultivares de café. Se halló una mayor riqueza de herbáceas (nativas e introducidas) en fincas con menor cobertura. Los cafetales estudiados contienen una riqueza florística comparable a la de los bosques tropicales de la sierra, la cual es importante para el mantenimiento de fauna asociada, el microclima y la estabilidad ecológica. La relación directa y proporcional entre la riqueza de las especies de plantas y los grupos funcionales podría ser utilizada para cuantificar de manera más práctica la biodiversidad en términos de diversidad alfa.

Palabras clave: *Coffea arabica*; sombra; diversidad alfa; tipos funcionales de plantas; cobertura proyectiva foliar.

Abstract

As part of the project “One REDD to Save the Shadow of the Sierra Madre de Chiapas” conducted during 2016 by the Mexican Carbon Program, the contribution of coffee plantations to the regional diversity was assessed with a survey of vascular plants and their functional types in coffee farms and forests of 44 sites across the Sierra Madre de Chiapas (April to July, 2016). We found 420 species of vascular plants belonging to 269 genera and 99 families, as well as 15 cultivars of coffee. Also greater richness of herbaceous (native and introduced) was found on farms with less coverage. The coffee fields studied contain a floristic richness comparable to that of the tropical forests of the mountain range, which is important for the maintenance of associated fauna, the microclimate and ecological stability. The direct and proportional relationship between species richness and the plant functional groups could be used to quantify in a more practical biodiversity in terms of alpha diversity.

Keywords: *Coffea arabica*; shadow; alpha diversity; plant functional types; foliar projective cover.

Introducción

El cultivo de café (*Coffea arabica* L.) en las sierras mexicanas se lleva a cabo bajo la sombra de una gran variedad de árboles nativos y entre especies del sotobosque con las que conforma agroecosistemas complejos y biodiversos (Soto-Pinto, 2013).

Para evaluar la contribución de los cafetales a la diversidad regional, se llevó a cabo un inventario de la diversidad florística en cafetales y bosques de 44 sitios a través de la Sierra Madre de Chiapas (abril a julio, 2016). Este estudio forma parte de las mediciones efectuadas para entender la epidemia de roya del

cafeto (*Hemileia vastatrix* Berk y Br.), aportar información para la toma de decisiones y promover el manejo de sombra en cafetales en favor de la biodiversidad y sus servicios ambientales.

Materiales y Método

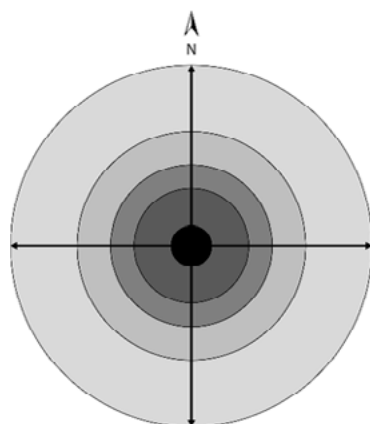
Método

Los sitios de muestreo se ubicaron en cafetales y bosques de referencia (selva baja caducifolia y selva mediana perennifolia) en comunidades de 18 municipios, en cuatro regiones socioeconómicas del estado de Chiapas (Cuadro 1; Figura 2).

Cuadro 1. Municipios del estado de Chiapas muestreados en este estudio.

| Región | Municipio | |
|----------|-------------------------|---------------------------|
| VI | Ángel Albino Corzo | |
| | La Concordia | |
| | Montecristo de Guerrero | |
| | Villa Corzo | |
| | Villaflores | |
| IX | Mapastepec | |
| | Acacoyagua | |
| X | Escuintla | |
| | Huixtla | |
| | Motozintla | |
| | Tapachula | |
| | Tuzantán | |
| | Unión Juárez | |
| | XI | Amatenango de la Frontera |
| | | Bella Vista |
| | | Fontera Comalapa |
| | | Motozintla |
| Siltepec | | |

El diseño del sitio de muestreo se basa en el Manual de Inventario del PMC (2015). Tiene forma circular y abarca una superficie de 1000 m² que se conforma a su vez por cuatro círculos concéntricos de 400, 200, 100 y 12.56 m² (Figura 1).



| Radio (m) | 2 | 5.65 | 7.98 | 11.28 | 17.85 |
|----------------------------------|-------|-------|------|-------|-------|
| Área acumulada (m ²) | 12.56 | 100 | 200 | 400 | 1000 |
| Área del aro (m ²) | 12.56 | 87.44 | 100 | 200 | 600 |

Figura 1. Diseño del sitio de muestreo y medidas de sus subunidades.

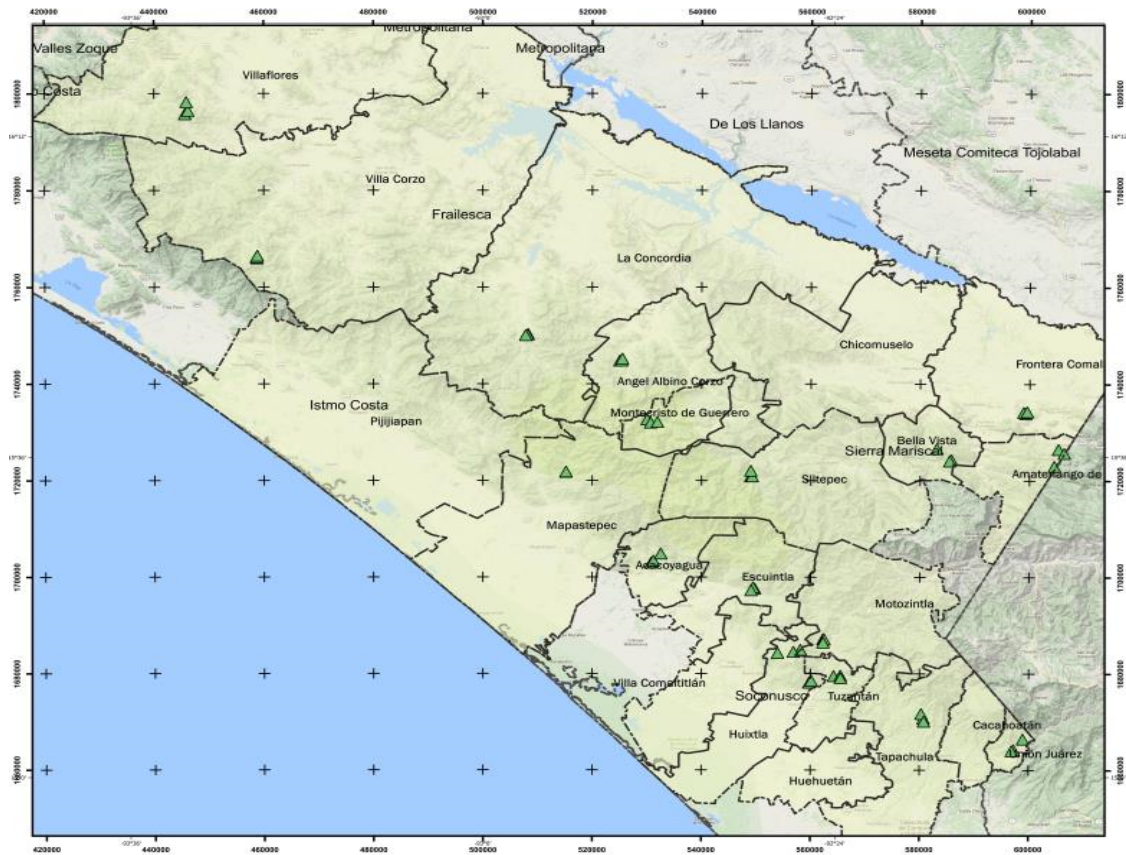


Figura 2. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en la región de la Sierra Madre de Chiapas, México.

Se registraron todas las especies de plantas vasculares presentes en cada una de las cinco subunidades concéntricas del sitio de muestreo, empezando por el círculo más interno (12.56 m^2) hasta llegar al anillo más externo de 600 m^2 . Asimismo, se describió el tipo funcional de cada especie registrando las características morfológicas de sus órganos fotosintéticos (tamaño e inclinación de las hojas, clorotipo y tipo de hoja) y la estructura vascular de soporte (forma de vida de Raunkiaer [1934] y tipo de raíz) de acuerdo con el método de Gillison (2006).

La sombra en los cafetales fue evaluada mediante la medición de la fracción de la cubierta del dosel con la toma de veinte fotografías digitales del dosel, de acuerdo con el método de Salas-Aguilar *et al.* (2017) y su análisis con el lenguaje de programación Python 2.7 y la herramienta Orfeo Toolbox (OTB). Las fotografías fueron tomadas a 1.5m de altura con respecto al suelo en los radios de 17.84, 11.28 y 5.65m respectivamente, en el sentido de las manecillas del reloj; de norte a sur, de noreste a suroeste, de este a oeste y de sureste a noroeste.

Resultados y Discusión

Se documentaron 420 especies de plantas vasculares pertenecientes a 269 géneros y 99 familias botánicas. Entre ellas, dos especies de coníferas, 30 especies de helechos y 388 especies de plantas con flores. Las familias botánicas mejor representadas son las leguminosas, compuestas, palmas y gramíneas (Figura 3).

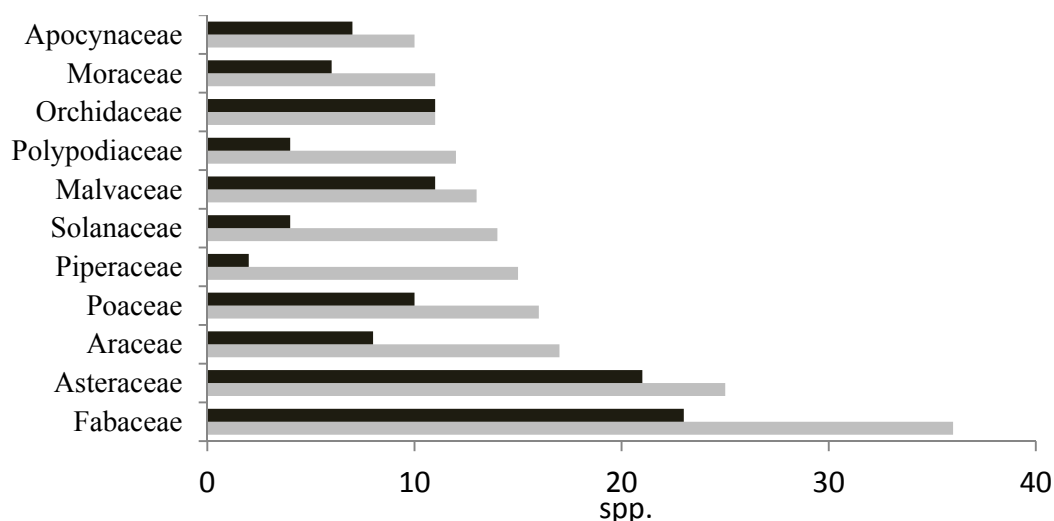


Figura 3. Relación de familias con mayor número de especies (barras grises) y géneros (barras negras) registradas en este inventario.

Especies de flora en riesgo

En el Cuadro 2 se muestran las nueve especies en alguna categoría de protección por la NOM-059-SEMARNAT-2010 y la Lista Roja de especies en peligro de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2016) (Figura 4).

Cuadro 2. Especies registradas con alguna categoría de protección dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010.

| Nombre Científico | Categoría |
|--|-----------|
| <i>Astronium graveolens</i> Jacq. | Pr |
| <i>Catopsis berteroniana</i> (Schult. & Schult. f.) Mez | Pr |
| <i>Cedrela odorata</i> L. | Pr |
| <i>Cyathea costaricensis</i> (Mett. ex Kuhn) Domin | P |
| <i>Guarianthe skinneri</i> (Bateman) Dressler & W.E. Higgins | A |
| <i>Litsea glaucescens</i> Kunth | P |
| <i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) G. Nicholson | A |
| <i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl. | Pm |
| <i>Taxodium mucronatum</i> Ten. | Pm |

Pr=Sujeta a protección especial, P=En peligro de extinción, A=Amenazada, Pm=Preocupación menor



Figura 4. *Catopsis berteroniana* (Schult. & Schult. f.) Mez (Bromeliaceae). Fotografía: Biól. Luis Humberto Vicente Rivera.

Biodiversidad en los cafetales

Los cafetales albergaron 328 especies, entre árboles, arbustos, hierbas y bejucos (Figura 5). Se registraron 58 especies en promedio por sitio de muestreo (1000 m²). El 50% son nativas de la región, mientras que 38% se distribuyen ampliamente en el continente americano y el resto son plantas introducidas de otros continentes.

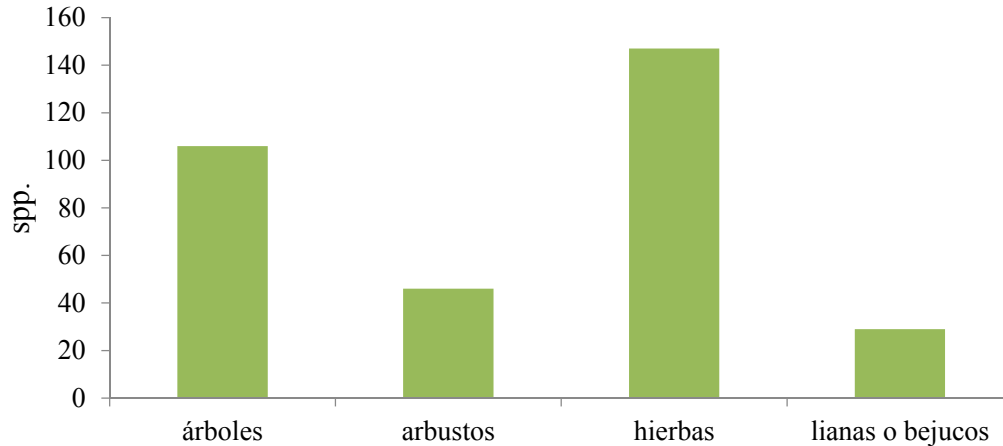


Figura 5. Hábito de las especies presentes en los cafetales muestreados.

Entre los árboles de sombra destacan los “jinicuales” (*Inga* spp.), los cítricos (*Citrus* spp.) y las chirimoyas (*Annona* spp.), además de otras especies de los géneros: *Zapoteca*, *Oreopanax*, *Cecropia*, *Carica*, *Tabebuia*, *Erythrina*, *Mangifera* y *Ficus*. Se registraron 15 cultivares de café, que son muestra de la considerable agrobiodiversidad presente en la Sierra Madre de Chiapas (Cuadro 3).

Cuadro 3. Cultivares de cafés encontrados en los muestreos.

| Especie | Cultivares | |
|---|----------------|-------------|
| <i>Coffea arabica</i> L. | Árabe/Typica | |
| | Borbón | Marago |
| | Borbón Negro | Maracatu |
| | Catimor | Oro Azteca |
| | Caturra | Pache Colis |
| | Costa Rica 95 | RR |
| | Geisha Lempira | Sarchimor |
| | | Robusta |
| | | |
| <i>Coffea canephora</i> Pierre ex A. Froehner | | |

Relación riqueza de especies-tipos funcionales

En los cafetales se encontró una riqueza de 35 tipos funcionales de plantas (PFT) en promedio, lo cual se asemeja a los datos obtenidos por Gillison *et al.* (2004), y Gillison (2006), para cafetales y bosques tropicales. La riqueza de especies y grupos funcionales de plantas reportados muestran una relación directa y proporcional (Figura 6).

Esta relación difiere entre bosques de referencia y cafetales, debido a la presencia de especies cultivadas y exóticas en los cafetos, lo que conlleva diferencias ecológicas entre el aprovechamiento de nichos y procesos de competencia por recursos en cada caso (Díaz y Cabido, 2001; Gillison, 2006). Asimismo, se ha visto que en vegetación sometida a disturbio o manejo frecuente, la diversidad de grupos funcionales puede ser una medida indirecta de su potencial de resiliencia (Gillison *et al.* 2004).

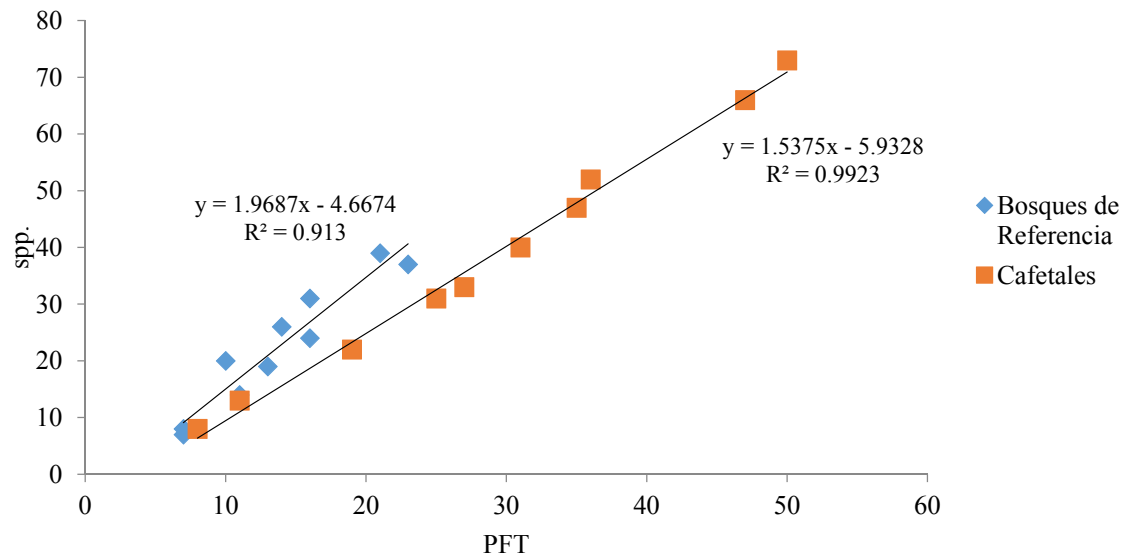


Figura 6. Relación entre la riqueza de especies (spp.) y los tipos funcionales de palntas (PFT) encontrados en los cafetales y bosques de referencia estudiados.

La equivalencia sólida en la proporción de tipos funcionales/especies podría ser utilizada para cuantificar de manera más práctica la biodiversidad en términos de diversidad alfa para distintas superficies. Puede reducir fuertemente los costos y facilitar la implementación operativa de mediciones de la diversidad de plantas vasculares (Gillison, 2006).

Sombra y biodiversidad

Un análisis preliminar de los valores totales de riqueza de especies y tipos funcionales de plantas en los cafetales no mostró una relación clara con la cobertura proyectiva foliar que alcanzó valores de entre el 36-91%, sin embargo se observa una ligera tendencia de mayor riqueza en sitios con menor cantidad de cobertura (Figura 7). Este hecho, más allá de las especies leñosas, se atribuye a la cantidad de herbáceas (nativas e introducidas) que colonizan los espacios abiertos dentro y fuera de los cafetales (Soto-Pinto *et al.* 2001.)

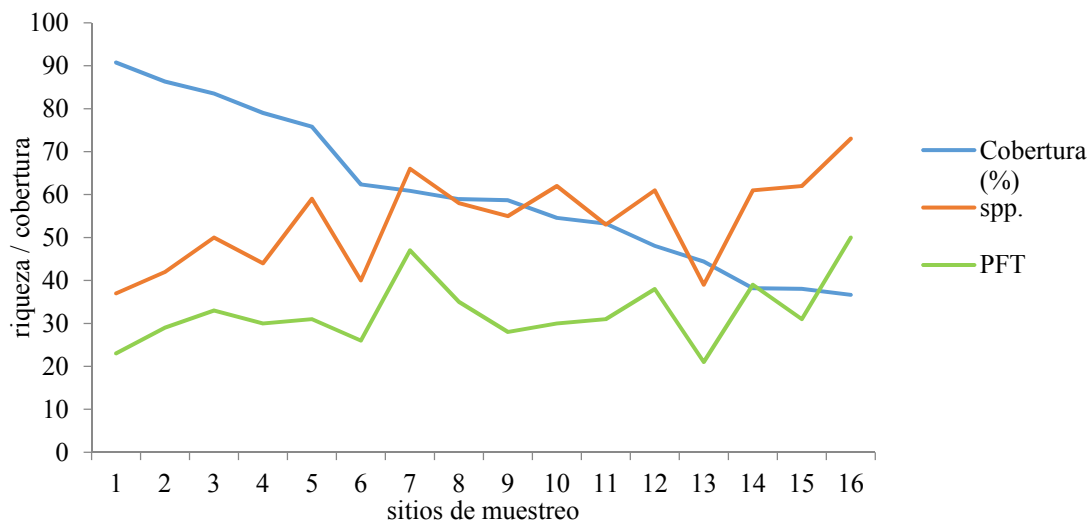


Figura 7. Relación entre los valores de riqueza de especies (spp.), tipos funcionales de palntas (PFT) y el porcentaje de cobertura proyectiva foliar en los sitios de muestreo.

La riqueza de especies leñosas y su sombra es importante para otros organismos (Soto-Pinto, 2013). Se ha demostrado que la diversidad faunística de los cafetales está ligada a la composición y estructura de la vegetación, que proporciona hábitat y refugio a mamíferos, reptiles, aves, insectos y microorganismos (Figura 8).



Figura 8. Ortóptero del suborden Ensifera, hallado entre los cafetales. Fotografía: Antoine Libert Amico y Julio Wong González.

Conclusiones

Los cafetales estudiados tienen una riqueza florística comparable a la de las selvas y bosques de la Sierra Madre de Chiapas, la cual es importante para el mantenimiento de la fauna asociada, el microclima y la estabilidad ecológica.

La relación directa y proporcional entre la riqueza de las especies de plantas y los grupos funcionales podría ser utilizada para cuantificar y comparar de manera más práctica la biodiversidad en términos de diversidad alfa.

Se requiere un análisis más detallado de los estratos verticales y horizontales de la vegetación para dilucidar el efecto de la sombra en su composición, funcionalidad y estructura.

Este estudio sustenta el reconocimiento de los servicios ecosistémicos que proveen los cafetales bajo sombra y contribuye a demostrar el papel clave de la agrobiodiversidad en la obtención de los compromisos asumidos por México ante la comunidad internacional como el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica (PNUMA, 2010).

Agradecimientos

Al Programa Mexicano del Carbono por facilitar el acceso a la información recabada durante el proyecto “Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas” realizado el año 2016.

Literatura citada

- Diaz, S. y M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16:646-655.
- Gillison, A. N. 2006. A field manual for rapid vegetation classification and survey for general purposes. CIFOR, Jakarta, Indonesia. 85p. http://www.cifor.org/publications/pdf_files/vegclass/vegman2006.pdf (Consulta: octubre, 2016).
- Gillison, A. N., N. Liswanti, S. Budidarsomo, M. van Noordwijk and T. P. Tonich. 2004. Impact of cropping methods on biodiversity in coffee agroecosystems in Sumatra, Indonesia. *Ecology and Society* 9:7.

- IUCN. 2016. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-2. International Union for Conservation of Nature. www.iucnredlist.org (Consulta: marzo 20, 2017).
- PNUMA. 2010. X/2. El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-es.pdf> (Consulta: marzo 20, 2017).
- PMC. 2015. Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario de Biodiversidad. *En*: F. Paz-Pellat (Coordinador) A. Libert-Amico, J. C. Wong-González y C. D. Sánchez-Sánchez (Colaboradores). T Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México. 77 p.
- Raunkiaer, C. 1934. The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. Introduce A.G. Tansley. Oxford University Press, Oxford. 632 p.
- Salas-Aguilar, V., C. Sánchez-Sánchez, F. Rojas-García, F. Paz-Pellat, J. R. Valdez-Lazalde y C. Pinedo-Alvarez. 2017. Estimation of Vegetation Cover Using Digital Photography in a Regional Survey of Central Mexico. *Forests* 8:1-18.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 de Diciembre de 2010. México, D.F.
- Soto-Pinto, L. 2013. El café y la biodiversidad asociada. *En*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2013. La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Gobierno del Estado de Chiapas. México. pp. 198-200.
- Soto-Pinto, L., Y. Romero-Alvarado, J. Caballero-Nieto y G. Segura Warnholtz. 2001. Woody plant diversity and structure of shade-grown-coffee plantations in Northern Chiapas, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 49 (3-4): 977-987



5.37 Sistema anidado de actividades agrícolas para la estimación de PSA de carbono en el Estado de México

Casiano-Domínguez Marcos¹ y Paz-Pellat Fernando¹

¹Programa Mexicano del Carbono. Calle Chiconautla, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.
Autor para correspondencia: marcos.casiano@pmcarbono.org

Resumen

El objetivo de este trabajo fue identificar las formas (procesos) de producción agrícola e investigar sus costos económicos asociados, los cuales posteriormente se anidaron en categorías de uso de suelo y vegetación en su nivel de clasificación más desagregado de INEGI (Nivel 4); ello permitió realizar integraciones espaciales a niveles más genéricos (ir de lo local a lo global). Se estimaron costos de producción y utilidades de 40 actividades agrícolas con hasta 12 tipos distintos de tecnologías de producción. Las utilidades para el sector agrícola representan el primer paso para el pago de servicios ambientales de carbono. Los costos de producción estimados de manera anidada permiten diseñar políticas efectivas para operar medidas de mitigación a deforestación y degradación, bajo esquemas REDD+ o RETUS.

Palabras clave: *costos de oportunidad; mitigación; deforestación; REDD+.*

Abstract

The objective of this work was to identify agricultural production forms and to investigate their associated economic costs, which were then nested in categories of land use and vegetation at the most disaggregated classification level of PMC-INEGI (Level 4); this allowed to make spatial integrations to more generic levels (going from the local to the global). Production and profit costs were estimated for 40 agricultural activities with up to 12 different types of production technologies. Profits for the agricultural sector represent the first step in paying for environmental carbon services. The production costs of agricultural activities nested in the PMC-INEGI cartographic categories allow the design of effective policies to operate mitigation measures for deforestation and degradation under REDD+ or RETUS schemes.

Key words: *opportunity costs; mitigation; deforestation; REDD+.*

Introducción

Los problemas y desafíos que se presentan en materia de recursos naturales y cambio climático necesitan respuestas en varias dimensiones. Por principio, conservar el capital ecológico; sin embargo, diversos aspectos intrínsecos a la humanidad tales los sociales, culturales e institucionales han originado procesos de deforestación o degradación de los recursos forestales, debido a que en gran medida, la conservación y la “rentabilidad” económica a corto plazo son objetivos poco frecuentes y factibles de lograr. Sin embargo, en la actualidad se ha abierto la puerta a una apreciación renovada de los servicios ofrecidos por los ecosistemas forestales. Un mecanismo de valoración es el pago por servicios ambientales (PSA) el cual genera incentivos para la conservación. El objetivo de dichos incentivos es pagar al propietario por mantener su tierra con uso de suelo forestal; para determinar los montos que deberán pagarse, es necesario estimar la utilidad que le generaría al propietario utilizar su tierra en

actividades alternativas, como pueden ser las agrícolas, las pecuarias, las industriales o urbanas. La utilidad obtenida para cada caso representa el costo de oportunidad de mantener sus tierras con bosque y, el resultado de la diferencia entre ese monto y lo que obtendría el dueño de la tierra por llevar a cabo por actividades económicas sustentables realizadas bajo uso de suelo forestal, es la cantidad que se abonaría como pago por el servicio ambiental.

La caracterización económica de las actividades alternativas es un paso fundamental para la estimación del PSA, que requiere identificar en primer lugar, los tipos usos de suelo y vegetación, en series cartográficas recientes.

El presente trabajo se desarrolló en el Estado de México. En la entidad, se reconocieron 63 categorías, mediante la cartografía de Uso de Suelo y Vegetación Serie VI editada en 2014 por el PMC-INEGI, de la cuales, la Agricultura de temporal de ciclo anual es la que mayor superficie ocupa en el estado, seguida de la vegetación primaria de pastizal inducido, (Figura 1a). La ganadería es otra de la actividad de producción y es posible que espacialmente esté asociada a la gran fragmentación del paisaje dominada por la cantidad de parches o polígonos de pastizal inducido y agricultura de temporal (Figura 1b).

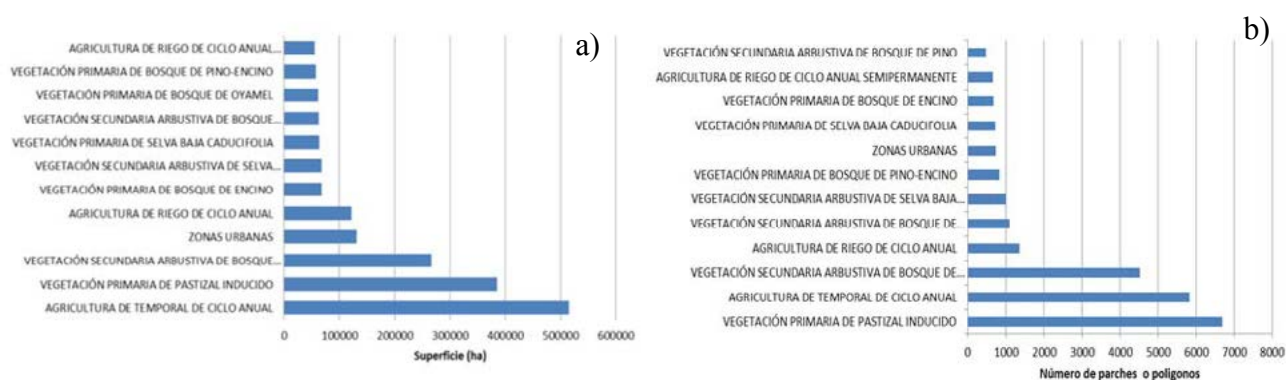


Figura 1. Categorías de uso de suelo y vegetación con mayor superficie (a) y polígonos –parches- (b), en el Estado de México (a). Fuente: Elaboración propia con datos de la cartografía de uso de suelo y vegetación en su Serie VI del PMC-INEGI.

El objetivo fue identificar los procesos de producción agropecuaria y forestal asociada a cada categoría de uso de suelo y vegetación, a su vez, se obtuvieron los costos de producción de cada proceso. De este manera, los procesos y costos de producción quedaron anidados en las categorías de uso de suelo y vegetación.

El “Enfoque Anidado” (EA) de actividades es una propuesta para estructurar mecanismos efectivos de incentivos para reducir la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) producidos por la deforestación y la degradación de bosques (REDD+ o RETUS) en múltiples escalas (a nivel local, regional o nacional). El enfoque anidado permite incentivar acciones tempranas e insertarlas en esquemas más amplios, ya sean de gobiernos estatales a una integración nacional, una vez que estos estén completamente desarrollados (Angelsen *et al.*, 2008)

Materiales y Métodos

El concepto de “anidar” actividades locales para REDD+ o RETUS se visualizó como una “matrioska” (muñeca rusa de madera, que tiene en su interior otra muñeca igual pero más pequeña y así sucesivamente, hasta llegar a la más pequeña), solo que en este caso, la integración de los paquetes tecnológicos para cada actividad de producción, representaron la unidad primaria que encaja dentro del nivel jerárquico de clasificación de la vegetación más específico que determina INEGI (muñeca más pequeña de la matrioska).



La flexibilidad que ofrece relacionar los paquetes tecnológicos de las actividades de producción, con los tipos de vegetación, es que establece correspondencia hacia la integración vertical en escalas mayores (e.g., municipal, estatal, regional y nacional).

El trabajo se realizó para todo el Estado de México como parte del proyecto RETUS con BASES EDOMEX (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).

El objetivo fue identificar los procesos de producción agropecuaria y forestal asociada a cada categoría de uso de suelo y vegetación, a su vez, se obtuvieron los costos de producción de cada proceso. De esta manera, los procesos y costos de producción quedaron anidados en las categorías de uso de suelo y vegetación.

Inicialmente se identificó la estructura jerárquica de clasificación de la vegetación que acompaña a las series cartográficas, la cual se normalizó a cuatro niveles de anidación con base en el diseño conceptual determinado en la “Guía para la interpretación de la cartografía uso de suelo y vegetación de la Serie III”.

El nivel de clasificación más específico correspondió al nivel 4 (N4) denominado “Agroecosistemas y Tipos de vegetación”. El N4, se anidó dentro del nivel 3 (N3), “Tipos de vegetación”, el cual a su vez, se anidó en el nivel de “Grupos de vegetación” (N2). Finalmente, el nivel 1 (N1) llamado “Entidades de vegetación” es el nivel más genérico.

La identificación de categorías de uso de suelo y vegetación para el Estado de México se realizó sobre la cartografía del uso de suelo y vegetación generada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC, 2015) a escala 1:50 000, armonizada a los productos cartográficos 1:250 000 del Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática (INEGI) para la Series VI. Las categorías se acotaron a nivel municipal con base en el Marco Geoestadístico Municipal de México (INEGI, 2005).

Las actividades de producción se identificaron a nivel municipal conforme a lo reportado por el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación de México (SAGARPA), en el periodo 2000-2013.

Los datos para estimar la rentabilidad financiera para cada actividad se obtuvieron por un lado, de publicaciones en línea de la página electrónica de SIAP para el periodo 2000-2009 (SIAP, 2010), los cuales correspondieron a (1) rendimiento por hectárea (ha) según cultivo y municipio, (2) precio medio rural; por otro lado se obtuvieron datos relativos a (3) costos de producción por hectárea mediante una encuesta adaptado del “Cuestionario para determinar los costos de producción AGRÍCOLA vía información administrativa” de SAGARPA-SNIDRUS, Ver. 05-11/03/08. El cuestionario se compone de 14 hojas y se complementa con un catálogo de labores, donde se describe en qué consiste cada una así como aquellas que pudieran ser agregadas. El documento está diseñado únicamente para obtener los datos que resultan imprescindibles para estimar los costos de producción. Las encuestas fueron aplicadas los productores a representantes de organizaciones civiles (Colegio y Asociación de Profesionistas Forestales del Estado de México) y complementadas con datos en artículos y otros trabajos de investigación de instituciones como SEDAGRO, PROBOSQUE, INIFAP, SIAP-SAGARPA y Universidad Autónoma Chapingo.

Los procesos de producción (PP) de cada actividad fueron formateados en paquetes tecnológicos (PT). La sistematización de los PT consistió en agrupar a los conceptos en rubros, los cuales son apartados que se refieren a la preparación de terreno, fertilización, siembra, control de plagas y cosecha.

La sumatoria total de los costos asociados a los conceptos, actividades, insumos y gastos diversos en cada rubro de producción puestos en cada paquete tecnológico, representó el costo total de producción (Figura 2). Se consideró que el costo de total de producción es un dato “indicativo” (no “representativo”) a escala de una hectárea, omitiendo las ventajas de las economías de escala.

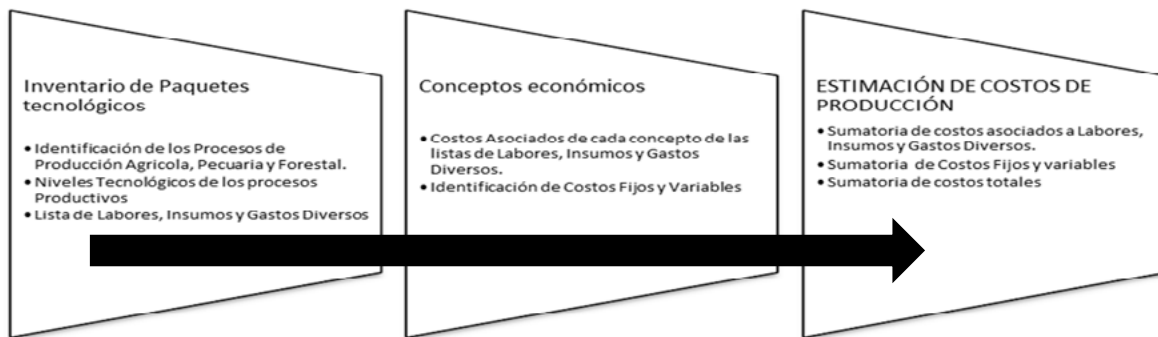


Figura 2. Proceso de estimación de los costos de producción. Fuente: Elaboración propia.

Resultados y Discusión

Las actividades agrícolas identificadas y anidadas en el sistema de claves cartográficas PMC-INEGI (16 claves para el sector agrícola), corresponden a 40 para el Estado de México (Cuadro 1).

Cuadro 1. Actividades de producción agrícola que cuentan con tecnologías de producción (N5).

| Cultivos | | | |
|----------------------------|--------------|---------------------------------|------------------------|
| Alfalfa verde | Cebada grano | Guayaba | Mango |
| Amaranto | Cebolla | Haba grano | Manzana |
| Arvejón | Chayote | Haba verde | Naranja |
| Avena forrajera achicalada | Chicharo | Jícama | Nopalitos |
| Avena forrajera en verde | Chile verde | Limón | Nuez de castilla |
| Avena forrajera seca | Durazno | Maguey pulquero (miles de lts.) | Papa |
| Avena grano | Elote | Maíz forrajero en verde | Tomate rojo (jitomate) |
| Café cereza | Fresa | Maíz grano | Tomate verde |
| Calabacita | Frijol | Mamey | Trigo grano |
| Caña de azúcar | | | Tuna |

Las actividades agrícolas con características solo de modalidad hídrica y temporalidad se clasificaron en el nivel 5 de la estructura anidada. Las especificaciones de riego, los tipos de semilla o plantas (criollas o mejoradas) y el uso de fertilizante, determinan la tecnología con la que se realiza el proceso productivo (Nivel 6); se identifican 12 tecnologías. Para un proceso de producción de maíz forrajero, por ejemplo, existen hasta 12 tipos de tecnologías mediante las que se puede llegar a obtener el producto final (Cuadro 2).

Cuadro 2. Tipos de tecnologías para los cultivos agrícolas. Fuente: Adaptado de: Metodología de costos de producción para cultivos cíclicos y perennes, documento en línea SIAP-SAGARPA.

| Cultivo | Clave tecnológica | Tecnología | Descripción |
|-------------------------------------|-------------------|------------|---|
| Maíz forrajero en verde de temporal | 156 | BCF | Riego por bombeo, semilla criolla y con fertilizante |
| | 157 | BCS | Riego por bombeo, semilla criolla y sin fertilizante |
| | 146 | BMF | Riego por bombeo, semilla mejorada y con fertilizante |
| | 147 | BMS | Riego por bombeo, semilla mejorada y sin fertilizante |



Continuación Cuadro 2...

| Cultivo | Clave tecnológica | Tecnología | Descripción |
|------------------------|-------------------|------------|---|
| Maíz grano de riego | 256 | GCF | Riego por gravedad, semilla criolla y con fertilizante |
| | 257 | GCS | Riego por gravedad, semilla criolla y sin fertilizante |
| | 257 | GCS | Riego por gravedad, semilla criolla y sin fertilizante |
| | 246 | GMF | Riego por gravedad, semilla mejorada y con fertilizante |
| | 247 | GMS | Riego por gravedad, semilla mejorada y sin fertilizante |
| Maíz grano de temporal | 356 | TCF | Temporal, semilla criolla y con fertilizante |
| | 357 | TCS | Temporal, semilla criolla y sin fertilizante |
| | 346 | TMF | Temporal, semilla mejorada y con fertilizante |
| | 347 | TMS | Temporal, semilla mejorada y sin fertilizante |

Los costos de producción y utilidades para actividades agrícolas anuales en el ciclo de producción primavera-verano se presentan en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Costos de producción y utilidades de las actividades agrícolas anuales para el ciclo Primavera-Verano, en el Estado de México.

| Cultivo | Tecnología | Promedio de Costo producción (\$/ha) | Desv. Est. de Costo producción (\$/ha) | Promedio de Utilidad (\$) | Desv. Est. de Utilidad (\$) |
|----------------------------|------------|--------------------------------------|--|---------------------------|-----------------------------|
| Amaranto | TCF | 10231.520 | 0.000 | 8074.313 | 5567.683 |
| Arvejon | TCF | 4350.680 | 0.000 | 240.093 | 3381.063 |
| | TMF | 6474.200 | 0.000 | -1883.427 | 3381.063 |
| Avena forrajera achicalada | TCF | 3638.500 | 0.000 | 4651.553 | 4087.883 |
| Avena forrajera seca | TCS | 3070.000 | 0.000 | 5546.251 | 3753.898 |
| Avena grano | BMF | 5026.260 | 0.000 | -711.396 | 1069.945 |
| | TCF | 5992.243 | 0.000 | -1377.015 | 1566.761 |
| | TMS | 2468.518 | 0.000 | 2011.183 | 1594.482 |
| Calabacita | BMF | 15409.000 | 0.000 | 35598.723 | 22263.019 |
| Cebada grano | TMF | 7403.427 | 0.000 | -2619.072 | 1784.501 |
| Cebolla | BMF | 13247.500 | 0.000 | 61244.063 | 47896.414 |
| | TCS | 6500.000 | 0.000 | 11334.212 | 8610.070 |
| Chícharo | TMF | 7250.000 | 0.000 | 10584.212 | 8610.070 |
| | GMF | 33316.016 | 0.000 | 584552.007 | 454838.681 |
| Chile verde | BMF | 7686.875 | 0.000 | 10823.652 | 2462.159 |
| | TMF | 6436.955 | 0.000 | 17996.747 | 7547.931 |

Continuación Cuadro 3...

| Cultivo | Tecnología | Promedio de Costo producción (\$/ha) | Desv. Est. de Costo producción (\$/ha) | Promedio de Utilidad (\$) | Desv. Est. de Utilidad (\$) |
|-------------------------|------------|--------------------------------------|--|---------------------------|-----------------------------|
| Frijol | BCF | 9073.910 | 0.000 | 2979.286 | 2826.088 |
| | BMF | 9676.910 | 0.000 | 2376.286 | 2826.088 |
| | GMF | 9110.725 | 0.000 | 2942.471 | 2826.088 |
| | TCF | 8312.390 | 0.000 | 575.810 | 3648.817 |
| | TCS | 3819.980 | 0.000 | 5021.906 | 3684.537 |
| | TMF | 7538.300 | 0.000 | 1341.919 | 3650.935 |
| | TMS | 2262.340 | 0.000 | 6563.488 | 3709.959 |
| Haba grano | TCF | 6447.430 | 0.000 | 13760.418 | 9840.498 |
| | TCS | 10422.830 | 0.000 | 9785.018 | 9840.498 |
| Haba verde | TCF | 6147.110 | 0.000 | 19839.977 | 10865.398 |
| | TCS | 9422.510 | 0.000 | 16564.577 | 10865.398 |
| Maíz forrajero en verde | BMF | 16000.600 | 0.001 | 2008.843 | 6148.598 |
| | GMF | 40289.000 | 0.000 | -22279.557 | 6148.598 |
| Maíz grano | BCF | 7251.875 | 0.000 | 3410.978 | 3053.497 |
| | BMF | 8286.875 | 0.000 | 2375.978 | 3053.497 |
| | GCF | 7794.140 | 0.000 | 2868.713 | 3053.497 |
| | GCS | 2959.590 | 0.000 | 7703.263 | 3053.497 |
| | GMF | 14574.529 | 0.000 | -3911.676 | 3053.497 |
| | GMS | 3080.020 | 0.000 | 7582.833 | 3053.497 |
| | TCF | 5401.955 | 0.000 | 1278.405 | 2161.912 |
| | TMF | 6321.980 | 0.000 | 358.380 | 2161.912 |
| | TMS | 4812.180 | 0.000 | 1868.180 | 2161.912 |
| Papa | BMF | 18121.000 | 0.000 | 72356.109 | 38572.263 |
| | TCF | 19081.000 | 0.000 | 69969.696 | 41839.744 |
| | TMF | 18121.000 | 0.000 | 70906.281 | 41880.129 |
| Tomate rojo (jitomate) | BMF | 57684.044 | 0.002 | 1946525.150 | 1547441.814 |
| Tomate verde | BCF | 14149.060 | 0.000 | 37651.091 | 16625.372 |
| | BMF | 13294.603 | 0.000 | 38505.548 | 16625.372 |
| Trigo grano | TCF | 6730.380 | 0.000 | -2577.108 | 1688.657 |

Los costos de producción y utilidades para actividades agrícolas anuales en el ciclo de producción Otoño-Invierno se presentan en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Costos de producción y utilidades de las actividades agrícolas anuales para el ciclo Otoño-Invierno, en el Estado de México.

| Cultivo | Tecnología | Promedio de Costo de producción (\$/ha) | Desv. Est. de Costo producción (\$/ha) | Promedio de Utilidad (\$) | Desv. Est. de Utilidad (\$) |
|--------------------------|------------|---|--|---------------------------|-----------------------------|
| Avena forrajera en verde | BMF | 7087.500 | 0.000 | 783.137 | 2985.742 |
| Calabacita | BMF | 15161.500 | 0.000 | 40638.372 | 21845.366 |
| | GMF | 18522.970 | 0.001 | 37276.902 | 21845.366 |
| Cebolla | GMF | 16614.970 | 0.000 | 49600.532 | 30643.812 |
| Chile verde | BMF | 7267.440 | 0.000 | 139939.610 | 181308.426 |



Continuación Cuadro 4...

| Cultivo | Tecnología | Promedio de Costo de producción (\$/ha) | Desv. Est. de Costo producción (\$/ha) | Promedio de Utilidad (\$) | Desv. Est. de Utilidad (\$) |
|------------------------|------------|---|--|---------------------------|-----------------------------|
| Frijol | BCF | 8995.070 | 0.000 | 2016.619 | 3713.104 |
| | BCS | 7895.070 | 0.000 | 3116.619 | 3713.104 |
| | GCS | 7895.070 | 0.000 | 3116.619 | 3713.104 |
| | GMF | 17471.000 | 0.000 | -6459.311 | 3713.104 |
| Jícama | GCS | 11750.320 | 0.000 | 23059.758 | 2151.694 |
| Maíz grano | BMF | 9958.760 | 0.000 | -1513.445 | 1718.556 |
| | GCF | 23819.390 | 0.000 | -15374.075 | 1718.556 |
| | GMF | 32141.575 | 0.000 | -23696.260 | 1718.556 |
| Papa | BMF | 48962.973 | 0.001 | 32874.341 | 24629.191 |
| | GMF | 321071.050 | 0.004 | -239233.736 | 24629.191 |
| | TMF | 31411.000 | 0.000 | 44412.772 | 0.000 |
| Tomate rojo (jitomate) | BMF | 237468.120 | 0.000 | -76433.225 | 177356.001 |
| Tomate verde | BCF | 9951.040 | 0.000 | 61097.566 | 25049.491 |
| Trigo grano | BMF | 14347.170 | 0.000 | -9199.690 | 1404.010 |
| | GMF | 12540.329 | 0.000 | -7392.849 | 1404.010 |

Los costos de producción y utilidades para actividades agrícolas anuales perennes y semi-perennes se presentan en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Costos de producción y utilidades de las actividades agrícolas anuales perennes y semi-perennes, en el Estado de México.

| Cultivo | Tecnología | Promedio de Costo producción (\$/ha) | Desv. Est. de Costo producción (\$/ha) | Promedio de Utilidad (\$/ha) | Desv. Est. de Utilidad (\$/ha) |
|-----------------------------------|------------|--------------------------------------|--|------------------------------|--------------------------------|
| Alfalfa verde | BCS | 11469.895 | 0.000 | 11752.563 | 8071.500 |
| | BMF | 17674.510 | 0.000 | 5761.900 | 7831.737 |
| | BMS | 7419.340 | 0.000 | 15663.444 | 8309.369 |
| | GCF | 6924.510 | 0.000 | 16141.211 | 8342.530 |
| | GMF | 3449.060 | 0.000 | 19496.818 | 8599.053 |
| Café cereza | TCF | 68045.800 | 0.000 | -57453.590 | 6128.445 |
| | TCS | 2466.130 | 0.000 | 8126.080 | 6128.445 |
| | TMF | 15849.920 | 0.000 | -5257.710 | 6128.445 |
| Caña de azúcar | BMF | 105166.000 | 0.000 | 9431.762 | 33212.531 |
| | GMF | 36223.900 | 0.000 | 78373.862 | 33212.531 |
| | TCF | 3803.900 | 0.000 | 62396.331 | 12919.345 |
| | TMF | 100666.000 | 0.000 | -34465.769 | 12919.345 |
| Chayote | TMF | 88532.000 | 0.000 | -22145.064 | 0.000 |
| Durazno | BMF | 36149.021 | 0.001 | 12959.634 | 22585.227 |
| Fresa | BMF | 433297.839 | 0.000 | -256482.330 | 44146.774 |
| Guayaba | BCF | 37656.790 | 0.000 | 10902.621 | 15466.336 |
| | GCF | 37656.790 | 0.000 | 10902.621 | 15466.336 |
| Limón | BCF | 13094.500 | 0.000 | 24863.102 | 20851.864 |
| | BMF | 11393.470 | 0.000 | 26564.132 | 20851.864 |
| | GMF | 4792.000 | 0.000 | 33165.602 | 20851.864 |
| Maguey pulquero (miles de litros) | TCF | 19822.000 | 0.000 | 114876.063 | 80661.441 |

Continuación Cuadro 5...

| Cultivo | Tecnología | Promedio de Costo producción (\$/ha) | Desv. Est. de Costo producción (\$/ha) | Promedio de Utilidad (\$/ha) | Desv. Est. de Utilidad (\$/ha) |
|------------------|------------|--------------------------------------|--|------------------------------|--------------------------------|
| Mamey | TCF | 13080.000 | 0.000 | 16302.014 | 23054.529 |
| Mango | GMF | 31088.393 | 0.000 | -3184.615 | 7687.085 |
| | TCF | 20965.300 | 0.000 | 3551.879 | 12480.074 |
| | TCS | 11503.400 | 0.000 | 13013.779 | 12480.074 |
| | TMF | 8119.700 | 0.000 | 16397.479 | 12480.074 |
| Manzana | BMF | 55001.717 | 0.000 | -5327.555 | 24159.202 |
| | GMF | 23266.500 | 0.000 | 24644.595 | 24894.330 |
| | TCF | 9358.350 | 0.000 | 16372.349 | 8599.906 |
| | TCS | 4515.350 | 0.000 | 21215.349 | 8599.906 |
| | TMS | 12355.000 | 0.000 | 13375.699 | 8599.906 |
| Naranja | BMF | 10452.000 | 0.000 | 9568.334 | 0.000 |
| | GMF | 5095.000 | 0.000 | 14925.334 | 0.000 |
| | TMF | 15194.680 | 0.000 | 1837.885 | 594.917 |
| Nopalitos | TCF | 9055.000 | 0.000 | 56860.340 | 56844.457 |
| Nuez de castilla | TCS | 7882.000 | 0.000 | 75738.210 | 63709.439 |

Los Cuadros 3, 4 y 5 fueron elaborados con datos de SIAP (SIAP, 2010).

La utilidad obtenida para cada caso representa el costo de oportunidad de mantener sus tierras con bosque. El resultado de la diferencia entre ese monto y lo que obtendría el dueño de la tierra por llevar a cabo actividades económicas sustentables realizadas bajo uso de suelo forestal, es la cantidad que se abonaría como pago por el servicio ambiental.

La información relativa a costos de producción agrícola es escasa, la existente se ha elaborado para proyectos de inversión muy localizados, en paquetes técnicos para las aseguradoras o para los bancos que ofrecen créditos, en otros casos se han elaborado costos de producción para modelos experimentales que tienen por objeto ver el comportamiento y reducir el costo de producción con variedades precoces (Jaramillo, 2002). En estas condiciones dicha información es insuficiente, heterogénea, con cobertura limitada, lo cual se refleja en la desviación estándar de los costos de producción.

Conclusiones

La identificación de actividades de producción agrícola y forestal asociado a su respectivo nivel tecnológico representa la unidad básica para la estimación de los costos de oportunidad. Los procesos y costos de producción agrícola y forestal fueron incorporados a cada categoría de uso de suelo y vegetación, lo que permitió que dichos proceso y costos resultaran anidados en la estructura jerárquica de clasificación de la vegetación de INEGI, permite estimar los costos de oportunidad a nivel municipal.

La integración de los procesos y costos de producción agrícola y forestal, anidados en la estructura jerárquica de clasificación de la vegetación de INEGI, permite estimar los costos de oportunidad a nivel municipal.

Literatura citada

- Angelsen, A., C. Streck, L. Peskett, J. Brown and C. Luttrell. 2008. What is the right scale for REDD? The implications of national, subnational and nested approaches. Brief informativo No. 15. CIFOR, Bogor, Indonesia. 6 p.
- INEGI. 2005. Marco geoestadístico municipal 2005:(MGM2005). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Mexico.
- Jaramillo, L. 2002. Estimación del costo de oportunidad del uso de suelo forestal en ejidos a nivel nacional. INEC-DGIPEA Working Paper, México.
- PMC. 2015. Cartografía de uso de suelo y vegetación del Estado de México. Escala 1:50000. Serie VI. Año base 2014. Programa Mexicano del Carbono, México.



SIAP. 2010. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera SAGARPA: Base de datos pecuario 2000-2009 en línea. (Consulta: septiembre-noviembre, 2016).



ISBN: 978-607-96490-5-0



9 786079 649050

