



Fernando Paz Pellat
Ruth Torres Alamilla
Editores



Serie: Síntesis Nacionales

Estado Actual
del Conocimiento
del Ciclo del Carbono
y sus Interacciones en México:
Síntesis a 2016

Programa Mexicano del Carbono
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

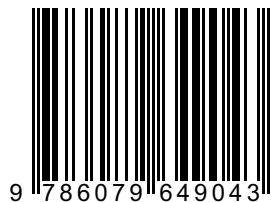
Programa Mexicano del Carbono



Forma correcta de citar:

Paz, F. y R. Torres (editores). 2016. 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. ISBN 978-607-96490-4-3. 732 p.

ISBN: 978-607-96490-4-3



Programa Mexicano del Carbono A.C.
Calle Chiconautla No. 8 Interior A
Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225
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 2016

Fernando Paz Pellat,
Ruth Torres Alamilla

EDITORES

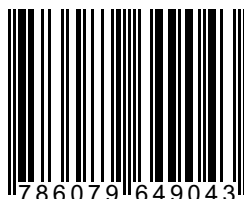
Programa Mexicano del Carbono.
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Pachuca, Hidalgo

2016

ISBN 978-607-96490-4-3

ISBN: 978-607-96490-4-3



9 786079 649043

Índice de Revisores

BEN DE JONG

El Colegio de la Frontera Sur

ENRICO YEPEZ 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.

JAIME GARATUZA PAYÁN

Instituto Tecnológico de Sonora

JORGE ALFREDO HERRERA SILVEIRA

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

JOSÉ MARTÍN HERNÁNDEZ AYÓN

Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California

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

Prólogo

En noviembre de 2016 el Programa Mexicano del Carbono cumplió 11 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 quinta ocasión, la síntesis nacional del 2016 de 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 Séptimo Simposio Internacional del Carbono en México, que tuvo lugar en la Ciudad de Pachuca, Hidalgo, bajo el auspicio del Programa Mexicano del Carbono y la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 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 once 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	15
1.1 Emisiones de carbono a la atmósfera debido a incendios forestales en el suelo de conservación de la Ciudad de México	17
1.2 Net carbon dioxide ecosystem exchange in contrasting mangroves from Northwest Mexico	24
1.3 ¿Monitoreo o medición de GEI?: hacia un protocolo común y buenas prácticas	30
1.4 La influencia de sequía y humedad anormales en el intercambio neto de carbono en un matorral semiárido	37
1.5 Estimación de emisiones de CO ₂ para el sector transporte vial en el corredor urbano Pachuca-Tizayuca	43
1.6 Afectación de la calidad del aire en el estado de Tlaxcala por emisiones de un incendio forestal en el Parque Nacional Malinche para el año 2006	49
1.7 Inventario de ciclos de vida como insumo como para estimar emisiones generadas por ganado bovino en el río Mayo, México	61
1.8 Emisiones de dióxido de carbono por incendios forestales en la Corona Regional de la Ciudad de México, periodo 2003-2014	73
1.9 Diseño de una herramienta computacional que calcula la reducción de gases de efecto invernadero como consecuencia del uso de la energía eólica	80
CAPÍTULO 2:	
BIOENERGÍA	91
2.1 Balance de carbono y energía en la producción de biodiésel a partir de lípidos microbianos de levaduras comparado con aceites vegetales	93
2.2 Cultivos de <i>Dunaliella salina</i> con medios alternativos. Determinación de pigmentos y lípidos	100

2.3	Obtención de pectina y azúcares fermentables a partir de harinas de residuos de limón italiano (<i>Citrus limon</i> L. Burns)	111
2.4	Hidrólisis de <i>Opuntia</i> para la obtención de azúcares fermentables	118

CAPÍTULO 3: DIMENSIÓN SOCIAL 125

3.1	La ciencia del ciclo del carbono en América del Norte: Investigación científica y cooperación internacional	127
3.2	Re-thinking REDD+ for the Mexican sink	134
3.3	Carbono orgánico del suelo y beneficios económicos en la producción de nopal verdura en Milpa Alta, Ciudad de México	146
3.4	Herramienta para la estimación de la huella de carbono individual en diferentes regiones del estado de Jalisco	152
3.5	La política forestal y climática: análisis de la metodología de gobernanza intermunicipal de mecanismos REDD+ a nivel local	163
3.6	Impactos y escenarios económico-ambientales ante la demanda eléctrica y emisiones de CO ₂ debidos al abatimiento del nivel del agua subterránea	170
3.7	Identificación de áreas elegibles para actividades de captura de carbono por reforestación/forestación en el estado de Jalisco	175
3.8	La organización de la pesca en Cozumel	188
3.9	Políticas de divulgación y capacitación del PMC: estado actual y planes futuros	194
3.10	El impacto que tiene la basura en el desarrollo de la actividad pesquera en Sisal, Yucatán	202
3.11	Pesca y petróleo en México: una revisión del estado de conocimiento	213
3.12	Impacto de la roya del cafeto en los almacenes de carbono en la Sierra Madre de Chiapas	219

CAPÍTULO 4: ECOSISTEMAS ACUÁTICOS 227

4.1	Balance de carbono en la caleta Xel-Ha, Quintana Roo, México	229
-----	--	-----



4.2	Factores que influyen en la variabilidad de la $p\text{CO}_2$ del océano frente a Baja California	238
4.3	Decremento en las condiciones anóxicas en el Pacífico mexicano durante la Pequeña Edad de Hielo	246
4.4	Captura de carbono en un remanente de mangle de la localidad El Bosque, Centla, Tabasco	251
4.5	Captura de carbono aéreo en una zona de manglar restaurado	258
4.6	Emisión de gases de efecto invernadero y uso de suelo en las lagunas de Chaschoc (Emiliano Zapata, Tabasco)	267
4.7	Dinámica a largo plazo (1999-2014) de la productividad primaria fitoplanctónica en el Lago Alchichica, Puebla	280
4.8	Variación de la profundidad del horizonte de saturación con respecto a aragonita frente a Ensenada, Baja California	287
4.9	Dinámica del carbono meiobentónico en dos hábitats contrastantes de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla	293
4.10	Variabilidad estacional de los productores primarios basados en información satelital combinada de SEAWIFS y MODIS para los ecosistemas mexicanos	300
4.11	Respuestas del hábitat de pastos marinos como almacén de carbono en un ecosistema somero oligotrófico del caribe mexicano al gradiente de salinidad	307
4.12	Distribución del horizonte de saturación aplicando un modelo empírico durante condiciones Niño en las costas de Baja California	315
4.13	Flujos laterales de COD en un manglar de franja con influencia marina	321
4.14	Muestreo del sistema del CO_2 usando un sistema de alta resolución para las zonas del mínimo de oxígeno	330
4.15	Carbono en sedimentos de manglares de ambientes cársticos: la Península de Yucatán	336
4.16	Potencial de captura de carbono en los manglares en diferentes escenarios ambientales de la Península de Yucatán	344
4.17	Captura de carbono en diferentes manglares restaurados de la Península de Yucatán	350
4.18	Contenido de carbono elemental en sedimentos lacustres de un conjunto de lagos tropicales con distinto estado trófico	357

4.19	Estimación de carbono en plantaciones de <i>Conocarpus erectus</i> dentro de un área reforestada en Laguna de Chantuto, Mapastepec, Chiapas	366
4.20	Medición de carbono en biomasa arbórea del manglar en el Sistema Lagunar Los Patos-Solo Dios, Pijijiapan, Chiapas	371
4.21	Estimación de reserva de carbono de manglar en el área comprendida de Barra San José y San Simón, Chiapas, México	376
4.22	Distribución del carbono orgánico particulado y la biomasa fitoplanctónica en un lago tropical somero	385

CAPÍTULO 5: ECOSISTEMAS TERRESTRES 393

5.1	Inferencia espacial de la concentración de carbono orgánico en los suelos de México	395
5.2	Ajuste de un modelo alométrico para determinar biomasa aérea en <i>Pinus halepensis</i> Mill., en la Sierra de Zapalinamé Coahuila, México	402
5.3	Relaciones de la concentración de carbono entre componentes arbóreos: avances preliminares	410
5.4	Implicaciones del aprovechamiento forestal sobre los almacenes aéreos y subterráneos de carbono en una unidad de manejo forestal privada	416
5.5	Modelación de la dinámica del secuestro de carbono en suelos forestales	423
5.6	Biomasa almacenada por <i>Pinus oocarpa</i> Shiede en el Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo, Estado de México	429
5.7	State of the Carbon Cycle of North America	434
5.8	Biomasa almacenada en un bosque natural de <i>Abies religiosa</i> (Kunth Schltld. et Cham.) dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca	440
5.9	Bioensayos para evaluar la toxicidad en residuos mineros ácidos y dos tipos de biochars: lirio acuático y eucalipto	447
5.10	Carbono en sistemas agroforestales de café, bosque mesófilo de montaña y potrero en Huatusco, Veracruz	454
5.11	Producción de metano a partir de desperdicios vegetales usando la técnica de producción de gas <i>in vitro</i>	462

5.12	Carbono edáfico y su relación económica con los sistemas agropecuarios de la Ciénega de Chapala, Michoacán	468
5.13	Efecto de los escarabajos coprófagos en las emisiones de metano durante la descomposición de excretas bovinas, bajo condiciones controladas	474
5.14	Reservorios de carbono en un bosque tropical seco en el noroeste de México	479
5.15	Biomasa afectada en un incendio forestal y regeneración natural de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> en Valle de Bravo, Estado de México	485
5.16	Niveles de carbono y fertilidad debido al cambio de uso del suelo en sistemas agroforestales de cacao en Tabasco México	492
5.17	Productividad primaria bruta en ecosistemas sonorenses	498
5.18	Estimación de la captura de carbono <i>ex-ante</i> en plantaciones de manglar establecidas en la costa de Chiapas y sur de Oaxaca	505
5.19	Digestibilidad y emisión de gas en un cultivo ruminal <i>in vitro</i> usando bagazo de caña de azúcar y un subproducto energético obtenido de la producción de etanol	513
5.20	Contenido de C y N total del suelo a diferentes profundidades y diferentes tipos de uso de suelo, en el centro de Veracruz, México	520
5.21	Respiración de suelo y descomposición en sitios de sucesión ecológica dentro de un bosque tropical seco	528
5.22	La respiración del suelo desde la perspectiva de los sistemas complejos	535
5.23	Estimación de reservorios de C en biomasa aérea de la selva baja caducifolia en zonas semiáridas del noroeste de México	546
5.24	Carbono orgánico total en suelos con diferente cobertura vegetal en San José Villa de Allende, Estado de México	553
5.25	Los manglares como almacenes de carbono en la Reserva de la Biósfera La Encrucijada, Chiapas	559
5.26	Almacén de carbono en el suelo de un bosque húmedo de niebla del Eje Neovolcánico Transversal	571
5.27	Metano producido durante la fermentación ruminal <i>in vitro</i> de heno de avena con alta concentración de selenio	582
5.28	Variabilidad espacial de la biomasa aérea en un bosque templado manejado	590

5.29	Biomasa aérea en vegetación secundaria de la cuenca baja del Usumacinta, Tabasco, México	598
5.30	Explosión de calderas del Oligoceno ligada a la fertilidad de suelos modernos	605
5.31	Clasificación no supervisada de las características funcionales y climatológicas de México	610
5.32	Carbono estimado en biomasa aérea de plantas leñosas de la Sierra del Laurel, Calvillo, Aguascalientes	615
5.33	Agro-diversidad de la milpa: potencial en la estabilidad del ciclo del C y autonomía alimentaria	627
5.34	Producción y caracterización de biocarbón a partir de residuos orgánicos urbanos	636
5.35	La diferente calidad del carbono secuestrado por los sistemas empleados en el cultivo del café	642
5.36	Transformación de C en un bosque de niebla: comparación entre un bosque natural y urbanizado	651
5.37	Variaciones climáticas inter-anales como determinantes en la concentración de carbono orgánico en el suelo	657
5.38	Los agroecosistemas ¿funcionan como sumidero de carbono?	664
5.39	Contenidos de carbono en suelos ribereños en una asociación de perfiles tipo del declive oriental de la región de los volcanes Iztaccíhuatl-Popocatepetl	672
5.40	Estimación del Material Leñoso Caído (MLC), en el Estado de México	680
5.41	Parámetros de biodiversidad y carbono en bosques del Estado de México	688
5.42	Simulación espacial de las propiedades del suelo en el Estado de México	693
5.43	Estimación de almacenes de carbono en todos los usos de suelo del Estado de México	704
5.44	Estimación de carbono orgánico en mantillo en zonas forestales del Estado de México, resultados preliminares	710
5.45	Captura de carbono en un bosque de <i>Pinus patula</i> , en relación con la densidad de arbolado y fertilización química	716
5.46	Simulación de los cambios de carbono orgánico del suelo en vertisoles con diferentes aportes de carbono al suelo	724

1 Atmósfera

1.1 Emisiones de carbono a la atmósfera debido a incendios forestales en el suelo de conservación de la Ciudad de México

Villers-Ruiz Lourdes¹ y Gaytán-Jiménez Sonia¹

¹Centro de Ciencias de la Atmósfera. Circuito de la Investigación Científica S/N Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.
Autor para correspondencia: atmosfera.unam.mx

Resumen

Los incendios de la vegetación cercana a las áreas urbanas son una fuente importante a la atmósfera de gases efecto invernadero y partículas de aerosol. Estos gases contribuyen a la contaminación del aire, además de que modifica directa o indirectamente en el cálculo de los inventarios de gases emitidos de un país determinado. Del total de especies químicas que se liberan en las emisiones de incendios forestales en bosques templados, la fracción dominante pertenece a: monóxido de carbono, dióxido de carbono y metano; éstos son responsables de aproximadamente el 90-95% del total de carbono emitido. Este estudio reporta la biomasa afectada por los incendios sucedidos en cinco tipos de bosque templado del Suelo de Conservación de la Ciudad de México, durante el periodo 2005 a 2013 y las emisiones generadas de tres gases a base de carbono: CO, CO₂ y CH₄, considerando que se queman en un cierto porcentaje del arbolado, y del sotobosque. Los resultados indican que la biomasa total del Suelo de Conservación depende de la estructura y composición de las comunidades vegetales consideradas cuyos valores fluctúan entre 14.64 y 2.62 t ha⁻¹. En general las comunidades de *Pinus* spp. y *Pinus-Alnus-Quercus*, presentaron las mayores cantidades de emisiones por hectárea en los tres componentes químicos.

Palabras clave: quema de biomasa, GEI, factores de emisión.

Abstract

The wildfires near urban areas are an important source into the atmosphere of greenhouse gases and aerosol particles. These gases contribute to air pollution, besides that modifies directly or indirectly the inventories of gases emitted from a particular country. Of the total chemical species that are released in emissions from wildfires in temperate forests, the dominant fraction belongs to: carbon monoxide, carbon dioxide and methane; these are responsible for about 90-95% of total carbon emitted. This study reports the biomass affected by wildfires occurred in five kinds of temperate forests in the Conservation Soil of Mexico City, during the period 2005 to 2013 and the emissions of three carbon-based gases: CO, CO₂ and CH₄, considering that was burned in a certain percentage the trees and the understory. The results indicate that the total biomass of soil conservation area depends on the structure and composition of plant communities considered whose values ranging between 14.64 and 2.62 t ha⁻¹. In general the *Pinus* sp. and *Pinus-Alnus-Quercus*, communities showed the highest amount of emissions per hectare in the three chemical components.

Key words: biomass burning, GEI, emission factors.

Introducción

En los años noventa en la Gaceta Oficial del Distrito Federal se publicaron una serie de disposiciones para determinar los usos de suelo, su clasificación y zonificación; de esta manera, se destinaron a la conservación del medio natural, unas áreas comprendidas en las delegaciones de Álvaro

Obregón, Cuajimalpa de Morelos, Gustavo A. Madero, Iztapalapa, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tláhuac, Tlalpan y Xochimilco (GODF, 1996). Actualmente éstos polígonos denominados como Suelo de Conservación de la actual Ciudad de México ocupan una extensión de 87 297 ha (PAOT, 2012). La sección más grande del Suelo de Conservación se extiende por toda la Sierra del Chichinautzin, la Sierra de las Cruces y la Sierra del Ajusco, el Cerro de la Estrella y la Sierra de Santa Catarina, así como en las planicies lacustres de Xochimilco-Tláhuac y Chalco. La porción más pequeña está localizada al norte de la Ciudad de México, en la Sierra de Guadalupe y el Cerro del Tepeyac. El 71% del Suelo de Conservación se encuentra bajo el régimen ejidal y comunal, el 23% es pequeña propiedad y el 6% son terrenos expropiados. Hay un total de 470 asentamientos humanos en el área, de los cuales 122 son regulares y 348 sin regularizar (Yanes, 2007).

De la superficie total existente del Suelo de Conservación aproximadamente el 29% está cubierto por bosque sin perturbar, el 14% es bosque perturbado, el 5% corresponde a matorral, y un 15% es pastizal inducido o de alta montaña; por otro lado, la agricultura ocupa el 20%, los asentamientos humanos el 12% y otros usos el 5% (PAOT, 2012).

Entidades federativas como el Estado de México, la Ciudad de México y Tlaxcala son las que tienen mayor riesgo a que se presenten incendios forestales con los más altos porcentajes de superficie afectada en relación a su vegetación natural (Villers-Ruiz y Hernández-Lozano, 2007). Durante el periodo 2005-2013, el promedio anual de superficie afectada por incendios en la Ciudad de México fue de 1000 ha, afectando principalmente a los pastos, arbustos, arbolado adulto y renuevo (CONAFOR, 2013).

Se han detectado alrededor de 370 especies químicas que se liberan en las emisiones de incendios forestales en bosques templados y la fracción dominante que se libera son, monóxido de carbono, dióxido de carbono y metano, éstos son responsables de aproximadamente el 90-95% del total de carbono emitido (Yokelson *et al.*, 2013). La cantidad y composición de los gases traza y material particulado liberado en un incendio depende principalmente de la composición, de las condiciones del combustible y de su combustión (Andreae y Merlet, 2001).

El objetivo de este estudio es presentar estimaciones de la biomasa y de emisiones de CO, CO₂ y CH₄ para cinco tipos de bosque representativos del Suelo de Conservación, estos son: bosque de *Abies religiosa*, bosque de *Pinus* spp., bosque de *Pinus-Alnus*, bosque de *Pinus-Alnus-Quercus* y bosque de *Quercus-Pinus-Buddleia*. El cálculo de las emisiones se hizo considerando que se quema biomasa del estrato arbolado, el sotobosque y los combustibles sobre el suelo, para un 50% de eficiencia de quemado. Se tomó como referencia los datos de los incendios reportados para el periodo 2005 a 2013 en el Suelo de Conservación de la Ciudad de México.

Materiales y métodos

Se trabajó con la información de los incendios reportados por CONAFOR para el periodo 2005-2013. Cada incendio se ubicó en su correspondiente cuadrante de 10x10 ha dentro de una malla de 584 cuadros, que divide al Suelo de Conservación (CONAFOR, 2013).

Con el fin de reconocer la vegetación afectada se procesaron y elaboraron mapas de uso de suelo y vegetación aplicando una clasificación supervisada a dos imágenes de satélite: Landsat, 7 TM del 2005 y Landsat 8 OLI del 2014, fechas de inicio y término de los registros de incendios. Cada malla de incendios reportados por año, fue sobrepuesto con el mapa de uso de suelo y vegetación procesado del 2005, de esta manera se identificó por cuadrante el tipo de bosque en sus diferentes superficies y coberturas afectadas por año (Gaytán-Jiménez, 2016).

En 15 sitios de muestreo (1 ha c/u) característicos de las cinco comunidades vegetales, se realizó una descripción e inventario de la vegetación (tipo de bosque, cobertura por estrato, altura y DN de los árboles) estos sitios de muestreo fueron utilizados como campos de entrenamiento para realizar la

clasificación supervisada de las imágenes satelitales y para calcular la biomasa arbórea por tipo de bosque.

El cálculo de biomasa por individuo-especie arbórea, se realizó utilizando ecuaciones alométricas específicas de varios autores (Díaz *et al.*, 2007; Avendaño *et al.*, 2009; Bonilla, 2009; Rojas *et al.*, 2015) y se obtuvo la biomasa en kg por individuo y por sitio, dato que se escaló a $t\ ha^{-1}$ según la composición vegetal de cada tipo de bosque.

Se utilizó la ecuación general (1), para el cálculo de emisiones desarrollado por EPA (2008).

$$E = FE * A * B * C \quad (1)$$

donde, *Emisión* = Factor de Emisión ($g\ kg^{-1}$) * Área quemada (ha) * Cantidad de Biomasa ($kg\ ha^{-1}$) * Eficiencia del quemado (%).

Las emisiones de Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de Carbono (CO₂) y Metano (CH₄) se estimaron de acuerdo a los factores de emisión establecidos por Akagi *et al.* (2011 y 2013), así como las actualizaciones realizadas por Yokelson y colaboradores (2013), quienes consideraron un promedio ponderado que incluye sotobosque, arbolado adulto, suelo orgánico y combustibles datos que fueron obtenidos de incendios forestales monitoreados en zonas templadas y pruebas de laboratorio disponibles para cada uno de los componentes químicos analizados. El factor de emisión se reporta en gramos de la especie química por cada kg de biomasa quemada.

Resultados y discusión

Se registraron un total de 16 131 ha de vegetación afectada por los incendios, para el periodo 2005-2013, esto es cerca del 43% de la superficie con bosque en el Suelo de Conservación. En la Figura 1 se muestra el resultado de sobreponer el mapa de todos los cuadrantes agrupados por superficie quemada durante el período, con el mapa de uso de suelo y vegetación.

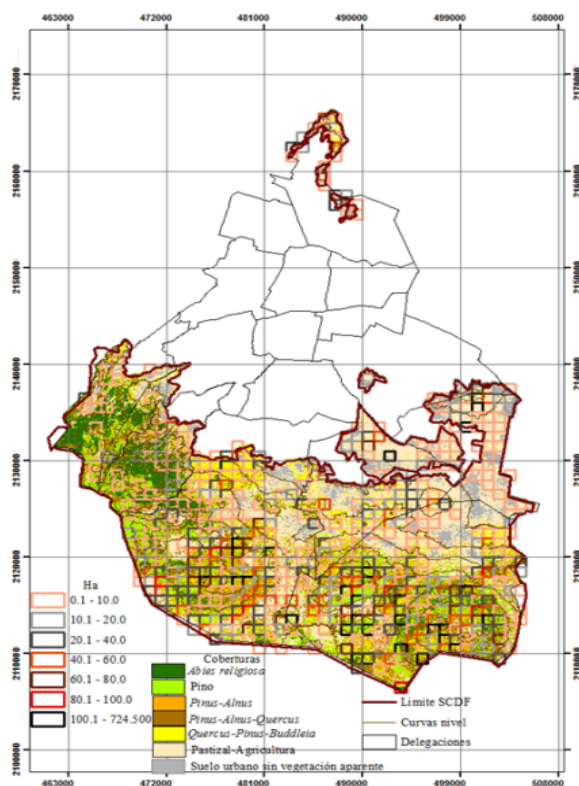


Figura 1. Superficie y tipo de bosque afectado en incendios del 2005-2013.



En el Cuadro 1 se presenta el total incendios y de superficie afectada por comunidad vegetal, este último dato acomodado en siete clases de cuadrante según el tamaño del incendio reportado. La clase 1 corresponde a incendios cuyas áreas fueron igual o menores a 10 ha, las clases 2-3 y 4 corresponde a tres intervalos entre 10 y 60 ha, y de la clase 5 a la 7 corresponde los intervalos en donde los incendios cubrieron más de 60 ha (Figura 1). El mayor número de incendios y los que cubrieron más de 100 ha se presentaron en las comunidades de *Pinus* spp., *Pinus-Alnus* y especialmente en *Pinus-Alnus-Quercus*, estas comunidades se encuentran ubicadas en la parte sur del Suelo de Conservación, principalmente en las delegaciones de Tláhuac, Xochimilco, Tlalpan y Milpa Alta.

Cuadro 1. Superficie quemada por comunidadsegún clase de cuadrante y el total de incendios reportados.

Clase de cuadrante/Comunidad vegetal (ha)	<i>Abies religiosa</i>	<i>Pinus spp.</i>	<i>Pinus-Alnus</i>	<i>Pinus-Alnus-Quercus</i>	<i>Quercus-Pinus-Buddleia</i>
0.1-10	52	282	156	448	124
10.1-20	23	197	85	834	753
20.1-40	198	162	210	1582	123
40.1-60	43	0	137	1314	91
60.1-80	139	68	364	690	67
80.1-100	0	177	178	338	84
>100	0	1700	2136	3038	338
Superficie total quemada	455	2586	3266	8244	1580
Núm. Total de incendios	29	53	74	227	40

En el Cuadro 2 se presenta por comunidad vegetal y por sitio (1 ha), el número de individuos medidos, el DN promedio de los individuos registrados y la biomasa total tanto en kilogramos como en toneladas por hectárea. El bosque de *Pinus* spp., y el *Pinus-Alnus-Quercus* presentaron el mayor número de individuos arbóreos por hectárea. En la mayoría de los sitios se registraron pinos, seguido de encinos, en cuanto a los *Alnus* se reportaron en menor proporción. En el sotobosque de la mayoría de los sitios se registraron latizales principalmente de pinos, de encinos y de *Alnus*, en estos casos los datos fueron incluidos en la biomasa total por sitio. Los bosques que presentaron mayor cantidad de biomasa por hectárea fueron el bosque de *Abies religiosa* y los bosque de *Pinus* spp., y de *Pinus-Alnus-Quercus*. Dadas las diferencias en composición, diámetros y número de árboles en las diferentes comunidades se consideró importante para este estudio proponer emisiones para cada tipo de bosque con el fin de minimizar una de las fuentes de incertidumbre al momento de aplicar la fórmula general (1), en este caso lo que corresponde a la cantidad de biomasa (French *et al.*, 2004).

Cuadro 2. Biomasa total por sitio y comunidad muestreada.

Comunidad	# Individuos muestreados	DN promedio (cm)	Biomasa total (kg ha⁻¹)	Biomasa total (t ha⁻¹)
Bosque de <i>Abies religiosa</i>				
Sitio 1 <i>Abies religiosa</i>	10	57	19768.94	19.77
Sitio 5 <i>Abies religiosa</i>	4	56	9182.09	9.18
Bosque de <i>Pinus</i> spp				
Sitio 4 <i>Pinus</i> sp.	7	52	10046.59	10.05
Sitio 6 <i>P. ayacahuite</i>	4	49	13601.87	13.60
Sitio 12 <i>P. montezumae</i>	16	31	17036.72	17.04
Sitio 13 <i>P. montezumae</i>	16	33	27609.26	27.61
Sitio 15 <i>Pinus</i> sp.	19	20	4928.72	4.93
Bosque de <i>Pinus-Alnus</i>				
Sitio 7 <i>Pinus</i> sp	9	43	8106.51	8.11
<i>Alnus</i> sp	4	27	914.30	0.91
Biomasa Sitio 7			9020.81	9.02
Sitio 8 <i>Pinus</i> sp.	7	37	4114.81	4.11
<i>Alnus</i> sp	6	27	1000.20	1.00
Biomasa Sitio 8			5115.01	5.12
Sitio 10 <i>Pinus</i> sp.	4	63	8578.54	8.58
<i>Alnus</i> sp	4	40	3048.93	3.05
Biomasa Sitio 10			11627.48	11.63
Bosque de <i>Pinus-Alnus-Quercus</i>				
Sitio 9 <i>Pinus</i> sp	4	58	8916.17	8.92
<i>Quercus</i> sp	6	12	205.54	0.21
<i>Alnus</i> sp	3	15	161.59	0.16
Biomasa Sitio 9			9283.30	9.28
Sitio 11 <i>Pinus</i> sp	6	52	8010.67	8.01
<i>Alnus</i> sp	6	30	2673.94	2.67
<i>Quercus</i> sp	4	55	9510.23	9.51
Biomasa Sitio 11			20194.84	20.19
Sitio 14 <i>Pinus</i> sp	6	42	7757.44	7.76
<i>Quercus</i> sp	3	16	242.18	0.24
<i>Alnus</i> sp	7	46	6220.03	6.22
Biomasa Sitio 14			14219.65	14.22
Bosque de <i>Quercus-Pinus-Buddleia</i>				
Sitio 2 <i>Quercus</i> sp	2	44	1249.84	1.25
<i>Buddleia</i> sp	2	14	65.86	0.07
<i>Pinus</i> sp	4	21	1307.22	1.31
Biomasa Sitio 2			2622.92	2.62

En el Cuadro 3 se presentan los resultados de usar la ecuación general de emisiones (1) para cada uno de los cinco tipos de bosque del Suelo de Conservación y los tres tipos de componente químico. Para obtener las emisiones se aplicaron, las hectáreas reportadas como quemadas según el tipo de bosque incluidas en el Cuadro 1, la cantidad de biomasa por tipo de bosque en kg ha^{-1} , y el factor de emisión que se reporta en gramos por kilogramo de biomasa quemada. En el Cuadro 3, se presenta el valor final de emisiones transformado en kg de emisión para las hectáreas quemadas durante el periodo.

Debido a que los factores de emisión considerados se basan en un promedio ponderado realizado para los bosques de pino y de pino encino (Yokelson *et al.*, 2013; Akagi *et al.*, 2011) que incluye los distintos almacenes de biomasa y dado que en este caso se desconoce cuál fue la eficiencia de quemado de los incendios reportados para los distintos almacenes, se consideró de igual manera, para la ecuación general, un promedio ponderado que incluyera diferentes porcentajes de combustión; para este estudio se propuso que en los incendios, el pasto se quemó alrededor del 96%, los arbustos el 35% y arbolado adulto y renuevo el 20% por lo que el valor promedio ponderado para todo el bosque fue del 50%, éste dato fue el que se utilizó como eficiencia de quemado en todos los tipos de bosque.

Cuadro 3. Kilogramos de emisión según las hectáreas quemadas por comunidad vegetal.

Especie química [FE]	<i>A. religiosa</i> (455 ha)	<i>Pinus spp.</i> (2586 ha)	<i>Pinus-Alnus</i> (3266 ha)	<i>Pinus-Alnus-Quercus</i> (8244 ha)	<i>Quercus-Pinus-Buddleia</i> (1580 ha)
CO [88]	289 799.7	1 666 324.6	1 234 095.5	5 283 587.2	182 345.4
CO ₂ [1647]	5 423 865.0	31 186 779.4	23 097 218.5	98 887 137.4	3 412 759.9
CH ₄ [3.36]	11 065.1	63 623.3	47 120.0	201 737.0	6962.3

FE= Factor de emisión.

(..)= Hectáreas reportadas quemadas para el periodo.

Según los valores de los factores de emisión de los tres componentes de carbono, la mayor cantidad emitida corresponde al CO₂, en segundo lugar el CO y en tercer lugar el CH₄. De los cinco tipos de bosque estudiados y los tres componentes químicos el que más contribuyó fue el de *Pinus-Alnus-Quercus*, calculado en alrededor de 98 887.14 ton de emisiones de CO₂ para el periodo estudiado, lo que hace que por cada hectárea quemada de este tipo de bosque se emitió alrededor de 12 ton de CO₂, en segundo lugar están los bosques de *Pinus spp.*, con 31 186.78 ton de CO₂ en las 2586 ha quemadas durante el periodo.

Para poder calcular la incertidumbre de los resultados de emisiones reportados en este trabajo se necesita tener los coeficientes de variación (desviación estándar) de los valores de entrada de los parámetros en la ecuación general (1) aplicada, en este caso, se desconoce el margen de error en las estimaciones del área quemada reportada y no se conoce la cantidad de biomasa consumida en cada incendio; por otro lado para la estimación de la biomasa, no se contó con ecuaciones alométricas exclusivas para los bosques del Suelo de Conservación y en algunos casos se aplicaron ecuaciones genéricas por lo que estos datos también ofrecen una cierta incertidumbre. Se han reportado modelos de incertidumbre en relación a la forma de distribución de los valores de cada parámetro, para bosques de Norte América, en donde los coeficientes de variación fueron del 24% y se estimó que con datos más precisos en los parámetros, se podría reducir el coeficiente de variación al 5% (French *et al.*, 2004).

Conclusiones

En general las comunidades de *Pinus-Alnus-Quercus* y *Pinus spp.* presentan las mayores cantidades de emisiones por hectárea sumando los tres componentes químicos de base carbono, se emitieron alrededor de 104 ton para el primero y de 33 ton para el bosque de *Pinus spp.* Las emisiones de CO₂ por hectárea quemada fueron muy superiores a las emitidas de CO y CH₄. En este estudio se

presentaron valores estimados de emisiones por tipo de bosque para el Suelo de Conservación de la Ciudad de México con muchas incertidumbres, debido a que se desconocen los datos exactos para los parámetros que se utilizan en la ecuación general, de ahí la importancia de tener datos precisos sobre el cálculo real del área quemada, ecuaciones de biomasa más precisas y sobre todo se requiere hacer un esfuerzo por cuantificar en campo, la cantidad de combustible consumido en cada uno de los almacenes de carbono en los sitios incendiados.

Bibliografía

- Akagi, S.K., R.J. Yokelson, C. Wiedinmeyer, M.J. Alvarado, J.S. Reid, T. Karl, J.D. Crounse, and P.O. Wennberg. 2011. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11:4039-4072.
- Akagi, S.K., R.J. Yokelson, I.R. Burling, S. Meinardi, I. Simpson, D.R. Blake, G.R. McMeeking, A. Sullivan, T. Lee, S. Kreidenweis, S. Urbanski, J. Reardon, D.W.T. Griffith, T.J. Johnson, and D.R. Weise. 2013. Measurements of reactive trace gases and variable O₃ formation rates in some South Carolina biomass burning plumes. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13:1141-1165 DOI:10.5194/acp-13-1141-2013.
- Andreae, M.O. and P. Merlet. 2001. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 5(4): 955-966.
- Avendaño, D., M. Acosta, F. Carrillo y J. Etchervers. 2009. Estimación de carbono y biomasa en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana*. México. 32(3):233-238.
- Bonilla, E. 2009. Uso de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus montezumae* Lamb. Tesis de Ingeniería Forestal. Universidad Autónoma Chaping, México.
- CONAFOR. 2013. Incendios forestales en México, Reporte anual, temporada 2013. Comisión Nacional Forestal, México. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/4215Reporte%20Semanal%202013%20-%20Incendios%20Forestales.pdf>
- Díaz, R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo, E. Buen, E. Flores y J. Etchervers. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula*. *Madera y Bosques* 13(1):25-34.
- EPA. 2008. National Emissions Inventory, Version 2. Technical Support Document. June 2012, DRAFT U.S. Environmental Protection Agency. Office of Air Quality Planning and Standards. Air Quality Assessment Division. Emissions Inventory and Analysis Group. Research Triangle Park, North Carolina. 145 p.
- French N.H.F., P. Goovaerts and E.S. Kasischke. 2004. Uncertainty in estimating carbon emissions from boreal forest fires. *Journal of Geophysical Research* 109: D14S08 DOI:10.1029/2003JD003635.
- Gaytán-Jiménez, S. 2016. Evaluación de la pérdida de vegetación debido a incendios forestales en el suelo de conservación del D.F. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México. 112 p.
- GODF. 1996. Ley de Desarrollo Urbano del Distrito Federal, publicada el 26 de enero de 1996. Última reforma publicada en la Gaceta Oficial del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal.
- PAOT. 2012. Atlas Geográfico del Suelo de Conservación del D.F. México. Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F. Secretaría del Medio Ambiente. 84 p.
- Rojas, F., B. de Jong, P. Martínez-Zurimendí and F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 Allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of forest Science* 1-30.
- Villers-Ruiz, L. y J. Hernández-Lozano. 2007. Incendios forestales y el fenómeno de El Niño en México. IV Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales. Sevilla, España. pp. 10.
- Yanes, P. 2007. El desafío de la diversidad, los pueblos indígenas, la ciudad de México y las políticas de gobierno del D.F. de 1998-2006. Tesis para obtener el grado de Maestro en Asuntos Públicos. Facultad de Ciencias Políticas y Sociales. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Yokelson, R.J., I.R. Burling, J.B. Gilman, C. Warneke, C.E. Stockwell, J. de Gouw, S.K. Akagi, S.P. Urbanski, P. Veres, J.M. Roberts, W.C. Kuster, J. Reardon, D.W.T. Griffith, T.J. Johnson, S. Hosseini, J.W. Miller, D.R. Cocker, H. Jung, and D.R. Weise. 2013. Coupling field and laboratory measurements to estimate the emission factors of identified and unidentified trace gases for prescribed fires *Atmospheric Chemistry and Physics* 13:89-116 DOI:10.5194/acp-13-89-2013.

1.2 Net carbon dioxide ecosystem exchange in contrasting mangroves from Northwest Mexico

Vargas-Terminel Martha L.¹; Rodríguez Julio C.²; Robles-Zazueta Carlos A.²; Yépez Enrico A.¹; Vargas Rodrigo³; Watts Christopher J.² y Garatuza-Payán Jaime¹

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

²Universidad de Sonora. Blvd. Luis Encinas y Rosales S/N, CP 83000, Hermosillo, Sonora, México.

³University of Delaware. 531 South College Avenue, Newark, DE, 19716, USA.

Autor para correspondencia: vargastml@gmail.com

Abstract

Functional dynamic in mangrove ecosystems are influenced by changes in biophysical factors and disturbances that can be caused by the presence of human activities, which control net ecosystem production (NEP). However, the relative importance of these factors is poorly understood by the scarcity of measurements of fluxes and pools of C. In this study, we presented the net ecosystem exchange (NEE) dynamic from two contrasting mangrove ecosystems from northwest México: a pristine site (El Sargento Lagoon, SL) and a site influenced by the presence of anthropogenic activities (Tóbari Bay, TB) during representative periods from the dry and wet season from 2014 coupled with continuous eddy covariance measurements of CO₂ fluxes. We obtained that both sites acted as considered as carbon sinks, although, there were some differences in the carbon uptake at study sites. Carbon gain during the study period estimated for SL was -147 g C m⁻² while TB had a carbon gain of -41 g C m⁻². It is necessary to consider the anthropogenic disturbances because they may have a larger impact in the ecosystems that are susceptible to the changes in their environment which can provoke a decreasing or increasing responses in the ecosystem carbon dynamic.

Key words: biogeosciences, eddy covariance, El Sargento Lagoon, net ecosystem exchange, Sonora mangroves, Tóbari Bay.

Resumen

La dinámica funcional de los manglares está controlada por los cambios en los factores biofísicos y disturbios causados por la presencia de actividades humanas, los cuales pueden llegar a controlar la productividad neta del ecosistema (NEP). Sin embargo, la importancia relativa de estos factores es poco entendida por la escasez de mediciones de flujos y reservorios de C. En este estudio se presenta el intercambio neto del ecosistema (NEE) en dos manglares contratantes del noroeste de México: un sitio considerado como prístino (Estero el Sargento; SL) y un sitio que se encuentra influenciado por la presencia de actividades antropogénicas (Bahía del Tóbari; TB) durante periodos representativos de una estación seca y una estación húmeda de 2014. Se utilizaron mediciones continuas de flujos de CO₂ mediante la técnica de covarianza de vórtices. Se observó que los sitios presentaron diferentes magnitudes en captura de carbono, sin embargo, fungieron como sumideros de carbono. Durante el periodo de estudio, la ganancia de carbono para SL fue -147 g C m⁻², mientras que TB presentó -41 g C m⁻². Es necesario considerar los disturbios de carácter antropogénico, debido a que éstos pueden provocar un mayor impacto en los ecosistemas que son susceptibles a los cambios en su entorno, lo cual produciría un decremento o incremento en la dinámica del carbono en el ecosistema.

Palabras clave: biogeociencias, covarianza de vórtices, Estero el Sargento, intercambio neto del ecosistema, manglares de Sonora, Bahía del Tóbari.

Introduction

The productivity of mangroves represents the outcome and interactions among factors that operate at different temporal and spatial scales (Castañeda-Moya *et al.*, 2013). Carbon (C) balance in these ecosystems is the result of photosynthesis (gross primary production –GPP–) and ecosystem respiration (Reco), comprising the sum of respiration from autotrophic (plants) and heterotrophic (microorganisms and meso fauna) organisms. Thus, the net vertical exchange between an ecosystem and the atmosphere is the net balance of GPP and Reco. This balance is called net ecosystem exchange (NEE) (Chapin *et al.*, 2011; Grace *et al.*, 2014; Alongi and Mukhopadhyay, 2015).

In this context, mangrove forests have received significant attention due to their role in the global carbon cycle mainly for their capacity to store large amounts of C (Alongi, 2014). Although, these ecosystems are particularly susceptible to disturbances caused by natural and anthropogenic drivers which affect the system functioning and carbon dynamics (Barr *et al.*, 2012; Calderón-Aguilera *et al.*, 2012). Mangroves are being impacted by anthropogenic activities in many parts of the world, for example, their coverage has declined approximately 50% over the past half century (Giri *et al.*, 2011) and have been exploited for agricultural activities and other land uses like tourism and aquaculture (Han *et al.*, 2013). Mexico has experienced a high loss of mangroves from the period 1970-2005, 10% of Mexican mangrove extension has been lost due to anthropogenic activities (Valderrama *et al.*, 2014). However, little is known about the relative ecosystem contributions related to the processes that regulate CO₂ exchange between the ecosystem and the atmosphere and how disturbances affect the C uptake dynamics in these ecosystems (Barr *et al.*, 2012 y 2013). With the increasing availability of gas exchange methods at ecosystem scales such as eddy covariance (EC), it is possible to improve our understanding of the impact of reclamation in ecosystem C fluxes, since it can provide continuous, long-term flux information at ecosystem scale (Baldochi, 2003). In this study we set up EC flux systems to analyze how does NEE differ between two contrasting mangrove ecosystems: a preserved site and a site influenced by anthropogenic activities to understand the changes to NEE responses with the presence of disturbances on the ecosystem during a dry (January-March) season with the presence of a crop cycle from Yaqui Valley and wet (July-September) season from 2014. For this study a negative NEE flux indicates CO₂ uptake (influx) while a positive NEE represents a CO₂ loss (efflux) to the atmosphere.

Methods and materials

Study sites

Estero El Sargento (SL; 29.34° N, 112.28° W) is a desert coastal lagoon located within the lagunar system of Canal del Infiernillo y Esteros del Territorio Comcáac in the south limit of the upper zone of the Gulf of California (Torre-Cosío, 2002). This site is classified as an anti-estuarine system with a little freshwater input (Smith *et al.*, 1999). The climate is dry and hot with the raining season in summer (García, 1988). Mean annual air temperature is 23 °C and the mean annual precipitation is 102 mm yr⁻¹. The tree species at the site are red (*Rhizophora mangle*), white (*Laguncularia racemosa*) and black (*Avicennia germinans*) mangroves surrounded by halophyte vegetation, xeric microphyll scrubland and sarcocrasicaule scrubland.

Tóbari Bay (TB; 27.11° N, -110.02° W) is a subtropical estuary located within the Bahía del Tóbari-Siáric lagunar system in the center-east coast of the Gulf of California. This site is considered as a mixed estuary in which water circulation depends primarily by wind and tides action (Beman and Francis, 2006). Climate in the area is warm and dry, with a mean annual air temperature of 24 °C, a mean annual precipitation is 375 mm yr⁻¹ (Sánchez-Andrés *et al.*, 2010). Coastal vegetation is

composed by monospecific forests of *A. Germinans* with *R. mangle* occurring at the shoreline fringe of the channels.

The TB is a site influenced by the impact of anthropogenic activities from the Yaqui Valley, a wheat-based agricultural region during the period November-May (Beman and Francis, 2006), which includes coastal fishing, aquaculture and livestock industries (Ahrens *et al.*, 2009). The estuary receives freshwater inputs from land runoffs; however, agricultural runoff is the main source of freshwater to TB (Beman *et al.*, 2005; Jara-Marini *et al.*, 2013).

EC measurements, data processing and gap-filling

A 7.20 m tower was installed over at 1 m waterproof wooden hut base above the soil surface in both study sites with a EC system located at 6.90 m above the ground. Net ecosystem C exchange (NEE) was estimated with an EC system (Baldocchi, 2003). Flux measurements were carried at SL with a three dimension anemometer (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA) and an open-path gas analyzer (EC150, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA). Flux raw data was acquired by a data logger (CR1000, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA). The EC system for TB consisted on a closed-path infrared gas analyzer (LI-7200, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA) and a three dimension anemometer (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA) located at 6.90 m above the ground. These measurements were storing and averaging the data every 30 min through an analyzer interface unit (LI-7550, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA). In addition, meteorological variables measurements were carried out in both sites include net radiation, wind speed and direction, air temperature and relative humidity, soil temperature and precipitation. All meteorological data collected at 1 Hz in a data logger (CR3000, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA, where data was averaged to 30 min periods, except for precipitation which was obtained from a half-hour sums.

Raw data were processed to half-hourly periods with EC software EddyPro[®] (version 5.2, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA) following advanced flux protocols. Turbulent flux corrections and data filtering were applied for EC measurements, to discard periods with low turbulence a threshold of 0.15 m s⁻¹ and 0.10 m s⁻¹ for the TB and SL site, respectively; data not meeting this criterion was rejected. Following flux processing, a local despiking filter was applied to remove the half-hour period fluxes that fell outside 3 standard deviations within the study period (Shoemaker *et al.*, 2015). Missed values were filled by using the online eddy covariance gap-filling and flux-partitioning tool (Max Planck Institute of Biogeochemistry, Munich, GER: <http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/>) which follows the procedures described by Falge *et al.* (2001) and Reichstein *et al.* (2005).

Results and discussion

NEE between atmosphere and mangrove forest

Seasonal NEE dynamics over the study period for TB (a) and SL (b) are displayed in Figure 1. During the winter-spring dry season daily mean NEE at the SL site was $-1.80 \pm 0.05 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, while, mean NEE at TB was $-0.08 \pm 0.04 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Notably, this period coincides with the cropping cycle at the Yaqui Valley and the peak discharge season of nutrient loads from agricultural runoff in TB. In contrast, over the summer wet season period NEE was less negative than the dry season at SL which presented $-1.05 \pm 0.09 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ and more negative at TB which a season mean of $-0.71 \pm 0.07 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

We note that SL site showed certain periods where CO₂ uptake was greater during the dry season where SL had a constant CO₂ uptake, while TB site was dominated by a CO₂ release to the atmosphere, with net CO₂ losses from the ecosystem.

During the study period of 2014, cumulative C balance in SL and TB sites were -147 and -41 g C m⁻², respectively. Although, both sites were net carbon sinks at the annual scale, the cumulative NEE balance was consistently higher at the preserved site (SL) throughout the entire study period. We accounted a cumulative NEE of -37 g C m⁻² during the wet season at TB while SL had a higher productivity with a -55 g C m⁻² gain. Furthermore, the lowest carbon uptake for SL and TB were observed during the dry season, magnitude differences in cumulative NEE at SL is twenty times greater than at TB, in this period the forests assimilated -4 g C m⁻² and -93 g C m⁻², respectively.

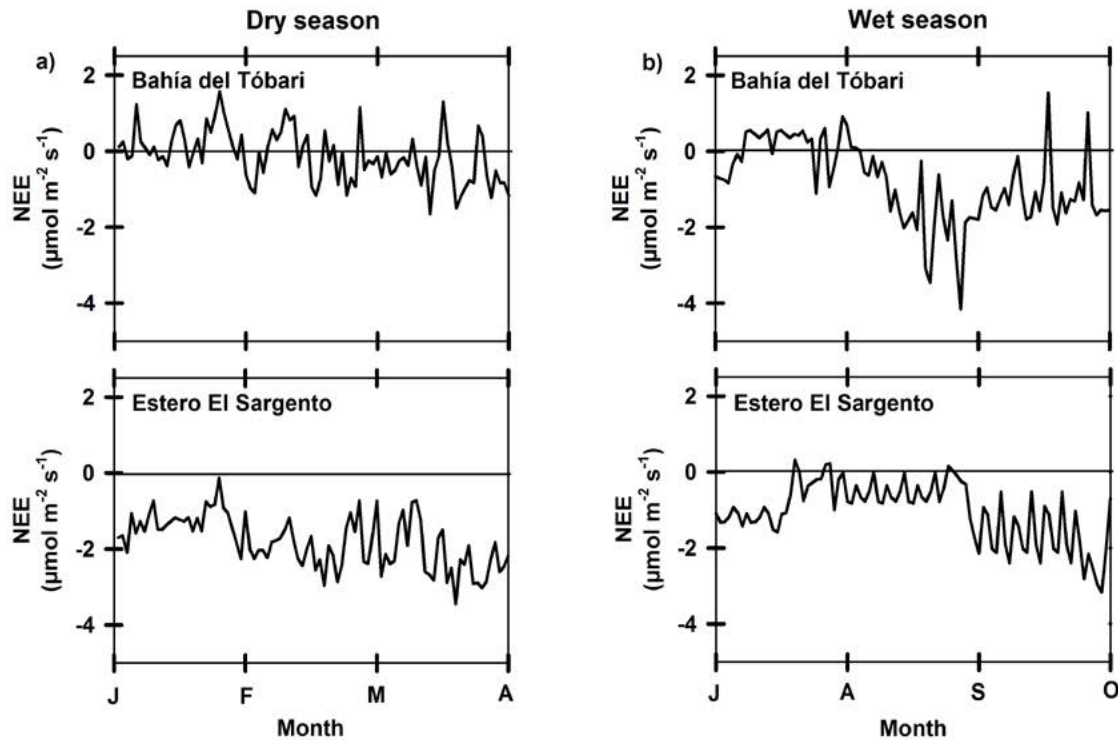


Figure 1. Seasonal daily average of net ecosystem exchange (NEE) at Bahía del Tóbari and Estero El Sargento sites during (a) dry season from January-March and (b) wet season from July-September. Negative NEE fluxes indicate CO₂ uptake from the ecosystem and positive NEE fluxes represent sources of CO₂ to the atmosphere.

Despite the similar climatic conditions and vegetation composition, clear differences in NEE were observed between these two study sites, primarily during the winter crop cycle period that happens during the dry season at the TB site. These differences could be attributable to the amount of nutrient loads that TB site receives over the year from the Yaqui Valley intensive activities. Higher nutrient inputs increase biological activity of microbial communities in soil and water expecting a concomitant CO₂ efflux to the atmosphere. Beman *et al.* (2005) and Ahrens *et al.* (2009) found a significant relationship between the irrigation and fertilization events in the Yaqui Valley and chlorophyll concentrations, indicative of phytoplankton blooms in the Gulf of California. At the TB site chlorophyll concentrations could be higher in dry season and lower in the wet season, suggesting that the TB site could be influenced by nutrient loads coming from irrigation and fertilization events from the wheat-crop cycle in the Yaqui Valley. Ahrens *et al.* (2009) emphasizes that nutrients leaving the Yaqui Valley through many of the large agricultural canals are eventually transferred and transformed in the estuaries and coastal waters of the Gulf of California which implies an active CO₂ release at the mangrove systems that might explain the more positive CO₂ exchange flux at the TB in comparison to the SL during the same period of time.



Conclusions

In mangrove ecosystems variability on CO₂ fluxes is influenced by biophysical factors, although, there are other factors that should be considered for their role in the control of the carbon uptake. Incorporating ecological disturbances in biogeochemical models is necessary to estimate the current and future state of C pools and reservoirs of these ecosystems. Also, it is necessary to consider the anthropogenic disturbances because they may have a larger impact on the net ecosystem productivity and carbon storage which contribute directly in the dynamic of the carbon cycle.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge the financial support is recognized to CONACYT (Ciencia Básica, CB180704-T) given to Julio C. Rodríguez, as well as, the master scholarships awarded to Martha L. Vargas-Terminel and Carlos A. Robles-Zazueta. We want to thank to the Seri community in S.L., and Mr. Marco González from TB for their technical assistance during the realization of this study. We are equally grateful to thank Miguel Agustín Rivera-Díaz, Masuly Guadalupe Vega-Puga and Juan Isaac Gámez-Badouin for the support given during fieldwork the equipment installation and maintenance, data downloading and processing and for the use comments given to this work. We are equally grateful to the Seri community in S.L. and Mr. Marco Gutiérrez from TB for their technical assistance during the realization of this study.

References

- Ahrens, T.D., J.M. Beman, J. Harrison, P.K. Jewett, and P. Matson. 2009. A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest México. *Water Resources Research* 44:1-13.
- Alongi, D.M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science* 6:195-219.
- Alongi, D.M. and S.K. Mukhopadhyay. 2015. Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agricultural and Forest Meteorology* 213:266-272.
- 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.
- Barr, J.G., V. Engel, T.J. Smith, and J.D. Fuentes. 2012. Hurricane disturbance and recovery of energy balance, CO₂ fluxes and canopy structure in a mangrove forest of the Florida Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology* 153:54-66.
- Barr, J.G., J.D. Fuentes, M.S. Delonge, T.L. O'Halloran, D. Barr and J.C. Zieman. 2013. Summertime influences of tidal energy advection on the surface energy balance in a mangrove forest. *Biogeosciences* 10:501-511.
- Beman, J.M., K.R. Arrigo and P. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434(7030):211-214.
- Beman, J.M. and C. Francis. 2006. Diversity of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in the sediments of a hypernutrified subtropical estuary: Bahía del Tóbari, Mexico. *Applied and Environmental Microbiology* 72(12):7767-7777.
- 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. Hernández-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(3):589-617.
- Castañeda-Moya, E., R.R. Twilley and V.H. Rivera-Monroy. 2013. Allocation of biomass and net primary productivity of mangrove forests along environmental gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. *Forest Ecology and Management* 307:226-241.
- Chapin, F.S., M.C. Chapin, P.A. Matson and P. Vitousek. 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Second Edition. Springer-Verlag New York. 544 p.
- Falge, E., D. Baldocchi, R.J. Olson, P. Anthoni, M. Aubinet, C. Bernhofer, G. Burba, R. Ceulemans, R. Clement, H. Dolman, A. Granier, P. Gross, T. Grunwald, D. Hollinger, N.O. Jensen, G. Katul, P. Keronen, A. Kowalski, C. Ta Lai, B.E. Law, T. Meyers, T. Moncrieff, E. Moors, J.W. Mungers, K. Pilegaard, U. Rannik, C. Rebmann, A. Suyker,

- J. Tenhunen, K. Tu, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson and S. Wofsy. 2001. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Journal of Agriculture and Forest Meteorology* 107:43-69.
- Giri, C., E. Ochieng, L.L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland and N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20(1):154-159.
- Grace, J., E. Mitchard and E. Gloor. 2014. Perturbations in the carbon budget of the tropics. *Global Change Biology* 20: 3238-3255.
- Han, G., Q. Xing, J. Yu, Y. Luo, D. Li, L. Yang, G. Wang, P. Mao, B. Xie and N. Mickle. 2013. Agricultural reclamation effects on ecosystem CO₂ exchange of a coastal wetland in the Yellow River Delta. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 196:187-198.
- Jara-Marini, M.E., J.N. Tapia-Alcaraz, J.A. Dumer-Gutiérrez, L. García-Rico, J. García-Hernández and F. Páez-Osuna. 2013. Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem (of the central-east Gulf of California). *Environmental Monitoring and Assessment* 185(2):1071-1085.
- 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(3):191-199.
- Shoemaker, W.B., F. Anderson, J.G. Barr, S.L. Graham and D.B. Botkin. 2015. Carbon exchange between the atmosphere and subtropical forested cypress and pine wetlands. *Biogeosciences* 12(8):2285-2300.
- Smith, S.V., J.I. Marshall and C.J. Crossland. 1999. Mexican and Central American Coastal Lagoon Systems: Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes (Regional Workshop II), LOICZ Reports and Studies No. 13, ii. LOICZ IPO, Texel, The Netherlands. 115 p.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grünwald, K. Havránková, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J.M. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir and R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11:1424-1439.
- Torre-Cosío, J. 2002. Inventory, monitoring and impact assessment of marine biodiversity in the seri-indian territory, Gulf of California, Mexico. Ph. D. dissertation. The University of Arizona. 195 p.
- Valderrama, L., C. Troche, M.T. Rodríguez, D. Márquez, B. Vázquez, S. Velázquez, L. Cruz, and R. Ressi. 2014. Evaluation of Mangrove Cover Changes in Mexico During the 1970–2005 Period. *Wetlands* 34(4):747-758.



1.3 ¿Monitoreo o medición de GEI?: hacia un protocolo común y buenas prácticas

Cueva Alejandro¹ y Sánchez-Mejía Zulia M.²

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

²Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 De Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora.

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

Resumen

MexFlux es una red consolidada que entre sus principales objetivos está el cuantificar la variación espacial y temporal de los almacenes de carbono, así como el intercambio de gases de efecto invernadero y energía entre los ecosistemas terrestres, costeros, marinos y urbanos y la atmósfera de México. Adicionalmente, uno de estos objetivos es establecer protocolos para medir, calibrar, procesar, archivar y compartir datos, con la finalidad de proveer valor agregado a los productos de investigación e información para tomadores de decisiones. En esta discusión, se abarca lo considerado como buenas prácticas en la colecta, procesamiento y análisis de datos empleando la técnica de covarianza de turbulencias (EC, del inglés eddy covariance). Dicha discusión está encaminada especialmente a técnicos y estudiantes que comienzan a involucrarse en proyectos donde se monitorean GEI (Gases de Efecto Invernadero) con EC. Dada la importancia y el auge que tiene la implementación de EC en México, se considera que es crucial para el futuro de MexFlux la capacitación de recursos humanos y el establecimiento de protocolos claros. Esto garantizará la homogenización de bases de datos y por tanto trabajos futuros.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, redes, control de calidad, metadatos, covarianza de vórtices.

Abstract

MexFlux is a consolidated network which its main objectives are to quantify the spatial and temporal variations of carbon stocks, as well as the exchange of greenhouse gases (GHG) and energy between terrestrial, coastal, marine and urban ecosystems. Moreover, one of its main objectives is to establish protocols to measure, calibrate, process, archive and share data, in order to provide added value to research products and information for decision-making. In this manuscripts, we synthesize what we consider good practices to collect, process, and analyze data using the eddy covariance technique (EC). This discussion is of interest for technicians and students who are starting projects where they monitor GHG using EC. Given the importance and the boom of using EC in Mexico, we believe that is crucial for the future of MexFlux to train human resources and to establish clear protocols. The latter will ensure the homogenization of databases and therefore future work.

Key words: greenhouse gases, networks, QA/QC, metadata, eddy covariance.

Introducción

En las últimas décadas, el desarrollo de la tecnología, automatización y capacidades computacionales ha sido exponencial, lo que ha permitido el avance en estudio de gases de efecto invernadero (GEI) y a las variables biometeorológicas que controlan el intercambio entre los ecosistemas y atmósfera (Balocchi *et al.*, 2001; Tortini *et al.*, 2015). Adicionalmente, la creación de

redes de monitoreo nacionales (e.g., MexFlux, REDMexLTER), e internacionales (e.g., FLUXNET, CarboEurope, Ameriflux, ITLER, ICOS) ha permitido la colaboración y síntesis de la información (Vargas *et al.*, 2013). A la par, se generan grandes cantidades de datos que deben almacenarse y procesarse con estándares y metodologías comunes para la comparación de resultados entre grupos de investigación a nivel local y global (Baldocchi, 2014).

En años recientes (a partir del 2011) se ha consolidado la Red Regional de Medición de Flujos de Gases de Efecto Invernadero de México (MexFlux) (Vargas y Yepez, 2011), que actualmente cuenta con sitios de monitoreo en ecosistemas semiáridos en Sonora y la península de Baja California, pastizales (San Luis Potosí) y bosques templados (Hidalgo) manejados, y ecosistemas tropicales en Yucatán y Chiapas. En esta red también colaboran miembros que monitorean flujos marinos principalmente de Baja California. Así mismo, se incorporan diferentes técnicas de medición de GEI (e.g., correlación turbulenta, cámara de gases, analizadores de gases en infrarrojo, cromatografía de gases, absorción química). Algunas de estas mediciones son llevadas a cabo con una alta frecuencia temporal (e.g., 20 Hz resumidos cada 30/60 min), mientras que otras pueden ser medidas de manera semanal, quincenal, o mensual. La cantidad de datos que se genera, dadas las distintas técnicas y las distintas frecuencias de muestreo, demandan la creación y seguimiento de estándares comunes que deben de ser compartidos y seguidos por la comunidad científica interesada en la investigación de los gases de efecto invernadero en México.

Actualmente, otras redes regionales e internacionales cuentan con protocolos para asegurar el control de calidad de los datos generados, particularmente para la técnica de correlación turbulenta (Aubinet *et al.*, 2000; Papale *et al.*, 2006). Sin embargo, MexFlux no cuenta de manera formal con un protocolo de referencia que los investigadores, técnicos, y estudiantes estén comprometidos a seguir para asegurar la calidad de datos, así como estandarización para facilitar la realización de estudios de síntesis a nivel nacional.

El objetivo general de este escrito es provocar interés en la comunidad científica especialmente técnicos y estudiantes en seguir una metodología para asegurar la calidad y estandarización de los datos, bajo un esquema de buenas prácticas. Se consideraron las mediciones realizadas con la técnica de correlación turbulenta en ecosistemas terrestres. Se reconoce que el presente trabajo es una recopilación y síntesis de metodologías que han sido implementadas por distinta redes a nivel global, y son recomendables para las redes en México.

Buenas prácticas en el manejo de bases de datos para EC

Colecta y almacenamiento de datos

La colecta se deberá llevar a cabo sistemáticamente, regularmente de 3 a 4 semanas dependiendo de (i) sistema instalado (*i.e.*, si se tiene smartflux y/o modem planificar acorde), (ii) la accesibilidad al sitio, (iii) condiciones meteorológicas y, (iv) necesidades de limpieza de mantenimiento del equipo y sistema de energía. Se deberá tener un registro de (a) la persona responsable de descargar la información, (b) el día que se descargó la información, (c) el periodo que comprende la descarga y, (d) en donde se almacenó la información.

Los datos crudos deberán estar almacenados como nivel 0 (*i.e.*, ejemplo de nomenclatura para nombre de carpeta L0), comprenden datos de concentraciones de gases, dirección y velocidad del viento, y variables biometeorológicas. Estos datos son los colectados de 10 a 20 Hz por los IRGA y anemómetro sónico, y preferentemente a 5 Hz para los biometeorológicos (*i.e.*, temperatura de aire y de suelo, humedad relativa, radiación global, radiación fotosintéticamente activa, precipitación, calor de suelo, contenido volumétrico de agua en el suelo). Es recomendable almacenar los datos crudos y respaldar esta información ya sea en un disco duro externo, cluster, o virtual (*i.e.*, nube).

Generalidades del pre-procesamiento, procesamiento, post-procesamiento

Después de asegurar que los datos crudos sean almacenados en varios repositorios y se haya creado una copia de solo-lectura, se deberá realizar una copia de la base de datos para su modificación y procesamiento. El procesamiento dependerá de las necesidades de cada sitio. El pre-procesamiento puede incluir: (i) modificación del nombre de los archivos, (ii) revisión de la continuidad de los archivos (*e.g.*, tiempo y fecha), (iii) armonización de tiempo (*e.g.*, hora local versus UTC), (iv) conversión de voltaje a unidades físicas de las variables medidas (*e.g.*, °C, mm, μ mol) y, (v) la división de archivos a cierta frecuencia (*e.g.*, de archivos diarios a archivos por medias horas), entre otros.

Una vez que se cuente con los valores de unidades físicas, se debe de revisar la congruencia de los datos. Por ejemplo, la humedad relativa tiene un rango establecido de 0 a 100%, cualquier valor menor que cero o mayor que 100 deberá ser descartado. Sin embargo, no todas las variables biometeorológicas cuentan con un rango establecido, por lo que en ocasiones se deberá usar rangos estadísticos o de valores extremos. Normalmente para descartar datos posiblemente extremos se ha utilizado el rango de $\mu \pm 3\sigma$, donde μ es la media aritmética y σ la desviación estándar de una ventana de tiempo de 7-14 d. Se ha utilizado el valor de 3σ dado que esto abarca el 99% de los datos de una distribución de probabilidad normal o Gaussiana (Vickers y Mahrt, 1997). A pesar de que este criterio ha sido utilizado comúnmente en todo el mundo, existen estudios que sugieren otro tipo de criterios más robustos a utilizar, como la desviación absoluta de la mediana (Papale *et al.*, 2006). Adicionalmente, algunos equipos de medición cuentan con sus propios valores de diagnóstico que podrían ayudar a localizar posibles errores en las mediciones.

Generalmente los datos crudos se compilan a media hora ya sea en archivo TOB1, ASCII, SLT, GHG, y se procesan a medias horas, para lo cual se puede emplear diferentes softwares especializados, como EddyPro, TK3, Alteddy, ECPack, EddySoft, EdiRE, eth-flux, o TUDD (Mauder *et al.*, 2008). Para el cálculo de los flujos, se deberá considerar (i) corrección para el anemómetro (casos específicos), (ii) corrección por fluctuaciones de la densidad del aire, (iii) corrección por inclinación del terreno, (iv) compensación por desfase y, (v) análisis estadísticos. Con series de tiempo cada media hora se sugiere revisar (a) rosas de los vientos, (b) rango de la huella de medición, (c) balance de energía, (d) eliminación por baja turbulencia (u^*) y, (e) eliminación por datos extremos.

Existen muchos motivos por los que existan datos faltantes o huecos en las series de tiempo, que van desde sensores dañados por fenómenos naturales (*e.g.*, inundaciones, incendios, caída de rayos, actividad de animales), falta de corriente eléctrica, hasta actos vandálicos (Campbell *et al.*, 2013), así como la pérdida de datos por el procesamiento de datos (Figura 1). Los datos faltantes se sugiere sean indicados con valores numéricos poco probables (*i.e.*, -9999). Existen herramientas para “rellenar” los datos faltantes (*gap-filling*). Una metodología comúnmente usada es la propuesta por Falge *et al.* (2001), que puede ser utilizada por su herramienta en línea (<http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/faq.php>), así como en el paquete REddyProc del lenguaje R (<http://r-forge.r-project.org/projects/reddyproc/>).

El NEE es el balance neto entre las entradas y salidas de carbono del ecosistema, siendo la respiración y la fotosíntesis los procesos dominantes. Para estimar la contribución de la producción primaria bruta (GPP, del inglés *Gross Primary Production*) y la respiración del ecosistema (Reco, del inglés *Ecosystem Respiration*) existen dos metodologías ampliamente usadas por la comunidad internacional. La primera fue descrita por Reichstein *et al.* (2005), donde se estima Reco con los datos nocturnos de NEE, asumiendo que solo existe respiración, utilizando una relación exponencial de NEE con la temperatura. Posteriormente, Lasslop *et al.* (2010) desarrollaron una metodología para estimar GPP utilizando curvas de respuesta de luz con datos diurnos de NEE y radiación fotosintéticamente activa. Ambas metodologías se basan en que $NEE = GPP - Reco$, entonces conociendo NEE y GPP o Reco, se realiza una resta para estimar la variable incógnita. Ambas metodologías pueden ser utilizadas mediante su herramienta en línea (<http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/faq.php>), así

como en el paquete REddyProc del lenguaje R (<http://r-forge.r-project.org/projects/reddyproc/>). A pesar de que ambos métodos presentan ventajas y desventajas (Baldocchi *et al.*, 2015; Vickers *et al.*, 2009), han servido como métodos estandarizados para realizar estudios comparativos a nivel internacional.

Se recomienda como buena práctica realizar el procesamiento de los datos al menos cada tres semanas, y concatenar la serie de tiempo con los datos de cada media hora, así como realizar gráficas de los datos concatenados para detectar alguna discontinuidad en la serie de tiempo. Burba (2013) resalta que un plan de mantenimiento del sitio, visitas al sitio, y un plan de procesamiento de datos, es crucial para minimizar la pérdida de datos.

Análisis e interpretación de datos

Es importante reconocer que como cualquier sistema autónomo, siempre que tenga una fuente de poder, los sensores estarán operando y registrado datos. Sin embargo, no porque se registren datos significa que son de calidad. En la Figura 1, se observa media hora de datos de 13:30 a 13:59 de alta frecuencia (10 Hz) registrados con un anemómetro Gill Wind Master Pro. Se puede observar que las tendencias son completamente diferentes debido a la configuración, como consecuencia no se podrán calcular flujos de carbono o agua con los datos en Figura 1a. Esto debido a que con los datos de alta frecuencia se implementa la técnica de covarianza de turbulencias.

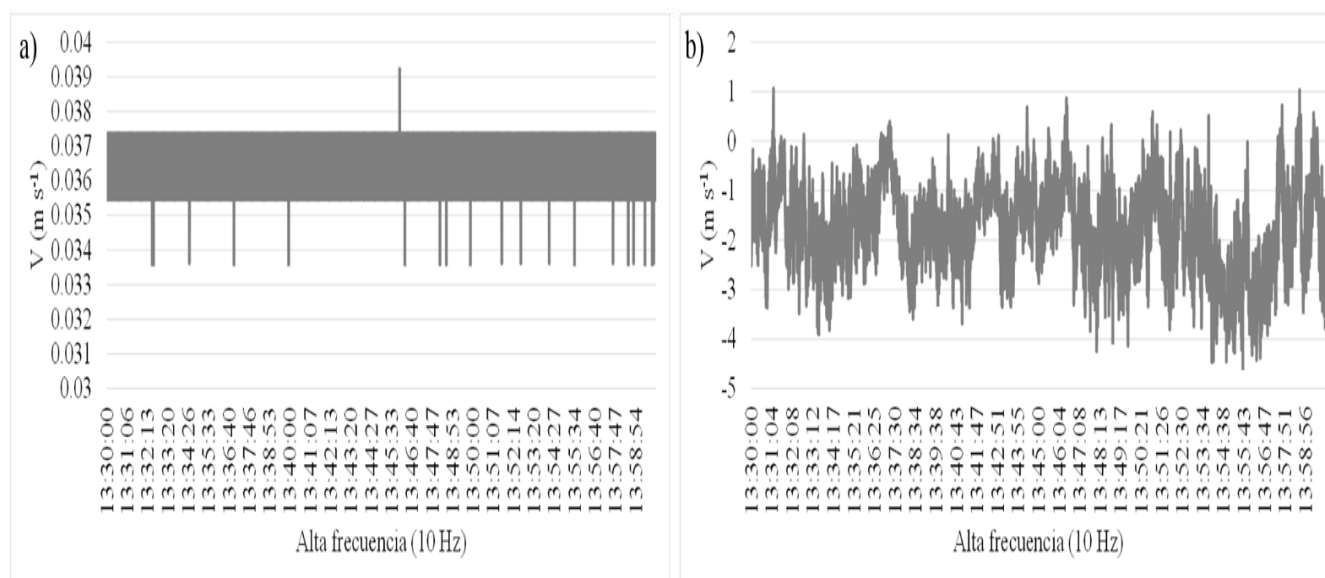


Figura 1. Componente V (m s^{-1}), muestreado con un anemómetro sónico Gill Wind Master Pro (a) configuración errónea genera datos fuera de rango, (b) configuración correcta genera datos en rango.

El flujo de CO_2 , como el NEE, depende de la actividad autótrofa y heterótrofa de la biósfera terrestre. En la Figura 2 se observa que la respiración domina este balance durante la noche, mientras que durante el día la asimilación de CO_2 a través de fotosíntesis domina este balance. Este proceso dependerá del ecosistema bajo estudio y de los controles de las variables biometeorológicas en este proceso.

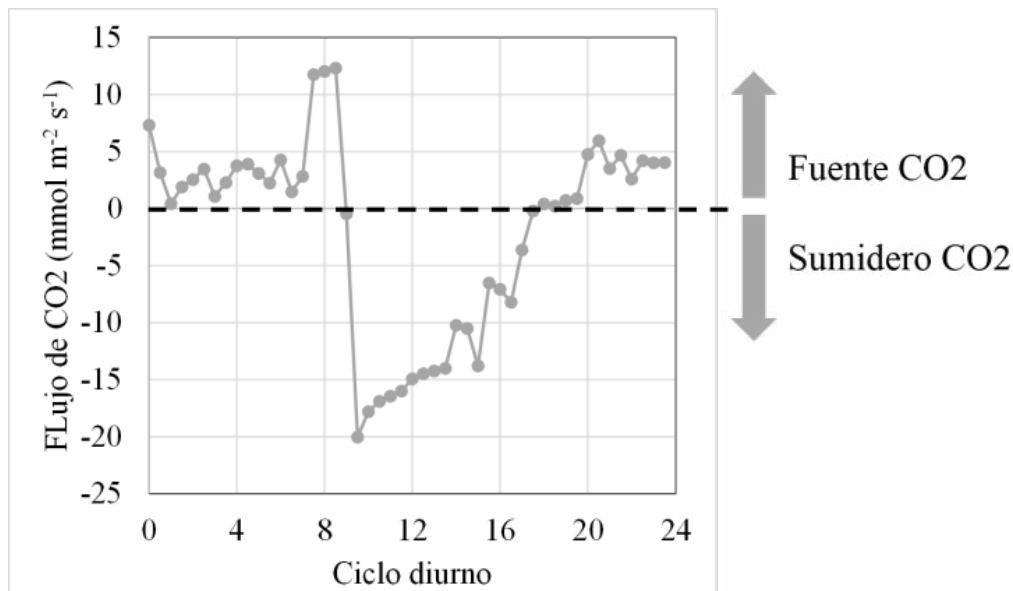


Figura 2. Ciclo diario el flujo del CO₂, valores negativos indican que el ecosistema captura CO₂, flujos positivos que emite CO₂.

Conclusiones

En México se han medido y monitoreado los GEI's desde los 90's (García-Méndez *et al.*, 1991), y desde 2002 (Hastings *et al.*, 2005) se ha utilizado y propagado el uso de la técnica de covarianza de turbulencias, siendo en el año 2011 la consolidación de MexFlux. El auge de implementar esta técnica está en crecimiento y con ello la necesidad de tener los recursos humanos capacitados para instalar, mantener, procesar, analizar, publicar, y socializar la información generada por estos sistemas de monitoreo. Esta técnica podría permitir la medición de más de un GEI (*e.g.*, CO₂, H₂O, CH₄, NO_x), así como monitorear procesos ecosistémicos (*e.g.*, fotosíntesis, respiración), retroalimentaciones y umbrales, que influyen para que un sistema natural o antropogénico funcione como fuente o sumidero de GEI.

Se identificaron tres necesidades que deberán abordarse en el futuro cercano: (i) formación de recursos humanos (debido a que con estos sistemas de monitoreo generalmente se instalan en ecosistemas alejados de la urbanización (con excepción de estudios urbanos) que generan una gran cantidad de datos, los investigadores, técnicos, así como los estudiantes de pre y postgrado se enfrentan al reto de incorporar habilidades de: (a) electricidad y electrónica, (b) uso de equipo de seguridad para escalar, (c) habilidades computacionales que van más allá del uso de software con interfaz gráfica para el usuario, (d) manejo del idioma inglés y, (e) manejar vehículo standard (no automático) (existe la necesidad emergente de formar recursos humanos calificados para llevar a cabo esta labor); (ii) protocolos y armonización de procesamiento y bases de datos (uno de los principales objetivos de MexFlux (Vargas *et al.*, 2013) es la colaboración para llevar a cabo estudios de síntesis. Para llevar a cabo este objetivo se necesitan protocolos establecidos por MexFlux y el compromiso de los colaboradores de participar en la creación de los mismos, y especialmente en la ejecución. Actualmente existen diversas redes regionales que cuentan con mayor experiencia sobre los protocolos de control de calidad de datos provenientes de la técnica de covarianza de turbulencia. Esta experiencia debe de aprovecharse para avanzar de manera conjunta con otras redes regionales en la estandarización de los protocolos a seguir por los colaboradores de MexFlux) y, (iii) compartir bases de datos y protocolos (actualmente existe un debate en el que los experimentos y procesos puedan reproducirse, lo que está impulsando el compartir las bases de datos y los protocolos con los que se realizaron los experimentos. Compartir los datos podría mejorar la calidad de los mismos, dado que la comunidad interesada podría

también compartir su experiencia analizando y curando los mismos datos. Además, la disponibilidad de los datos generados podría mejorar estimaciones de los almacenes de carbono para México (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016).

Es preponderante la creación de una base de datos nacional, donde se pueda compartir la información generada de la técnica de covarianza de turbulencias. Así mismo, foros de discusión y ayuda son necesarios para compartir experiencias tanto de investigadores, técnicos, y estudiantes.

Bibliografía

- Aubinet, M., A. Grelle, A. Ibrom, Ü. Rannik, J. Moncrieff, T. Foken, A.S. Kowalski, P.H. Martin, P. Berbigier, Ch. Bernhofer, R. Clement, J. Elbers, A. Granier, T. Grünwald, K. Morgenstern, K. Pilegaard, C. Rebmann, W. Snijders, R. Valentini and T. Vesala. 2000. Estimates of the Annual Net Carbon and Water Exchange of Forests: The EUROFLUX Methodology. *Advances in Ecological Research* 30:113-175.
- Baldocchi, D., E. Falge, L. Gu, R. Olson, D. Hollinger, S. Running, P. Anthoni, C. Bernhofer, K. Davis, R. Evans, J. Fuentes, A. Goldstein, G. Katul, B. Law, X. Lee, Y. Malhi, T. Meyers, W. Munger, W. Oechel, K.T. Paw U, K. Pilegaard, H.P. Schmid, R. Valentini, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson and S. Wofsy. 2001. FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82(11):2415-2434.
- Baldocchi, D., 2014. Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere - the state and future of the eddy covariance method. *Global Change Biology* 20(12):3600-3609.
- Baldocchi, D., Sturtevant, C. and F. Contributors. 2015. Does day and night sampling reduce spurious correlation between canopy photosynthesis and ecosystem respiration?. *Agricultural and Forest Meteorology* 207:117-126.
- Burba, G., 2013. Eddy Covariance Method for Scientific, Industrial, Agricultural, and Regulatory Applications. LI-COR Biosciences, Lincoln, Nebraska, USA. 331 p.
- Campbell, J.L., R. Lindsey, J.H. Porter, J.R. Taylor, E.W. Dereszynski, J.B. Shanley, C. Gries, D.L. Henshaw, M.E. Martin, W.M. Sheldon and E.R. Boose. 2013. Quantity is Nothing without Quality: Automated QA/QC for Streaming Environmental Sensor Data. *BioScience* 63(7):574-585.
- Falge, E., D. Baldocchia, R. Olson, P. Anthoni, M. Aubinet, C. Bernhofer, G. Burba, R. Ceulemans, R. Clement, H. Dolmani, A. Granier, P. Grossj, T. Grünwald, D. Hollinger, N.O. Jensen, G. Katul, P. Keronen, A. Kowalski, C.T. Laim, B.E. Law, T. Meyers, J. Moncrieff, E. Moors, J.W. Munger, K. Pilegaard, Ü. Rannik, C. Rebmann, A. Suyker, J. Tenhunen, K. Tus, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson and S. Wofsy. 2001. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology* 107(1):43-69.
- García-Méndez, G., Maass, J.M., Matson, P.A. and P.M. Vitousek, P.M. 1991. Nitrogen transformations and nitrous oxide flux in a tropical deciduous forest in Mexico. *Oecologia* 88:362-366.
- Hastings, S.J., W. 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.
- Lasslop, G., M. Reichstein, D. Papale, A. d. Richardson, A. Arneth, A. Barr, P. Stoy and G. Wohlfahrt. 2010. Separation of net ecosystem exchange into assimilation and respiration using a light response curve approach: critical issues and global evaluation. *Global Change Biology* 16(1):187-208.
- Mauder, M., T. Foken, R. Clement, J.A. Elbers, W. Eugster, T. Grünwald, B. Heusinkveld and O. Kolle. 2008. Quality control of CarboEurope flux data –Part 2: Inter-comparison of eddy-covariance software. *Biogeosciences* 5:451-462.
- Murray-Tortarolo, G., P. Friedlingstein, S. Sitch, V.J. Jaramillo, F. Murguía-Flores, A. Anav, Y. Liu, A. Arneth, A. Arvanitis, A. Harper, A. Jain, E. Kato, C. Koven, B. Poulter, B.D. Stocker, A. Wiltshire, S. Zaehle and N. Zeng. 2016. The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences* 13:223-238.
- Papale, D., M. Reichstein, M. Aubinet, E. Canfora, C. Bernhofer, W. Kutsch, B. Longdoz, S. Ramba, R. Valentini, T. Vesala and D. Yakir. 2006. Towards a standardized processing of Net Ecosystem Exchange measured with eddy covariance technique: algorithms and uncertainty estimation. *Biogeosciences* 3:571-583.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grünwald, K. Havránková, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J.-M. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir and R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11(9):1424-1439.
- Tortini, R., T. Hilker, N. Coops and Z. Nasic. 2015. Technological Advancement in Tower-Based Canopy Reflectance Monitoring: The AMSPEC-III System. *Sensors (Basel, Switzerland)* 15(12):32020-32030.
- Vargas, R. and E. Yezpez. 2011. Toward a Mexican Eddy Covariance Network for Carbon Cycle Science. *EOS*.



- 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. *Atmosfera* 26(3):325-336.
- Vickers, D. and L. Mahrt. 1997. Quality Control and Flux Sampling Problems for Tower and Aircraft Data. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 14:512-526.
- Vickers, D., C.K. Thomas, J.G. Martin and B. Law. 2009. Self-correlation between assimilation and respiration resulting from flux partitioning of eddy-covariance CO₂ fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology* 149(9):1552-1555.

1.4 La influencia de sequía y humedad anormales en el intercambio neto de carbono en un matorral semiárido

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

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

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

Autor para correspondencia: acueva@cicese.edu.mx

Resumen

Para mejorar esquemas de manejo y adaptación al cambio climático es fundamental comprender como es que los ecosistemas áridos y semiáridos responderán ante posibles cambios en la temporalidad de la precipitación. En el presente estudio se utilizaron dos años de datos (2010 y 2014) de intercambio neto del ecosistema empleando la técnica de correlación turbulenta, en un matorral semiárido dentro del Valle de Guadalupe, Baja California, México. En el año 2010 hubo un excedente de precipitación (+126% del promedio) y el año 2014 tuvo un déficit (16% del promedio) en relación al promedio anual (281 mm). En los dos años el ecosistema funcionó como un sumidero de carbono, pero fue más fuerte en 2010 ($-990.7 \text{ g C m}^2 \text{ a}^{-1}$) que en 2014 ($-208.1 \text{ g C m}^2 \text{ a}^{-1}$). Durante 2010, en la temporada de estiaje se fijó más carbono que durante la temporada de lluvias, a diferencia de 2014 cuando en la temporada de lluvias hubo una mayor fijación de carbono, pero durante la temporada de estiaje el ecosistema funcionó como una fuente débil de carbono. El exceso de precipitación en 2010 permitió alargar la temporada de crecimiento, pero el déficit de precipitación en 2014 provocó una reducción de la temporada de crecimiento, convirtiendo el ecosistema en una fuente débil de carbono.

Palabras clave: correlación turbulenta, MexFlux, Baja California, cambio climático.

Abstract

Temporal changes of precipitation caused by climate change will have effects on the terrestrial carbon cycle. Understanding how arid and semiarid ecosystems will respond to possible changes in the timing of precipitation, is critical to improving management and adaptation schemes to climate change. In the present study we used two data-years (2010 and 2014) of measurements of net ecosystem exchange using the eddy covariance technique in a semiarid shrubland in the Guadalupe Valley, Baja California, Mexico. In 2010 there was an excess of precipitation (+126% of the average of 281 mm) and a deficit in 2014 (16% of average). The ecosystem functioned as a strong carbon sink in 2010 ($-990.7 \text{ g C m}^2 \text{ y}^{-1}$) and weak sink in 2014 ($-208.1 \text{ g C m}^2 \text{ y}^{-1}$). There was more carbon uptake in the dry season in 2010 than during the wet season, while during the wet season of 2014 there was more carbon uptake than during the dry season. The excess of precipitation during 2010 allowed an extended growing season, and the deficit of precipitation in 2014 resulted in a reduction of the growing season, turning the ecosystem in a weak source of carbon.

Key words: eddy covariance, MexFlux, Baja California, climate change.

Introducción

Modelos de predicción climática han proyectado cambios en los patrones de precipitación a nivel global. Estos cambios en la distribución y temporalidad de la precipitación tendrán efectos en los procesos ecosistémicos, como la producción primaria y la respiración de los ecosistemas, afectando el ciclo del carbono a nivel global.

Los ecosistemas áridos y semiáridos representan aproximadamente el 45% de la superficie continental terrestre. Estos ecosistemas son caracterizados por su estacionalidad marcada de la precipitación. Entonces, cambios en los patrones de precipitación podrían afectar la dinámica del ciclo del carbono en ecosistemas áridos y semiáridos a nivel global.

Los ecosistemas áridos y semiáridos son susceptibles al cambio climático, en especial a los cambios en los patrones de precipitación. Comprender como es que estos ecosistemas responderán ante los cambios en la magnitud y frecuencia de la precipitación es fundamental para mejorar esquemas de manejo de los ecosistemas, así como medidas de adaptación al cambio climático.

La técnica de correlación turbulenta (*eddy covariance*: EC) permite la estimación del intercambio neto del ecosistema (*Net Ecosystem Exchange*; NEE), es decir, el balance entre el carbono liberado (principalmente respiración foliar y radicular, descomposición por microorganismos) y fijado (por medio de la fotosíntesis) por el ecosistema para un área de muestreo de varias hectáreas. La técnica de EC requiere mediciones con alta frecuencia (20 Hz, resumidas a medias horas) por periodos indefinidos (hasta décadas). Lo anterior permite el análisis del NEE en múltiples escalas temporales, al igual que en eventos climatológicos extraordinarios (*e.g.*, sequías, huracanes, incendios) en distintos ecosistemas a nivel global.

El presente estudio tiene como objetivo comparar el NEE entre un año anormalmente húmedo y un año anormalmente seco en un ecosistema semiárido en Baja California, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se localiza en el rancho El Mogor, dentro del Valle de Guadalupe, Baja California, México (32.0302 N, 116.6042 W, 406 m s.n.m.). El clima en El Mogor es mediterráneo, caracterizado por veranos secos y cálidos e inviernos húmedos y frescos. La temperatura media anual es 16.6 °C y la precipitación media anual es de 281 mm. El suelo es somero (± 30 cm de profundidad), con textura franco arenosa (75% arena, 14% limo y 11% arcilla), densidad aparente de 0.93 gr cm³, pH entre 6.6 y 7, 5% de carbono orgánico y una densidad de raíces finas de 0.5 kg m². La vegetación dominante es *Adenostoma fasciculatum*, *Ornithostaphylos oppositifolia*, *Cneoridium dumosum*, *Salvia apiana*, y *Lotus scoparius*. El sitio fue quemado severamente en 1988 y se ha recuperado, en gran medida, con vegetación nativa. El Mogor forma parte de MexFlux, la red mexicana de torres micrometeorológicas de medición de gases de efecto invernadero.

Instrumentación

El Mogor cuenta con una torre micrometeorológica equipada con un analizador de gases en infrarrojo (LI-7500, LI-COR, Lincoln, NE, EUA) y un anemómetro ultrasónico tridimensional (81000V, Young, Traverse City, MI, USA) midiendo con una frecuencia de 20 Hz, localizados a 3.54 m sobre el suelo. Las mediciones climatológicas, medidas con una frecuencia de 1/60 Hz, incluyen temperatura del aire y humedad relativa (HMP-45A, Vaisala, Helsinki, Finland), radiación neta (NR Lite2, Kipp & Zonen, Delft, The Netherlands), radiación fotosintéticamente activa (PAR Lite, Kipp & Zonen, Delft, The Netherlands), precipitación (TR-52USW, Texas Electronics, Dallas, TX, USA),

presión barométrica (PTB101B, Vaisala, Helsinki, Finland), flujo de calor de suelo (HFP01, Hukseflux, Delft, The Netherlands), contenido volumétrico de agua en el suelo (10HS, Decagon Devices, Pullman, WA, USA) y temperatura de suelo. Todas las mediciones son almacenadas en una microcomputadora WaySmall 200ax (Gumstick), utilizando el sistema operativo Linux.

Procesamiento y análisis de datos

Los datos crudos fueron promediados a medias horas y 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/>), correcciones y el control de calidad de datos consisten en: corrección por inclinación del terreno, corrección por cambios en la densidad del aire y detección de datos anómalos ($>\pm 3$ desviaciones estándar).

Para el análisis de datos se consideraron años hidrológicos en vez de años calendario. El año hidrológico se consideró que empieza el 01 de noviembre y termina el 31 de octubre. También se dividió el año hidrológico en dos temporadas: temporada húmeda, de noviembre a abril, y temporada seca, de mayo a octubre.

Se ajustaron regresiones lineales con los promedios diarios de NEE como variable dependiente y como variable independiente la radiación fotosintéticamente activa (PAR), con forme a la ecuación 1.

$$NEE = Rd + RCA(PAR) \quad (1)$$

donde, *NEE* es el intercambio neto del ecosistema ($\mu \text{ mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$), *Rd* es el intercepto al origen o la respiración del ecosistema en oscuridad ($\mu \text{ mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$), *RCA* es la pendiente de la recta o el rendimiento cuántico aparente ($\mu \text{ mol CO}_2 \mu \text{ mol photons}^{-1}$) y, *PAR* es la radiación fotosintéticamente activa ($\mu \text{ mol Photon m}^2 \text{ d}^{-1}$).

Para analizar la sensibilidad de NEE entre los dos años de estudio se ajustaron curvas de duración de flujos, que son análogas a las curvas de duración de fluidos en hidrología. Brevemente, a los datos de promedios diarios de NEE para los años y periodos de estudio se les asigna un rango en orden descendente de positivo a negativo. La frecuencia de excedencia (*E*) se calcula para cada rango (*r*) de acuerdo a la fórmula 2:

$$E = \frac{r}{n+1} \times 100 \quad (2)$$

donde, *n* es el número del rango de NEE para el periodo de interés. Los análisis se llevaron a cabo en los softwares R (V3.2) y MatLab (R2014a).

Resultados y discusión

El ecosistema funcionó como un sumidero de carbono, más fuerte en 2010 ($-990.7 \text{ g C m}^2 \text{ a}^{-1}$) que en 2014 ($-208.1 \text{ g C m}^2 \text{ a}^{-1}$). El promedio anual de la temperatura del aire para el año 2010 fue $14.24 \pm 5.2 \text{ }^\circ\text{C}$, mientras que para el año 2014 fue de $20.67 \pm 8.2 \text{ }^\circ\text{C}$. La precipitación anual para 2010 fue de 636.9 mm y para 2014 fue de 45.25 mm. La diferencia de NEE entre años fue significativa ($P < 0.05$, *T* de Student) y la temperatura promedio del año fue mayor en 2014 que 2010 ($P < 0.05$, *T* de Student).

Al ajustar las regresiones lineales de NEE contra PAR se encontraron relaciones significativas, sin embargo, pudieron explicar poca de la variabilidad (Cuadro 1), particularmente para el año seco. Los intervalos de confianza al 95% de los parámetros estimados indican que a nivel anual, el rendimiento cuántico aparente (RCA) o la pendiente de la recta, los años fueron similares. Por otro lado, los intervalos de confianza al 95% de la respiración del ecosistema (Rd) o el intercepto al origen fueron diferentes entre los años, siendo mayor para el año 2010 que para el año 2014 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Parámetros de la relación lineal entre intercambio neto del ecosistema (NEE) y la radiación fotosintéticamente activa (PAR).

	RCA	Rd	R ²	P-valor
Año húmedo (2010)	-0.004*** (-0.0051, 0.003)	1.24*** (0.88, 1.60)	0.26	<0.001
Año seco (2014)	-0.0006** (-0.001, 0.0002)	0.29* (0.06, 0.51)	0.03	<0.001

RCA: la pendiente de la recta, interpretada como el rendimiento cuántico aparente ($\mu\text{mol CO}_2 \mu\text{mol photons}^{-1}$); Rd: intercepto al origen o la respiración del ecosistema ($\mu \text{ mol CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$). *= P< 0.05; **P< 0.01; ***P< 0.001.

Las curvas de duración de flujo para los años 2010 y 2014 (Figura 1) mostraron diferentes patrones en la frecuencia y magnitud de NEE. Durante 2010 73% del año el ecosistema funcionó como un sumidero de carbono, mientras que en 2014 solo el 48% del año el ecosistema funcionó como un sumidero de carbono. Durante el año 2014 la curva de duración de flujo fue más plana y centrada alrededor de cero, en comparación a la curva de duración de flujo del 2010, que mostró que la asimilación de carbono fue más frecuente.

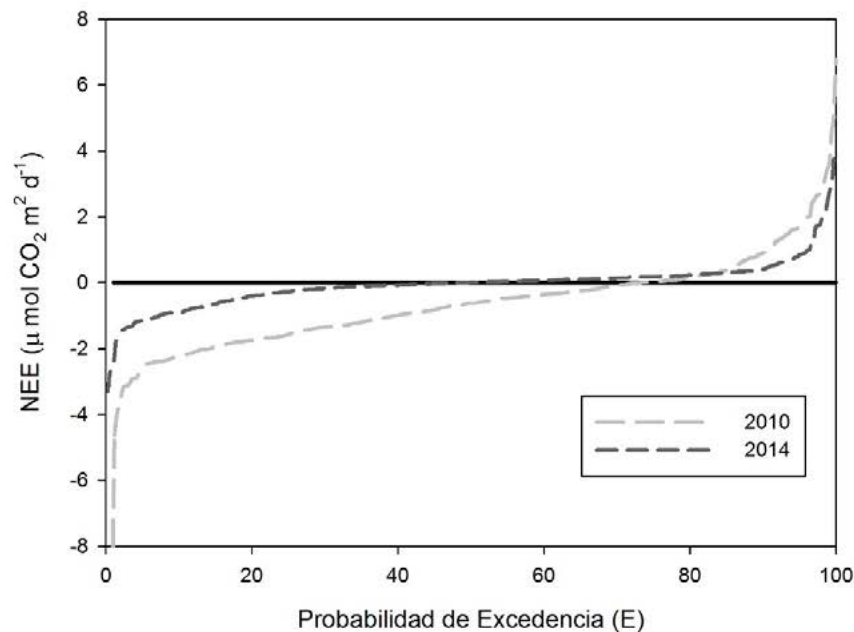


Figura 1. Curvas de duración de flujo de los promedios diarios de intercambio neto del ecosistema para los años 2010 y 2014. Valores mayores de cero indican pérdida de carbono del ecosistema, mientras que valores menores de cero indican asimilación de carbono por parte del ecosistema.

Durante la temporada húmeda de los años de estudio hubo un porcentaje similar de la temporada durante el cual el ecosistema funcionó como un sumidero de carbono (57% y 54% para 2010 y 2014 respectivamente, Figura 2). En la temporada seca del año 2010 el ecosistema asimiló carbono durante un 85% de la temporada, mientras que en la temporada seca del año 2014 el ecosistema asimiló carbono durante solo 42% de la temporada (Figura 2).

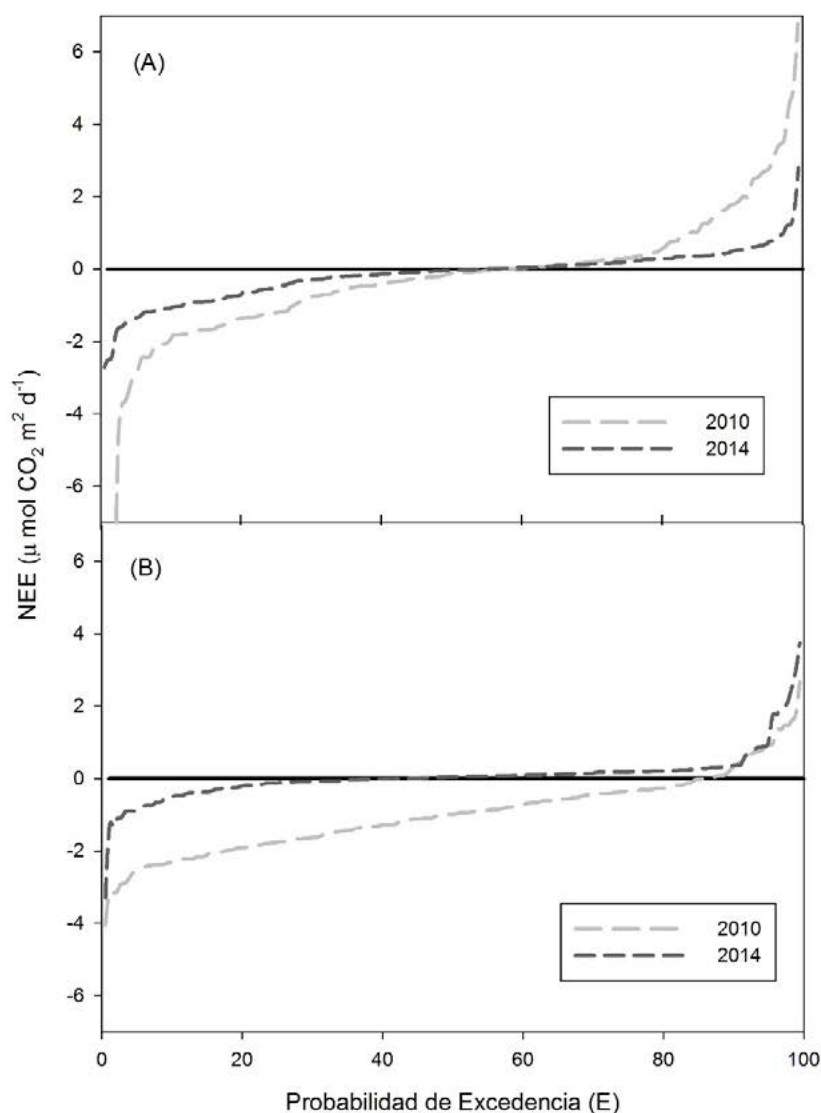


Figura 2. Curvas de duración de flujo de los promedios diarios de intercambio neto del ecosistema para los años 2010 y 2014 durante (A) la temporada húmeda y (B) temporada seca. Valores mayores de cero indican pérdida de carbono del ecosistema, mientras que valores menores de cero indican asimilación de carbono por parte del ecosistema.

Es claro que la cantidad de la precipitación tiene una gran influencia en la cantidad de carbono que puede asimilar el ecosistema, en especial en ecosistemas áridos y semiáridos, donde la disponibilidad de agua es el principal limitante de los procesos ecosistémicos, como la fotosíntesis y la respiración. Durante el año 2010 al haber un excedente de precipitación permitió tener un periodo de asimilación mayor al año 2014.

Los efectos del déficit de precipitación han sido documentados en otros ecosistemas. Por ejemplo, Luo *et al.* (2007) en un chaparral en California durante un año de sequía (50% menos de precipitación) encontraron que el ecosistema cambió de ser un sumidero a una fuente de carbono. Meyers (2001) en un pastizal semiárido también encontró que el ecosistema puede cambiar de ser un sumidero a una fuente de carbono. Sin embargo, Scott *et al.* (2009) encontraron que, a pesar de que el pastizal de estudio recibió menos precipitación que la media anual durante 4 años, se disminuyó la asimilación sin cambiar a ser una fuente de carbono. La disminución de la asimilación de carbono durante periodos prolongados de sequía ha sido atribuido a una disminución de la temporada de crecimiento debido a la falta de agua disponible, así como al cierre de los estomas de la vegetación al estar estresada



hídricamente. Asimismo, el crecimiento de plantas herbáceas con sistemas radiculares someros puede limitarse debido a que una alta demanda evaporativa mantenga seca a la parte más superficial del suelo.

Las diferencias encontradas para el parámetro R_d de la regresión lineal (Ecuación 1) sugieren que hubo una mayor salida de carbono durante el año húmedo que durante el año seco. Esto puede ser debido a que al contar con disponibilidad hídrica, procesos de descomposición y la respiración del crecimiento se mantuvieron activos durante el año. Por otro lado, durante la temporada seca del año 2014 el ecosistema cambió de ser un sumidero débil a una fuente débil de carbono. Se sugiere que esto puede deberse a la foto-degradación o, simplemente a la disminución relativa de la asimilación.

Conclusiones

Los cambios climáticos globales incluyen los patrones de precipitación, siendo los ecosistemas áridos y semiáridos los más afectados.

En un matorral semiárido de Baja California, durante un año húmedo puede haber más captura de carbono, haciendo el ecosistema un sumidero neto de carbono mucho más fuerte que en un año seco, aunque a nivel anual se mantiene un balance de asimilación con tan solo 16% de la precipitación promedio histórica. Sin embargo, si la sequía se prolonga o se hace más intensa, el ecosistema puede convertirse en una fuente neta de carbono.

Bibliografía

- Luo, H., W.C. Oechel, S.J. Hastings, R. Zulueta, Y. Qian and H. Kwon. 2007. Mature semiarid chaparral ecosystems can be a significant sink for atmospheric carbon dioxide. *Global Change Biology* 13:386-396.
- Meyers, T.P. 2001. A comparison of summertime water and CO₂ fluxes over rangeland for well-watered and drought conditions. *Agricultural and Forest Meteorology* 106:205-214.
- Scott, R.L., G.D. Jenerette, D.L. Potts and T.E. Huxman. 2009. Effect of seasonal drought on net carbon dioxide exchange from a woody-plant-encroached semiarid grassland. *Journal of Geophysical Research* 114:G04004.

1.5 Estimación de emisiones de CO₂ para el sector transporte vial en el corredor urbano Pachuca-Tizayuca

Hernández-Flores María de la L.¹; Otazo-Sánchez Elena¹; Mendoza-Herrera Karen A.¹; Razo-Zarate Ramón¹; Gordillo-Martínez Alberto J.¹; Galindo-Castillo Eric¹ y González-Martínez César¹

¹Centro de Investigaciones Químicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carretera Pachuca-Tulancingo, Km. 4.5, Ciudad del Conocimiento, C.P. 42100, Mineral de La Reforma, Hidalgo.
Autor para correspondencia: elenamariaotazo@gmail.com

Resumen

Se estiman las emisiones de CO₂ producidas por el transporte vial para los municipios con base en las metodologías definidas por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático, de Pachuca, Mineral de la Reforma, Tizayuca, Zapotlán de Juárez, Villa de Tezontepec y Tolcayuca, que conforman parte central del Valle de Pachuca-Tizayuca y son parte de un corredor urbano que en la actualidad se encuentra en expansión y que tiene importante actividad de transporte. Con este fin se obtienen los datos de actividad en Terajoules (TJ) del consumo de energía por vehículos automotores de los municipios estudiados. Se clasifican los de vehículos de acuerdo a sus características, se obtiene el promedio de kilómetros recorridos anualmente y la eficiencia energética. Cada uno de estos factores se desagregaron por tipo de vehículo y en el caso de la eficiencia energética, también por tipo de combustible. A partir de dichos datos de actividad y de los factores de emisión, se obtiene la cantidad de CO₂ producidos. Las emisiones por gasolina se estimaron en 516.57 Gg; las producidas por diésel 75.08 Gg, y las debidas a Gas LP 0.49 Gg. Las emisiones producidas el área de estudio representen el 22% de las emisiones estatales. El gran aporte en emisiones son los vehículos que funcionan a base de gasolina, que producen un 85%, los de diésel 13% y los de gas LP menos del 1%. A partir de este trabajo se encuentra un área de oportunidad para la mitigación de los Gases de Efecto Invernadero en el estado de Hidalgo.

Palabras clave: emisiones de CO₂, emisiones por quema de combustible, inventario de emisiones, transporte vial.

Abstract

CO₂ emissions produced by on road transport were estimated according methodology defined by Intergovernmental Panel of Climatic Change, for Pachuca, Mineral de la Reforma, Tizayuca, Zapotlán de Juárez, Villa de Tezontepec y Tolcayuca municipalities, as part of urban corridor Pachuca-Tizayuca. This area has increased urbanization last decades and has also high transport activity. To obtain this estimations, activity data were obtained in Terajoules (TJ) of energy consumption by vehicles type. Data about traveled distance in a year and energy efficiency is also estimated. This factor are obtained by vehicle type and energy efficiency also by fuel type. Based on activity data and emissions factors, CO₂ emissions were estimated. Emissions from gasoline were estimated in 516.57 Gg, diesel in 75.08 Gg and LP Gas in 0.49 Gg. CO₂ emission produced by on road transport are the 22% of total state emissions from on road transport. The main CO₂ producers are gasoline vehicles producing 85%, followed by diesel (13%) and LP Gas (1%). Mitigation opportunities for GHG are found with this work in Hidalgo State.

Key words: CO₂ emissions; emissions from fuel burning; GHG inventory; on road transport.

Introducción

El cambio climático es uno de los retos más importantes para la sociedad global contemporánea, sus implicaciones van desde la alteración de los sistemas dinámicos de la tierra, de los ecosistemas (Kittel, 2013), modificación del régimen hídrico y consecuencias de índole social y económica como efecto de las anteriores (Nordås y Gleditsch, 2007).

México adquirió el compromiso de disminuir sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y contaminantes climáticos de vida corta, de forma incondicional un total de 22% GEI y 55% de carbono negro ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio climático (CMNUCC)¹ y hasta un 36% en GEI y 70% en carbono negro de forma condicionada.

Para establecer límites factibles a las emisiones, es necesario realizar el inventario de éstas y con este fin, el Panel Intergubernamental de expertos en cambio climático (IPCC) estableció las metodologías, dividiéndolas en las categorías: energía, industria, cambio de uso del suelo y silvicultura, agricultura, y desechos (IPCC, 2000). De las anteriores, las emisiones de CO₂ debidas a la quema de combustibles fósiles y procesos industriales contribuyen globalmente con cerca del 78% del total del incremento de GEI en el periodo de 1970 a 2010 de acuerdo al quinto reporte anual (AR5) del IPCC (Pachauri *et al.*, 2014).

La importancia de la categoría energía radica en sus sectores principales: la industria de la energía y el transporte. Estudiar las características de generación de CO₂ debidas a la combustión de vehículos automotores, brinda información para contribuir en la elección de medidas de mitigación con un alto impacto, sobre todo en regiones donde la urbanización registra aumento.

Materiales y métodos

Los municipios de Pachuca, Mineral de la Reforma, Tizayuca, Zapotlán de Juárez, Villa de Tezontepec y Tolcayuca conforman parte central del Valle de Pachuca-Tizayuca y son parte de un corredor urbano que en la actualidad se encuentra en expansión y que tiene importante actividad de transporte. Por esta razón se estiman las emisiones debidas al sector transporte, como parte de la categoría energética para el año base 2005.

La estimación de emisiones de GEI para el sector transporte se realizó de acuerdo a la metodología inicialmente descrita por el IPCC para el sector energía (Peters y Hertwich, 2007) la cual describe las emisiones de GEI como el producto de los datos de actividad de un sector o subsector generador, por el factor de emisión (masa del gas emitido por unidad de actividad) (Braatz y Doorn, 2005) (Ecuación 1).

$$E = A_c * E_f \quad (1)$$

donde, E es la emisión total por combustible del sector transporte, A_c es el dato de actividad y E_f es el factor de emisión para cada tipo de combustible.

El procedimiento se realiza según las metodologías definidas por el IPCC (2006), el cual permite el cálculo de CO₂ de acuerdo al contenido de carbono de cada uno de los combustibles para el subsector transporte, excluyendo datos sobre fugas, derrames, fracción volatilizada, ya que no existen datos confiables para ello. Los datos de actividad se calculan según la ecuación 2.

$$A_c = V_f * A_k * E_E \quad (2)$$

donde, A_c es el dato de actividad dado en TJ, V_f es el número de vehículos por tipo, A_k es el promedio de kilómetros recorridos por tipo de vehículo, E_E es la eficiencia energética consumida por tipo de vehículo y combustible.

¹De acuerdo al compromiso firmado por el presidente en la COP21 celebrada en París en 2015, cuyos compromisos se pueden verificar en la página del IPCC:

<http://www4.unfccc.int/submissions/INDC/Published%20Documents/Mexico/1/MEXICO%20INDC%2003.30.2015.pdf>

Clasificación del parque vehicular para los municipios bajo estudio (Factor V_f)

Inicialmente se generó una clasificación de los vehículos a partir de la base de datos del padrón vehicular de SEMARNATH de los municipios previamente descritos. Esta clasificación se fundamentó en la de Lineamientos de Eficiencia Energética para la Administración Pública Federal (SEGOB, 2015) que categoriza a los vehículos de acuerdo a su perfil de utilización, además, se consideraron además otros datos como el tipo de combustible que usan y el tipo de transporte al que corresponden. Bajo esos criterios se generaron 30 clases diferentes en las cuales los modelos de vehículos fueron agrupados. Se utilizaron datos de la cantidad de cilindros y no del volumen de los mismos, debido a la poca información disponible en el parque vehicular.

Kilometraje recorrido promedio por tipo de vehículo (Factor A_k)

El kilometraje promedio anual, por tipo de vehículo se obtuvo de datos de la Encuesta Sobre el Consumo de Combustibles de Autotransporte (SENER-EIA, 2010). Los datos de estas encuestas se tomaron para la región centro del país, los tipos de vehículo considerados son: motocicleta, auto, camioneta de pasajeros, camioneta de carga, taxi, autobuses, camiones medianos y camiones pesados. A partir de la definición de estos tipos de vehículos, se homologaron con la clasificación definida por la norma decretada en el DOF (SEGOB, 2015) con el fin de establecer eficiencias energéticas y kilometrajes recorridos con la mayor desagregación posible en cuanto a características de los automotores.

Eficiencias energéticas por tipo de vehículo y de combustible (Factor E_E)

La estimación de eficiencias energéticas se obtuvo a partir de datos sobre la energía almacenada en cada tipo de combustible, en MJ/L (Castillo-Hernández *et al.*, 2012). El rendimiento de cada grupo de vehículo en km/L de acuerdo a (SEGOB, 2015). Las eficiencias energéticas por tipo de combustible y vehículo se convirtieron de acuerdo a la expresión 3.

$$Ee = PC_c * R_v \quad (3)$$

donde, Ee es la eficiencia energética por vehículo y por combustible dada en MJ/Km, PC_c es el poder calorífico del combustible, R_v es el rendimiento del vehículo (dado en km/L y convertido a L/km).

Estimación de las emisiones de CO_2

Una vez obtenidos los datos de actividad A_c , a partir del producto de los factores previamente descritos, se utilizó la hoja de energía de la metodología de 1996 definida por el IPCC (IPCC, 2006). Para esta estimación se tomaron los coeficientes de emisión de 17.2 para gas LP, 18.9 para gasolina y 20.2 para diésel y se calcularon las emisiones netas de C en Gg, de acuerdo a la ecuación 1.

El cálculo final se realiza a través del cálculo del producto de la fracción de carbono oxidado por cada combustible. Posteriormente se obtuvieron las emisiones de CO_2 según el contenido de carbono de cada uno de los combustibles.

Resultados y discusión

Total de automóviles cuantificados por tipo de vehículo

A partir de la clasificación por características de los vehículos, se observa que dentro de los municipios estudiados, se tiene 30.17% del total del parque vehicular estatal. De acuerdo a los

resultados, en los municipios en estudio, la cantidad de vehículos per cápita es de 0.4225, lo cual significa que existen 422 vehículos por cada mil habitantes, lo cual es mayor a la media nacional (Moctezuma-Navarro, 2012).

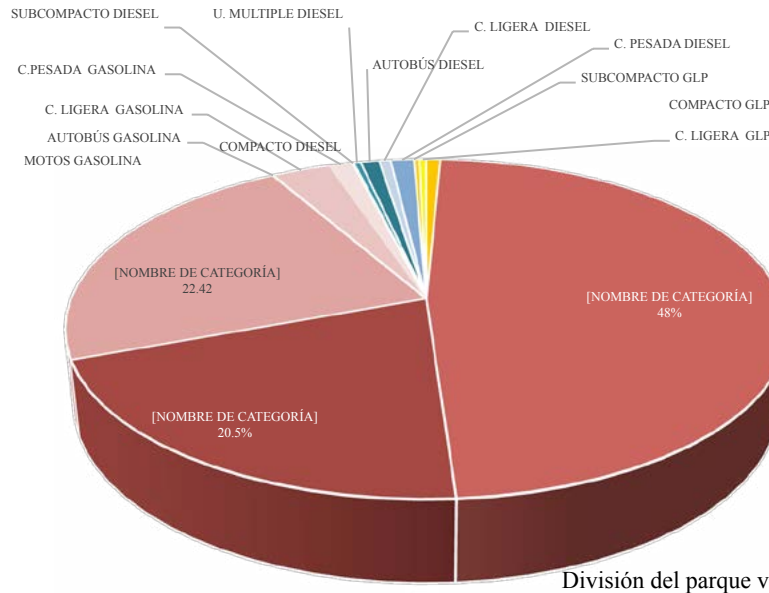


Figura 1. Clasificación del parque vehicular de los municipios en estudio por tipo de combustible y tipo de vehículo.

En la Figura 1 destaca la preponderancia mayoritaria que tiene en este sector el combustible gasolina, representando un porcentaje acumulado de 96.35%, mientras que los vehículos a diésel acumulan un total de 3.29%, y los de gas LP apenas un 0.63%.

GEI producidos por en la zona de estudio por el transporte vial

Se obtuvo la cantidad de Gg de C así como la cantidad de Gg de CO₂ (Cuadro 1). Se observó que en términos de combustible, los vehículos a gasolina son los mayores productores de CO₂, debido al gran volumen de vehículos registrados. Por otro lado, los vehículos a diésel, a pesar de ser pocos en comparación al total de vehículos a gasolina, producen una cantidad de CO₂ alta, debido a las características de los vehículos que utilizan diésel (Figura 2).

Cuadro 1. Total de C y CO₂ producidos en los municipios del corredor Pachuca-Tizayuca (MCTP).

	MVPT	Estatad	% del total estatal
Gas LP	0.4943	22.6490	2.1824
Gasolina	516.5752	1746.8070	29.5725
Diesel	75.0836	902.0000	8.3241

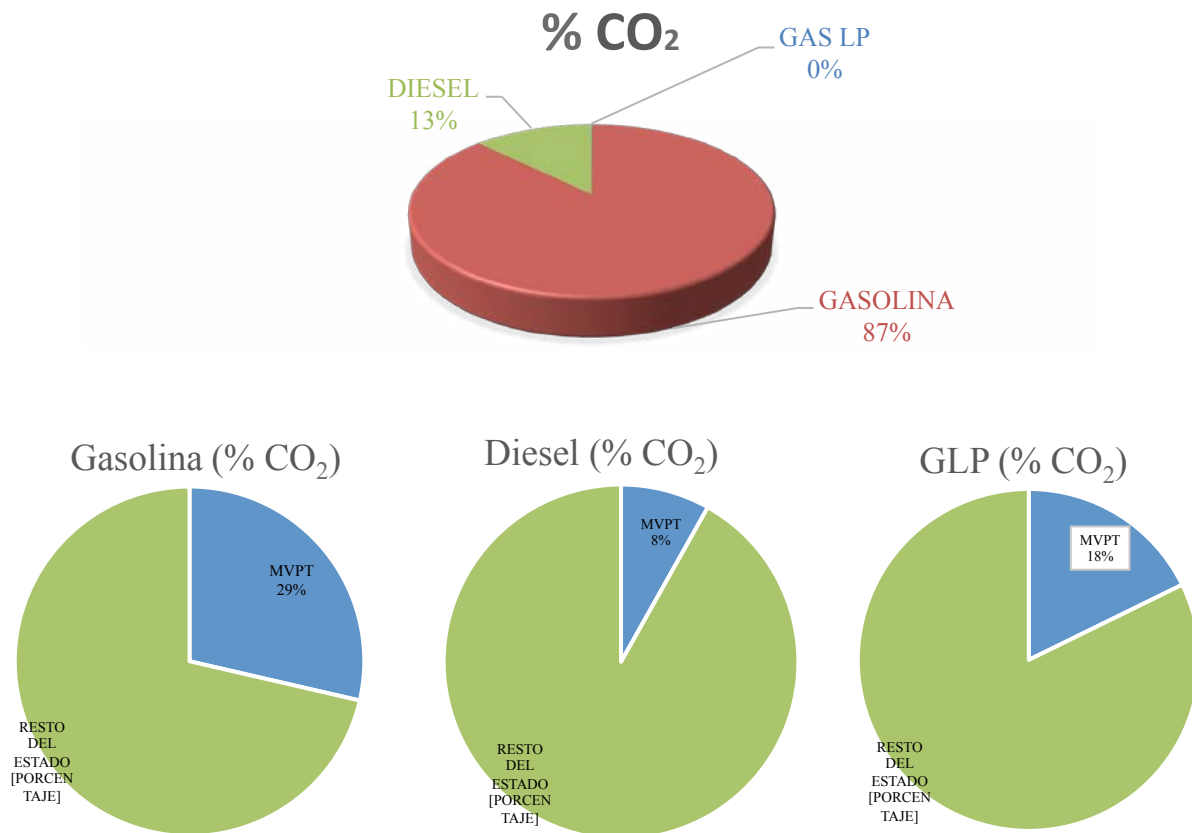


Figura 2. Porcentaje de emisiones del transporte vial respecto al total estatal de gasolina y diésel.

Conclusiones

En trabajos previos de estimación de gases de efecto invernadero por el sector energético, tanto nacional, como estatal y regional (Otazo-Sanchez *et al.*, 2013; Montelongo-Reyes *et al.*, 2015), se había observado la preponderancia del subsector transporte. En este acercamiento se estudia una de las áreas del estado de Hidalgo con mayor problemática en cuanto a emisiones, debido al gran parque vehicular que posee, ya que en la zona estudiada la cantidad de vehículos per cápita es de 0.442, que es mayor a la media nacional.

De acuerdo a los hallazgos mostrados, solo 6 municipios presentan más el 22% del total de las emisiones de CO₂ debidas al transporte vial en el estado de Hidalgo, donde a partir de la desagregación de los datos y del uso de factores a nivel local y consideración de las características de los vehículos, se aproxima a un nivel de precisión Tier 2. El gran aporte en emisiones son los vehículos que funcionan a base de gasolina compactos, subcompactos y de uso múltiple, de tipo particular.

A partir de este trabajo se encuentra un área de oportunidad para la mitigación de los GEI en el estado de Hidalgo. En la zona de estudio, la aplicación de políticas públicas para disminuir el uso y adquisición de vehículos particulares, así como el incentivar otras alternativas de transporte pueden tener un impacto importante en la disminución de emisiones de GEI. La aplicación de las alternativas de mitigación adecuadas impactará de forma importante ya que el subsector transporte on road es el tercero en importancia dentro del sector energía, que es el de mayor sector generador de GEI en el estado.



Agradecimientos

María de la Luz Hernández Flores agradece a CONACYT por la beca doctoral recibida y los autores agradecen a la Universidad Autónoma del estado de Hidalgo por el apoyo logístico.

Bibliografía

- Braatz, B.V. and M. Doorn. 2005. Managing the National Greenhouse Gas Inventory Process. National Communications Support Unit. UNDP/GEF, New York, NY.
- Castillo-Hernández, P., A. Mendoza-Domínguez y P. Caballero-Mata. 2012. Análisis de las propiedades fisicoquímicas de gasolina y diesel mexicanos reformulados con etanol. *Ingeniería, Investigación y Tecnología* 13:293-306.
- IPCC. 2000. Informe especial de IPCC. Escenarios de emisiones. 26. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC. 2006. Directrices del IPCC para la realización del Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Intergovernmental Panel on Climate Change. UNEP WMO.
- Kittel, T.G.F. 2013. 4.15-The Vulnerability of Biodiversity to Rapid Climate Change. *In: Editor-in-Chief: Roger, P. (Ed.). Climate Vulnerability. Academic Press, Oxford. pp. 185-201.*
- Moctezuma-Navarro, E. 2012. Estudio de la motorización en México mediante la dinámica de posesión vehicular: determinantes macro y microeconómicos. *En: Transporte, I.M.d. (Ed.). Publicación técnica.*
- Montelongo-Reyes, M.M., E.M. Otazo-Sánchez, C. Romo-Gómez, A.J. Gordillo-Martínez, E. Galindo-Castillo. 2015. GHG and black carbon emission inventories from Mezquital Valley: The main energy provider for Mexico Megacity. *Science of The Total Environment* 527-528:455-464.
- Nordås, R. and N.P. Gleditsch. 2007. Climate change and conflict. *Political Geography* 26:627-638.
- Otazo-Sanchez, E., N.P. Pavón, J. Bravo-Cadena, M.T. Pulido, S. López-Pérez y R. Razo-Zarate. 2013. Plan Estatal de Acción ante el Cambio Climático. Gobierno del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo.
- Pachauri, R.K., M. Allen, V. Barros, J. Broome, W. Cramer, R. Christ, J. Church, L. Clarke, Q. Dahe, P. Dasgupta. 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.
- Peters, G.P. and E.G. Hertwich. 2007. Post-Kyoto greenhouse gas inventories: production versus consumption. *Climatic Change* 86:51-66.
- SEGOB. 2015. Lineamientos de eficiencia energética para la administración pública federal. Diario Oficial de la Federación 27 enero de 2015. Secretaría de Gobernación, México.
- SENER-EIA. 2010. Encuesta sobre combustibles en el sector autotransporte de carga y pasajeros por modalidad. *En: SENER, D.G.d.l.p.e.d.l. (Ed.). Secretaría de Energía-U.S. Energy Information Administration.*

1.6 Afectación de la calidad del aire en el estado de Tlaxcala por emisiones de un incendio forestal en el Parque Nacional Malinche para el año 2006

Mendoza-Campos Alejandra¹; García-Reynoso José A.¹; Villers-Ruiz María de L.¹ y Carbajal-Pérez Noel²

¹Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior S/N, Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.

²Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica. Camino a la Presa de San José 2055, Lomas, 4ª sección, CP 78216, San Luis Potosí, México.

Autor para correspondencia: alem@atmosfera.unam.mx

Resumen

La emisión de contaminantes por incendios forestales contribuye a la contaminación del aire. Debido a que la información en el país sobre las emisiones de incendios son muy escasas y la duración de los incendios es muy variable, se estimaron las emisiones de diez contaminantes (SO₂, CO, NO_x, VOC's, PM_{2.5}, PM₁₀, CH₄, C_{elemental}, C_{orgánico}, CO₂), empleando la información de factores de emisión de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA). Se determinó la afectación de la calidad del aire en el estado de Tlaxcala por los incendios ocurridos en el Parque Nacional Malinche. El periodo de incendios forestales evaluado fue durante la temporada de secas (febrero–abril) del año 2006, tomando los incendios más importantes tanto en duración como en extensión de área quemada. Se utilizaron los modelos Weather Research and Forecasting (WRF), el modelo Post-Procesador WRF (WPP) y finalmente el modelo de herramientas para la validación (MET). Se modelaron dos tipos de escenarios (con y sin emisiones) con el objetivo de hacer la comparación entre éstos y determinar la afectación de la calidad del aire. Como resultado se obtuvieron las emisiones y las concentraciones de los contaminantes evaluados; así también, se obtuvieron los promedios de temperatura, humedad relativa, se compararon las emisiones calculadas y las del inventario de emisiones de Tlaxcala 2005, ya que este no incluye las emisiones por incendios forestales. Se observó que hay una proporción desde el 1% hasta un 8% en partículas menores de 10 micras (PM₁₀) y de 0.1 a 1% en Monóxido de Carbono (CO) como los contaminantes más representativos. Se concluye que los incendios forestales afectan la calidad del aire del estado de Tlaxcala.

Palabras clave: contaminantes, factor de emisión, temporada de secas, modelos.

Abstract

The emission of pollutants by forest fires contribute to air pollution. Because the information in the country on fire emissions are very low and duration of fires is very variable, emissions ten pollutants (SO₂, CO, NO_x, VOC, PM_{2.5}, PM₁₀, CH₄, C_{elemental}, C_{organic}, CO₂), were estimated using information from emission factors Environmental Protection Agency US (EPA). The impact on air quality in the state of Tlaxcala by fires in National Park Malinche was determined. The period was evaluated forest fires during the dry season (February to April) 2006, taking the most important both in duration and extent of fires burned area. The models Weather Research and Forecasting (WRF), the Post-Processor WRF (WPP) model and finally the model tools for validation (MET) were used. Two types of scenarios (with and without emissions) in order to make the comparison between them and determining the effect on air quality were modeled. As a result emissions and pollutant concentrations, average temperature, relative humidity were obtained were compared calculated emissions and emissions inventory of Tlaxcala 2005, as this does not include emissions from forest fires. It was observed that there is an amount from 1% to 8% particles smaller than 10 microns (PM₁₀) and 0.1 to 1% carbon

monoxide (CO) as the most representative contaminants. It is concluded that forest fires affect air quality in the state of Tlaxcala.

Key words: pollutants, emission factor, dry season, models.

Introducción

Un incendio forestal es un proceso a gran escala de combustión natural, que consume diferentes tipos de flora, tamaños y edades de bosques en un área geográfica. En consecuencia, los incendios forestales son fuentes potenciales de grandes cantidades de contaminantes del aire que deben ser considerados cuando se trata de relacionar las emisiones con la calidad del aire en ciudades cercanas a áreas forestales como sucede en el centro de México.

El tamaño, la intensidad y la ocurrencia de un incendio forestal dependen directamente de variables tales como condiciones meteorológicas, topografía, tipo de vegetación así como su contenido de humedad y la masa del combustible por hectárea (carga de combustible disponible).

Una vez que comienza un incendio, el material combustible seco se consume primero. Si la liberación de energía es grande y de suficiente duración, ocurre el secado de material verde vivo, con la posterior quema de éste. Bajo condiciones ambientales adecuadas y de combustible, este proceso puede iniciar una reacción en cadena. Estos eventos ocurren principalmente en época de secas.

Los incendios forestales contribuyen directamente en el incremento de bióxido de carbono (CO₂) a la atmósfera y en la deforestación, con sus consecuencias como la erosión de los suelos o el cambio de estructura y composición de los bosques (Villers, 2006). Al igual afecta a los ecosistemas y la salud de la población.

Existen modelos de la calidad del aire que permiten evaluar el impacto de los incendios forestales los cuales simulan diferentes tipos de escenarios en donde se pueden modificar las emisiones de un sitio en particular, generando escenarios específicos para la distribución espacial y temporal de la calidad del aire. El uso de modelos es común para la evaluación de estrategias de los tomadores de decisiones; sin embargo, la exactitud y eficiencia de los modelos dependen de factores como la resolución del modelo, sus parámetros, su física y química como también se encuentra en los datos de entrada con los que se alimentan, para poder validar los resultados obtenidos mediante la comparación de mediciones en campo. Por esta razón es preciso contar con datos confiables para obtener un mejor resultado del modelo y su validación.

Se modeló el impacto en la calidad del aire en el estado de Tlaxcala por las emisiones generadas de los incendios forestales ocurridos en el Parque Nacional Malinche (PNM). La información sobre la superficie quemada y la duración del incendio en el Parque corresponde a los Proyectos CONACyT 38 697 y 52 464 (Villers, 2005 y 2008).

Debido a que la información sobre las emisiones son escasas y la duración de los incendios es variable, se estimaron las emisiones de diez contaminantes (SO₂, CO, NO_x, VOC's, PM_{2.5}, PM₁₀, CH₄, C_{elemental}, C_{orgánico}, CO₂), empleando la información de los métodos de estimación de emisiones y factores de emisión de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) (U.S.-EPA, 2010).

Se utilizó el modelo WRF para la modelación de la calidad del aire, para lo cual se crearon dos escenarios con la finalidad de comparar las emisiones con incendios y las emisiones sin incendios, se utilizaron los modelos WPP para la visualización y el modelo METv3 para la validación de los resultados del modelo con datos de la Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT).

Se calculó la proporción de los contaminantes CO, NO_x, PM₁₀ y COV's con el inventario de emisiones de Tlaxcala 2005.

Materiales y métodos

Área de estudio

Parque Nacional Malinche (PNM)

Está localizado al sur-oriente del Estado de Tlaxcala y el centro del Estado de Puebla, es un área natural protegida que se localiza entre los 19°14' latitud N y 98°58' longitud O; a una altitud entre los 2300-2900 m s.n.m., forma parte del eje Neovolcánico Transversal y representa una montaña aislada. Malinche es un volcán inactivo con una altura de 4461 m s.n.m., siendo la quinta elevación más importante de México (Villers y López, 2004). El clima es del tipo templado subhúmedo, precipitación promedio anual entre los 600 y 1000 mm y temperatura media anual entre 12 y 16 °C, además de presentar una marcada época de lluvias y secas. El PNM comprende una superficie total de 45 852.45 ha, de las cuales 14 433.81 ha corresponden al Estado de Puebla y 31 418.638 ha al Estado de Tlaxcala (Figura 1).

En el Cuadro 1 se muestra la ubicación de los municipios de Tlaxcala en los que se evaluaron los incendios.

Cuadro 1. Municipios evaluados de Tlaxcala.

Municipio	Longitud	Latitud
Contla de Juan Cuamatzi	-98.080	19.281
Huamantla	-98.011	19.302
San Francisco Tetlanohcan	-98.080	19.284

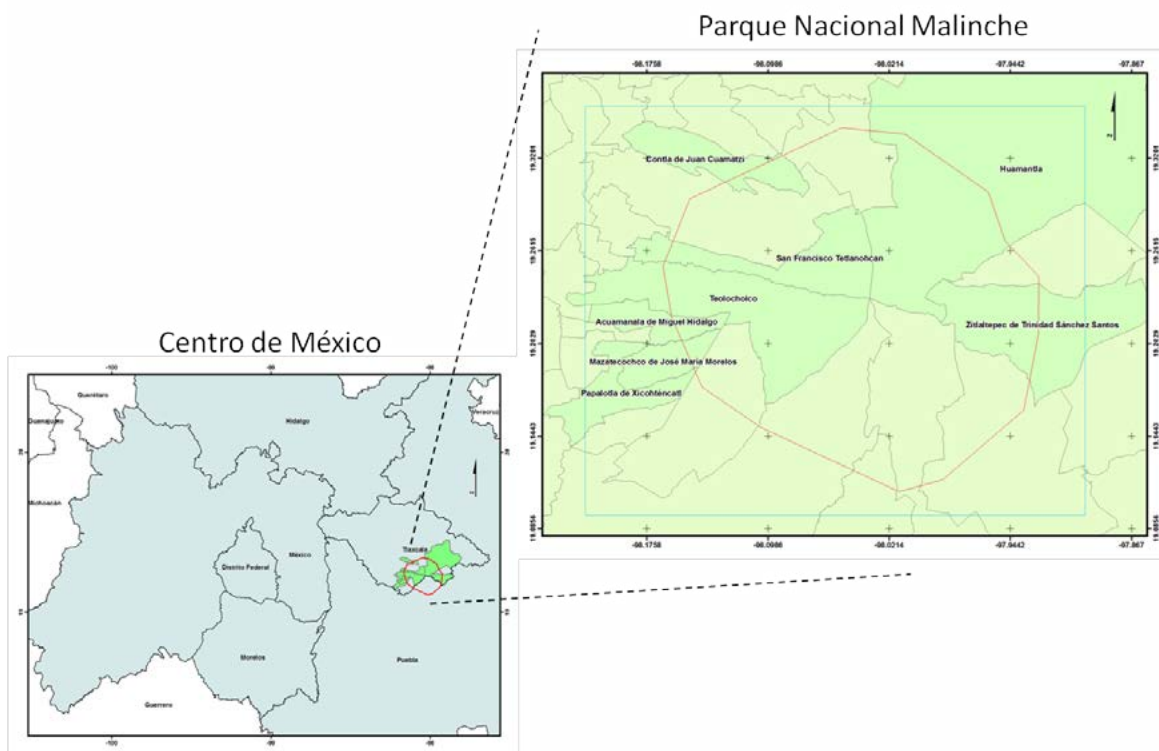


Figura 1. Área de estudio que abarca el estado de Tlaxcala, el polígono rojo corresponde al Parque Nacional Malinche y de color verde los municipios a evaluar en este trabajo.

Tipo de vegetación

En el PNM existen tres asociaciones vegetales naturales, bosque de pino, bosque de pino-aile y oyamel y zacatonal de alta montaña, además de otras zonas transformadas en cultivos. Las especies predominantes dentro del bosque de pino son *Pinus hartwegii*, *P. leiophylla*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus* y *P. teocote*. En el bosque de pino-aile y oyamel se encuentran las especies de pino antes mencionadas, así como el aile (*Alnus jorullensis*) y el oyamel (*Abies religiosa*), y en el zacatonal de alta montaña se observan pastos que crecen en amplios macollos de hasta 1 m de altura, siendo la especie *Festuca toluensis* la que conforma esta comunidad vegetal (Villers *et al.*, 2006). Los cultivos de temporal dominantes en esta zona son básicamente el trigo (*Triticum aestivum*) y el maíz (*Zea mays*), aunque alternadamente se siembran leguminosas como el chícharo (*Pisum sativum*) y la haba (*Vicia faba*). Entre las plantaciones frutales hay manzanos (*Malus pumilas*), duraznos (*Prunus persica*), capulín (*Prunus capuli*) y tejocote (*Crataegus pubescens*). En la Figura 2 se observan algunos ejemplos de la vegetación de Malinche.

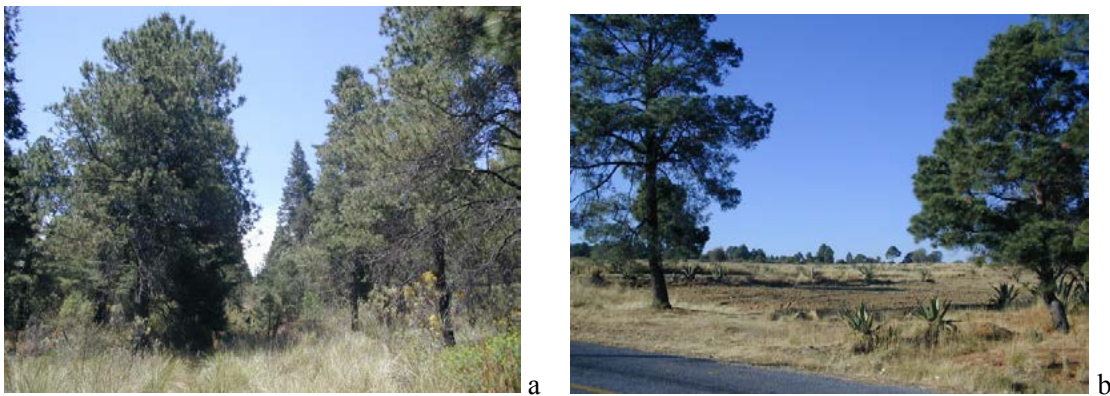


Figura 2. Tipo de vegetación en Malinche (a) bosque de *Pinus montezumae*, (b) agricultura de temporal.

Estimación de biomasa de las comunidades

Considerando la información previamente descrita, en el Cuadro 2 se muestra la biomasa por comunidades de la vegetación presente en el PNM con el propósito de realizar el cálculo de emisión por los incendios forestales.

Cuadro 2. Biomasa de las comunidades de Malinche.

Comunidad	Biomasa (T/ha)
<i>Pinus montezumae</i> ¹	268.02
<i>Pinus leiophylla</i> ¹	237.2
<i>Pinus-Quercus</i> ¹	136.4
Agricultura de temporal (Trigo) ²	4.480

¹Rojas-García. 2008. Consideraciones para el balance de carbono: Evaluación del movimiento de biomasa en el Parque Nacional Malinche.

²Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), 2004.

Obtención de datos

Identificación de los eventos

Para la aplicación del modelo se seleccionó el día 18 de abril de 2006 por ser de los mayores incendios en cuanto a duración y área quemada, así como por presentarse tres incendios para la misma

fecha, dicha información corresponde a los proyectos CONACyT 38 697 y 52 464 (Villers-Ruiz, 2005 y 2008). Todos los incendios fueron de tipo superficial (Cuadro 3).

Cuadro 3. Datos de los incendios registrados en Malinche.

Fecha	Municipio	Latitud	Longitud	Hora inicio	Hora fin	Área quemada (ha)	Vegetación	Biomasa* ton/ha
18 abril 2006	Juan Cuamatzi	19.288	-98.015	11:30	15:00	56	<i>Pinus montezumae</i>	268.02
	Tetlanohcan	19.281	-98.067	12:15	14:00	4	<i>Pinus montezumae</i>	268.02
	Huamantla	19.277	-98.07	13:25	17:20	3	<i>Pinus montezumae</i>	268.02

*Cálculo de biomasa basado en Rojas-García, 2008. Consideraciones para el balance de carbono: Evaluación del movimiento de biomasa en el Parque Nacional Malinche.

Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos que requiere el modelo WRF se obtuvieron de la página web de la UCAR, que corresponden a datos de re-análisis The North America Regional Reanalysis (NARR).

Factores de emisión

El factor de emisión es una medida promedio de un contaminante o material específico emitido a la atmósfera por un proceso particular como combustión, de equipo, o fuente. Se expresa en kilogramos de partículas por tonelada de material o combustible.

Los Factores de emisión (Cuadro 4) fueron tomados de la EPA (Environmental Protection Agency) del AP-42 Capítulo 1.

Cuadro 4. Factores de emisión EPA AP-42.

Compuesto	Factor de emisión (kg/Mg)
SO ₂	0.83
CO	144
NO _x	6.5
VOC	6.8
PM _{2.5}	12
PM ₁₀	14
CH ₄	6.8
CE	0.73
CO	5.8
CO ₂	1521

Inventario de emisiones

El inventario de emisiones del año 2005 del estado de Tlaxcala fue proporcionado por la Secretaría del Medio Ambiente.

Método para la estimación de emisiones

El método utilizado fue el publicado por la EPA. La Figura 3 resume los pasos necesarios para evaluar las emisiones de un incendio. En primer lugar, se necesita información sobre el consumo de

combustible, que depende de la superficie quemada, la cantidad de materiales combustibles por unidad de área (antes del incendio), y las características y condiciones del combustible. La cantidad de combustible realmente quemado en un incendio dependerá de la carga de combustible y el estado, el tipo de combustible, factores climáticos y meteorológicos, y la intensidad del fuego. Varios modelos empíricos se han desarrollado para estimar el consumo de combustible.

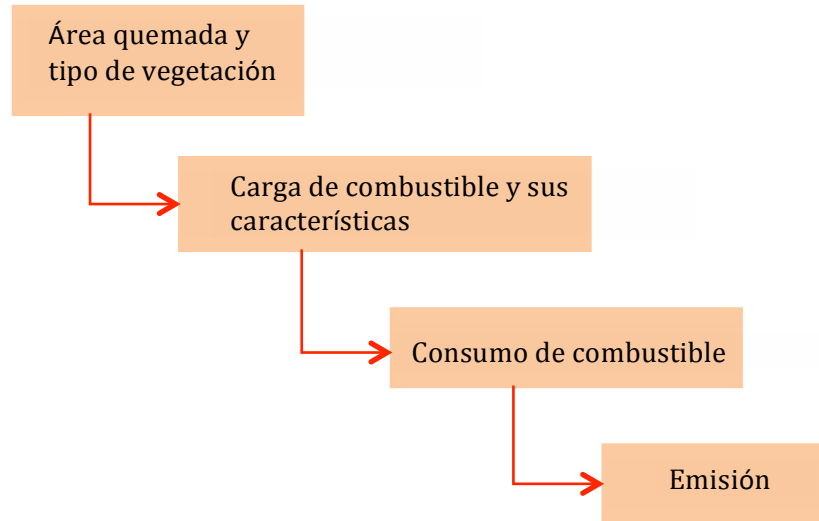


Figura 3. Evaluación de emisiones de un incendio. Fuente: EPA Capítulo 13.

Cálculo de las emisiones

Las emisiones (Cuadro 5) fueron calculadas de acuerdo a la fórmula del AP-42 EPA. Los algoritmos 1 y 2 fueron utilizados para la estimación de emisiones de fuego.

$$E = \frac{FE \times A \times B}{T} \quad (1)$$

donde, E = emisión (kg/hr), FE = Factor de emisión (kg/Mg), A = Área quemada (ha), B = Biomasa del tipo de vegetación (Mg/ha) y T = Tiempo de duración del incendio (hr).

Cuadro 5. Ejemplo del cálculo de la emisión de SO_2 para *Pinus montezumae*.

Fecha	Comunidad	Latitud	Longitud	Duración del incendio (hr)	Área quemada (ha)	Vegetación	Biomasa (Mg/ha)	Factor de emisión del SO_2 (kg/Mg)	Emisión de SO_2 (kg/hr)
20060418	Juan Cuamatzi	19.288	-98.01	4	56	<i>Pinus montezumae</i>	268.02	19	3114.39

$$E_{SO_2} = \frac{19 \left(\frac{kg}{Mg}\right) \times 56 (ha) \times 268.02 \left(\frac{Mg}{ha}\right)}{4 (hr)} \quad (2)$$

$$E_{SO_2} = 3114.39 \frac{kg}{hr}$$

Cálculo de índice de concordancia

En cualquier estudio de investigación una parte clave es la fiabilidad de los procedimientos de medida empleados. Se hizo el cálculo del índice de concordancia que es el dato entre los valores

medidos de la RAMA y los valores del modelo cuyo valor va del 0 al 1, el cual es una evaluación del error y se calcula con la Fórmula 3.

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n (p_i - o_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|p_i - \bar{o}| + |o_i - \bar{o}|)^2} \quad (3)$$

donde, P = valores dados por el modelo y O = valores medidos por SIMAT.

Datos de Inventario de emisiones Tlaxcala 2005

Para conocer la contribución de las emisiones de los incendios a las emisiones anuales se calculó la proporción de las emisiones provenientes de incendios con respecto a las emisiones anuales en el estado. Para ello se obtuvieron los datos de los compuestos evaluados en este trabajo del inventario de emisiones de Tlaxcala 2005 (Cuadro 6).

Cuadro 6. Principales compuestos del inventario de emisiones Tlaxcala 2005.

Contaminante	Emisión (ton/año)
CO	378 128
NOx	21 098
PM ₁₀	6181
COV's	53 126

Cálculo de Proporción

Es importante el cálculo de proporción como ejercicio de la comparación de los resultados del modelo y el inventario de emisiones (Cuadro 7, Fórmulas 4 y 5).

Cuadro 7. Ejemplo del cálculo de la proporción en la contribución de las emisiones del incendio al inventario

Fecha	Número de incendios	Emisión (kg/h)	Total área quemada (ha)	Tiempo total de duración del incendio (horas)	Contaminante	Inventario Tlaxcala 2005 (ton/año)	Emisión total incendio (ton/año)	Proporción %
		4502.74	6	4.5				
180406	3	25 640.58	82	11.75	PM ₁₀	6181	483.83	7.92
	Total	30 143.32	88	16.25				

$$\text{Emisión} = 4502.74 + 25640.58 = 30143.32 \text{ kg/h} \quad (4)$$

$$\text{Emisión}_{\text{total}} = \frac{30143.32 \left(\frac{\text{kg}}{\text{h}}\right) * 16.25 \left(\frac{\text{h}}{\text{año}}\right)}{1000 \left(\frac{\text{kg}}{\text{Ton}}\right)} = 483.83 \left(\frac{\text{Ton}}{\text{año}}\right) \quad (5)$$

$$\text{Proporción} = \frac{483.83 \left(\frac{\text{Ton}}{\text{año}}\right) * 100}{6181 \left(\frac{\text{Ton}}{\text{año}}\right)} = 7.92\%$$

Resultados y discusión

Las comparaciones del modelo se realizan con las mediciones sobre la ZMVM que es donde se tiene información meteorológica y de calidad del aire, es con el propósito de validar el modelo, así garantizando los resultados de la simulación sobre la región del PNM son confiables.

Temperatura

Las comparaciones entre los resultados del modelo y las mediciones del SIMAT para la temperatura, muestran que el modelo reproduce adecuadamente el patrón de temperatura, humedad relativa y como contaminante el NO (Figuras 4, 5 y 6).

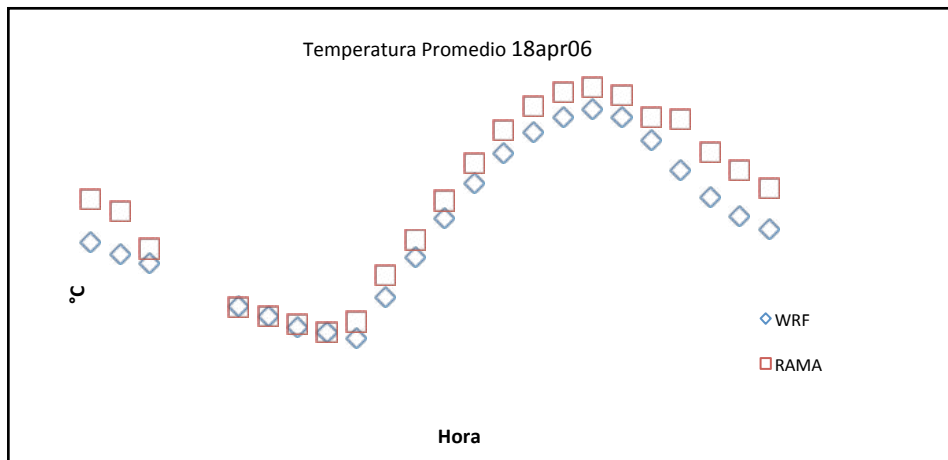


Figura 4. Tendencia obtenida entre la salida del modelo y los datos de observación del SIMAT para temperatura promedio.

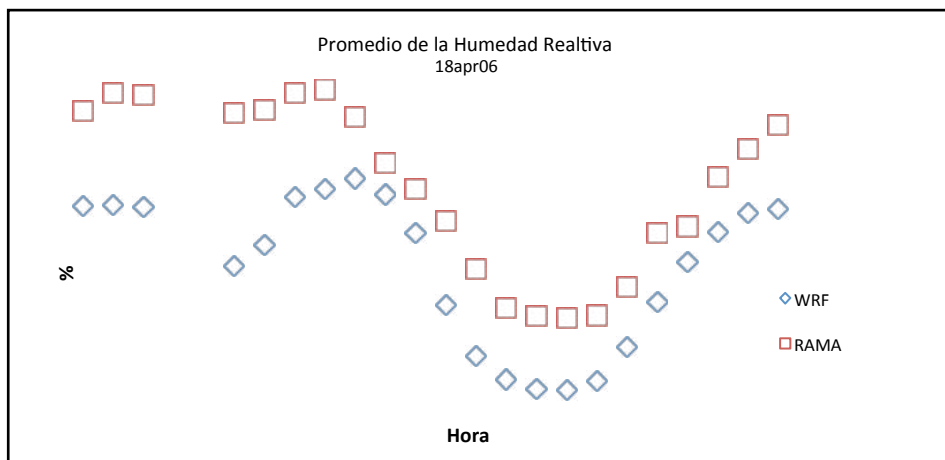


Figura 5. Tendencia obtenida entre la salida del modelo y los datos de observación del SIMAT para la humedad relativa.

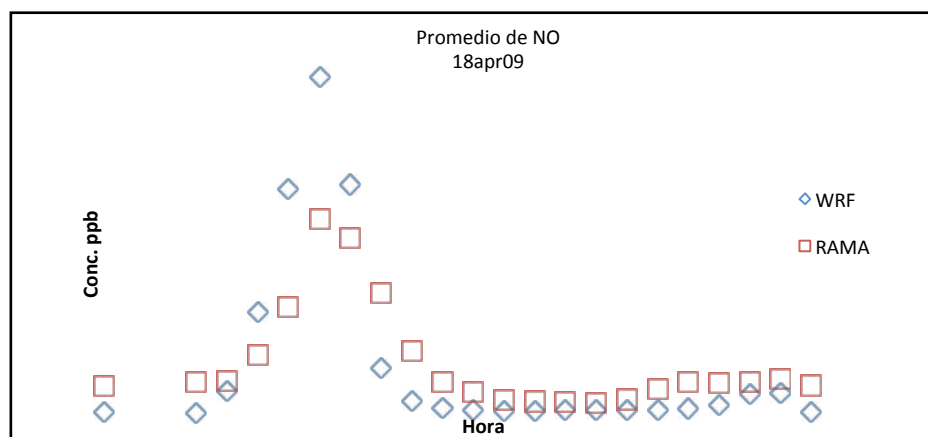


Figura 6. Tendencia obtenida entre la salida del modelo y los datos de observación del SIMAT para la concentración del contaminante de monóxido de nitrógeno.

Análisis estadístico

Los Cuadros del análisis estadístico muestran el índice de concordancia (Ic) que es un indicador de la diferencia entre los valores medidos y los valores del modelo, cuyo valor va de 0 a 1, la cual es una evaluación del error siendo 1 el valor de concordancia perfecta.

Cuadro 8. Índice de concordancia.

Fecha	Temp	RH	SO ₂	NO	NO ₂	CO
18-abr-06	0.88	0.87	0.28	0.89	0.93	0.98

Se observa en el Cuadro 8 que el modelo reproduce satisfactoriamente las variables meteorológicas y las concentraciones ambientales, siendo las mejores reproducidas la temperatura, humedad relativa, NO, NO₂ y CO ya que su valor es mayor a 0.8, esto indica que el modelo genera resultados parecidos a los observados. Por otro lado, los que tienen valores de Ic más bajos el caso de SO₂, indica que la simulación debe ser mejorada incorporando una mejor información

Resultados de los escenarios

Al aplicar el modelo WRF se obtienen las concentraciones de los contaminantes atmosféricos para el estado de Tlaxcala. Fecha del incendio evaluado 18 de abril de 2006: abarca tres incendios en los municipios de Huamantla, Juan Cuematzi y Tetlanohacan tiene en total de área quemada 63 ha y ocurrió de las 11:30 h a las 17:20 h local. El incendio más importante es el de Juan Cuematzi con 56 ha y una duración de 4 h con vegetación de *Pinus Montezumae* con una biomasa de 268.02 ton/ha. En las Figuras 7, 8, 9 y 10 se muestra la dispersión de los contaminantes CO, NO, NO₂ y PM₁₀ durante el incendio; y el Cuadro 9 el inventario de emisiones de Tlaxcala en 2005.

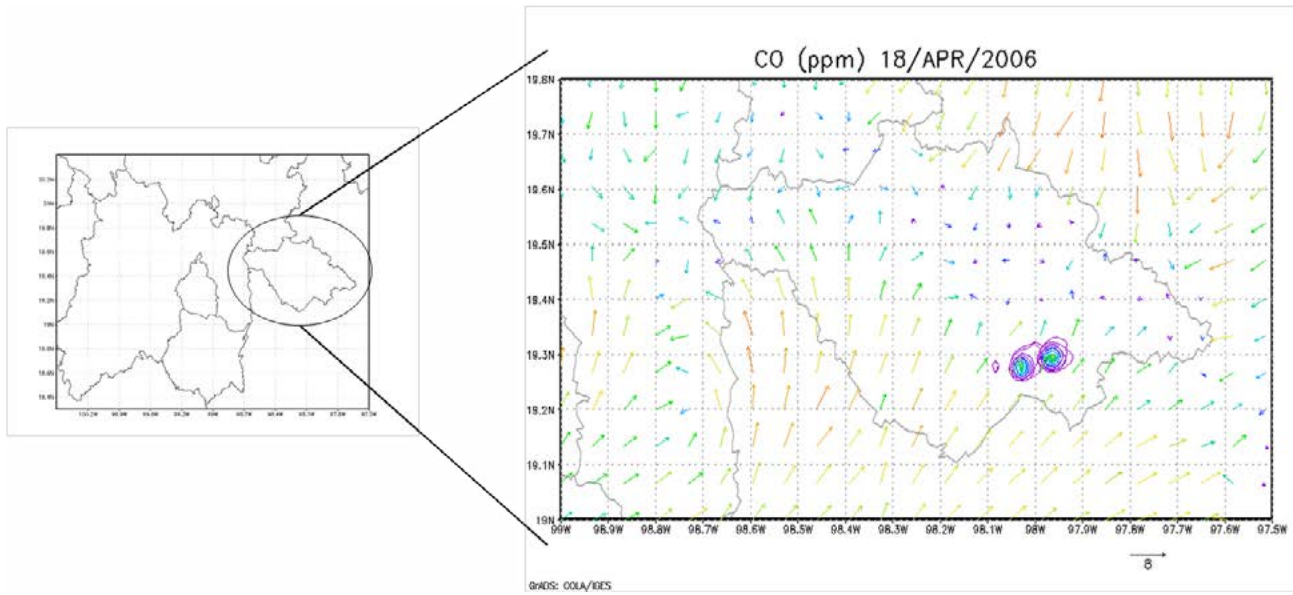


Figura 7. Concentración máxima de CO de 30 ppm para la hora inicial se muestra de color azul y la final de color morado.

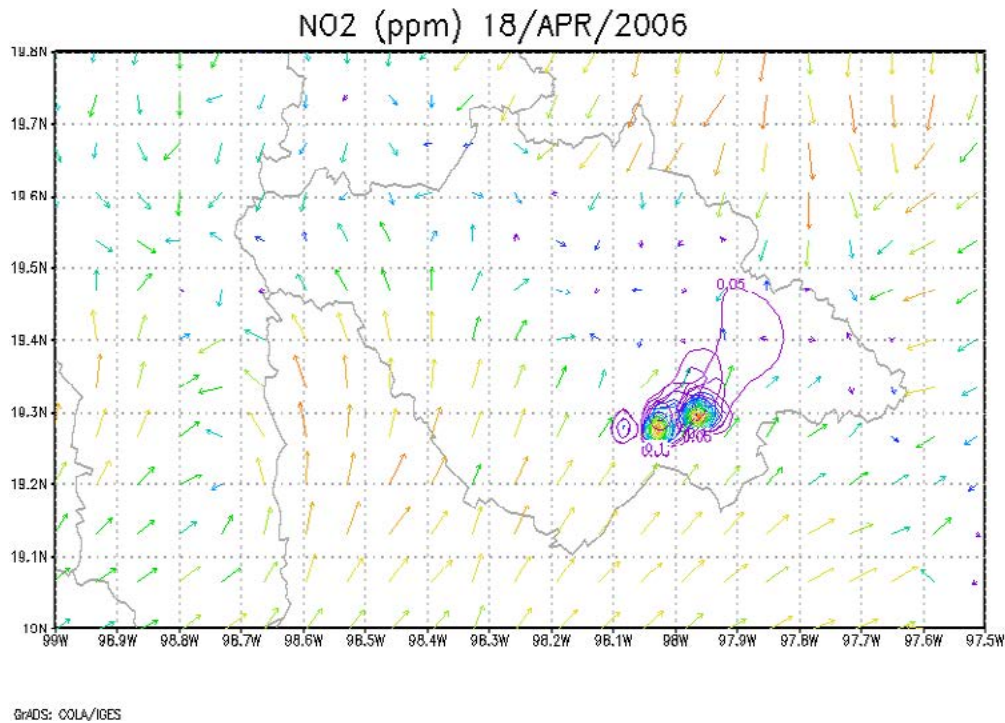


Figura 8. Concentración máxima de NO₂ de 20 ppm para la hora inicial se muestra de color azul y la final de color morado.

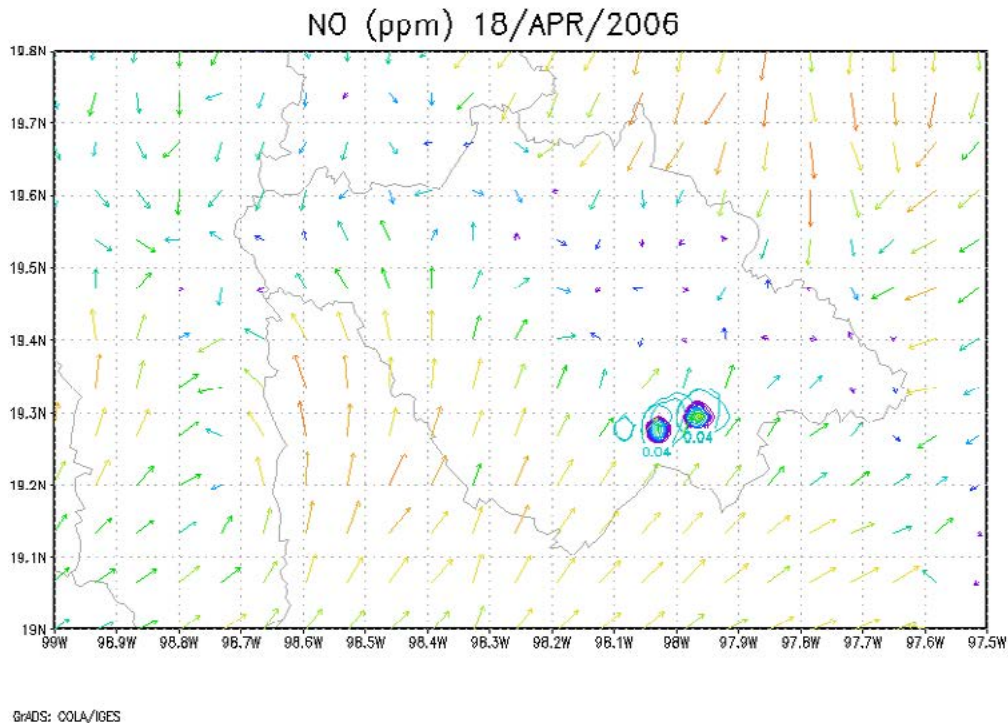


Figura 9. Concentración máxima de NO de 40 ppm para la hora inicial se muestra de color azul y la final de color morado.

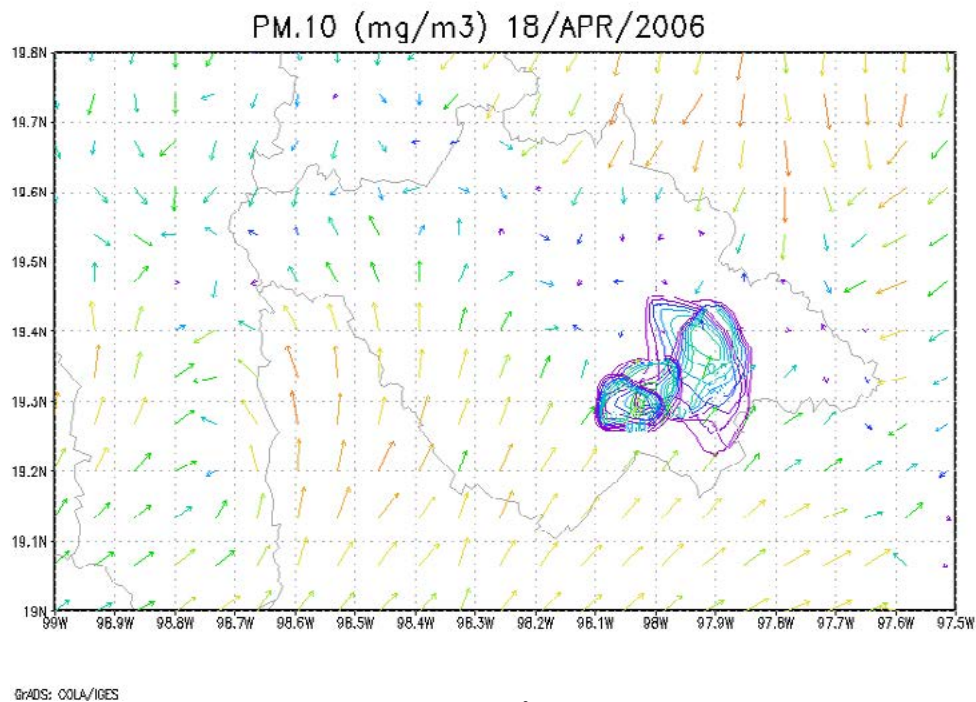


Figura 10. Concentración máxima de PM₁₀ de 120 mg/m³ para la hora inicial se muestra de color azul y la final de color morado.

**Cuadro 9.** Proporción de las emisiones calculadas y el inventario de emisiones Tlaxcala 2005.

Fecha	Contaminante	Inventario de Emisiones Tlaxcala 2005 (ton/año)	Emisión Total de incendios (ton/año)	Proporción (%)
18-abril-2006	CO	378 128	3878.8	1.03
	NO _x	21 098	175.1	0.83
	PM ₁₀	6181	377.1	6.10

Conclusiones

A partir de este trabajo se tiene una propuesta metodológica para determinar e incluir las emisiones de incendios en el modelo de calidad de aire.

De los resultados obtenidos se observa que las emisiones por incendios en el PNM sí afectan la calidad del aire del Centro de México en especial la del estado de Tlaxcala. Incrementan las emisiones de CO en 2.74%, NO_x en 2.22%, y PM₁₀ en 16.29 % para el año 2006; considerando que solo son los incendios más representativos del mes para este año contribuyeron con un total de emisiones de 12% para el 2006, por tanto es importante considerar los incendios forestales para la calidad del aire.

Actualmente en los inventarios de emisiones no se incluyen las emisiones de los incendios forestales. En este estudio se especificó que la contribución de los incendios estudiados tienen un total de las emisiones anuales en un 8% para el 2009 y de 22.17% para el 2006, lo que significa que se deben considerar estas fuentes en el Estado de Tlaxcala.

Bibliografía

- U.S.-EPA. 2010. Description of the fire scheme in WRF. Research Triangle Park, North Carolina. U.S. Environmental Protection Agency.
- Villers-Ruiz, L. 2005. Comportamiento del fuego y evaluaciones de riesgo a incendios en áreas forestales de México. Un estudio en el volcán Malinche. Informe final. Proyecto CONACyT 38 697. 45 p.
- Villers-Ruiz, L. 2008. Movimientos de biomasa forestal en el Parque Nacional Malinche. Consideraciones para la evaluación de los almacenes de carbono. Informe final Proyecto CONACyT 52,464. 80 p.
- Villers-Ruiz L., F. Rojas-García y P. Tenorio-Lezama. 2006. Guía Botánica del Parque Nacional Malinche. Tlaxcala-Puebla. Centro de Ciencias de la Atmósfera e Instituto de Biología UNAM y CONACyT. México 196 p.
- Villers, R. 2006. Incendios Forestales. Ciencias 81:60-66.
- Villers, R. y B. López. 2004. Comportamiento del fuego y evaluación del riesgo por incendios forestales de México: un estudio en el volcán la Malinche. Atmósfera 4:57-74.

1.7 Inventario de ciclos de vida como insumo como para estimar emisiones generadas por ganado bovino en el río Mayo, México

Montes-Rentería Rodolfo¹; Robles-Morúa Agustín¹; Yépez Enrico A.¹ y Zárata-Valdez J. L.²

¹Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, CP 8500, Cd. Obregón, Sonora.

²Centro Regional Universitario del Noroeste. Universidad Autónoma Chapingo. Colima 163 Norte, Col. Centro, C.P. 85000. Cd. Obregón, Sonora.

Autor para correspondencia: arkangel_rmr@hotmail.com

Resumen

La ganadería es responsable de emitir, directa o indirectamente, el 18% del total de gases de efecto invernadero de origen antropogénico; asimismo, contribuye con el 38% del total de emisiones de metano de origen antropogénico. Sin embargo, la cuantificación de gases de efecto invernadero por actividades de ganadería es típicamente integrada en las emisiones de la agricultura. Esto hace necesario que se apliquen nuevas metodologías que permitan generar estrategias de mitigación que sean acordes a las condiciones locales de los productores de ganado. Una metodología útil para estimar el impacto de la ganadería es análisis de ciclos de vida (ACV). El ACV se integra por cuatro fases, de la cual el inventario de análisis de ciclos de vida (IACV) se considera la fase más importante de ellas. El IACV tiene su fortaleza en vincular procesos unitarios de un sistema o producto en un flujo de materiales y energía mucho más complejo y permite analizar las emisiones en un orden estructurado y lógico a lo largo de la vida de un producto o durante todo el proceso de una actividad. El objetivo de este trabajo es presentar los resultados de encuestas dirigidas a productores, asesores técnicos y dependencias gubernamentales que trabajan o son responsables de la ganadería bovina extensiva en la Cuenca del Río Mayo, en el noroeste de México. La encuesta se diseñó con el objetivo de obtener información de las variables utilizadas como insumo para realizar el IACV. Se realizaron 103 encuestas en los municipios cuya superficie total en la cuenca es superior al 30%. Dependiendo de la función zootécnica y para facilitar el análisis, el IACV se disgregó en ganado de rodeo, ganado productor de carne y ganado con doble propósito (leche y carne). Las variables consideradas para estimar las emisiones fueron población ganadera, material de construcción de la infraestructura en la unidad de producción (UP), insumos para preparar el terreno y producir forraje, distancias desde la UP hasta el punto de venta, insumos y equipo en la UP para manejar del ganado.

Palabras clave: inventario de análisis de ciclo de vida, gases de efecto invernadero, sistemas de producción pecuaria, ganadería extensiva.

Abstract

Raising livestock, and in particular extensive ranching is responsible for emitting (directly and indirectly) 18% of the total greenhouse gases worldwide. It contributes to 38% of the total methane emissions from anthropogenic sources. Greenhouse gases from raising livestock have been generally coupled with agriculture activities making it more difficult to target specific mitigation practices. This situation opens an opportunity to evaluate new methodologies that allow for the generation of mitigation strategies that are more localized. Life Cycle Assessments (LCAs) is one of the new methodologies being applied to understand the emissions and environmental impacts of different primary activities. LCAs consist of four stages, of which the life cycle analysis inventory (LCAI) is the most critical component. The LCAI strength lies in its capability of linking every detail of the unit processes that compose a production system or the detail flow of materials and energy in a structured



and organized procedure. In this work, we present the results of a series of semi-structured interviews conducted with producers, technical advisors and governmental agency experts that work or supervise the production of cattle in the Rio Mayo watershed in northwest Mexico. The instrument was designed with the purpose of obtaining information needed for the variables required to prepare the LCAI. A total of 103 interviews were conducted in the municipalities whose proportional area within the watershed was greater than 30%. The inventory was discretized based on the final purpose for the animals, for use in rodeos, meat producing animals, and dual purpose (meat and dairy production). The variables considered for estimating greenhouse gases were the total animal population by producer, materials used to construct the perimeters of the production units, inputs needed for preparing the terrain and to produce hay (grass), distances from the units of production to the point of sell, and smaller equipment and medicines needed to manage the cattle.

Key words: life cycle analysis inventory, greenhouse gasses, livestock production systems, extensive ranching.

Introducción

La ganadería es una de las actividades humanas con mayor impacto en la emisión de gases de efecto invernadero a nivel global (GEI), porque es responsable de la emisión del 38% del metano de origen antropogénico (IPCC, 2007). Steinfeld *et al.* (2006), mencionan que la ganadería es responsable del 18% del total de la emisión de los GEI's; éstas emisiones se explican por la emisión de bióxido de carbono durante la quema de combustibles fósiles y la deforestación, por la emisión de metano del estiércol y la fermentación entérica por los rumiantes y por la emisión de óxidos nitrosos derivados de la aplicación de fertilizantes durante el cultivo de forrajes.

En México la ganadería bovina es una actividad económica y social muy importante porque más del 50% del territorio nacional es dedicado a la actividad pecuaria (SAGARPA, 2011), tanto por la superficie de agostadero (tanto natural como inducido) como la superficie dedicada a la producción de forrajes destinados a alimentar al ganado (Castañeda y García, 1987). Derivado de los compromisos adquiridos en la Convención Marco de la Conferencia de las Partes (COP), México promulga de la Ley General contra el Cambio Climático en 2012. En dicha ley, se establece la obligatoriedad que cada Estado de la República deberá cuantificar las emisiones de GEI, así como formular estrategias de respuesta con acciones de mitigación y adaptación ante el cambio climático por medio de la elaboración de los Planes Estatales de Acciones ante el Cambio Climático (PEACC).

En Sonora, en el PEACC realizado en 2005, las actividad agropecuarias generaron 19.8 millones de toneladas métricas de emisiones brutas de CO_{2eq}, lo cual equivale al 3% del total de emisiones nacionales; por otra parte, en 1990, la fermentación entérica representó el 52.6% del total de emisiones estatales de metano; se espera que para el año 2020, el porcentaje de participación en las emisiones se incremente hasta 53.3% (COCEF, 2010a). Mientras, en el Estado de Chihuahua, las actividades productivas agropecuarias generaron aproximadamente 20 millones de toneladas métricas de emisiones de CO_{2eq} basadas en la producción en 2005, lo cual representó cerca del 3.0% de las emisiones totales nacionales (COCEF, 2010b). Debido a que la producción agropecuaria es responsable de emitir GEI's a la atmósfera, resulta prioritario caracterizarla, identificar las etapas y las acciones en la cadena de producción que generan mayor cantidad de emisiones y posteriormente proponer acciones de adaptación y mitigación.

Por su parte, la ganadería en el Río Mayo es una actividad socialmente importante ya que más del 60% de la superficie total de la Cuenca tiene vocación ganadera, la cual se caracteriza por un alto grado de sobrepastoreo (más del 100% del recomendado por SEMARNAT, 2015) y por la utilización de agroinsumos sin ninguna restricción, tanto para las prácticas de manejo como para la producción agrícola (Zárate-Valdez y Montes, 2015).

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es un marco metodológico utilizado para determinar el impacto de las actividades humanas, incluyendo las prácticas de producción de alimentos. La metodología ACV se basa en el análisis de sistemas, procesos y productos basados en las Sistema Internacional de Estándares (ISO, por sus siglas en inglés; Tukker *et al.*, 2002). Rebitzer *et al.* (2004), mencionan que un ACV se lleva a cabo mediante cuatro fases: determinar el alcance del estudio y la unidad funcional (basado en ISO 14041), realizar el inventario de análisis de ciclos de vida (IACV), realizar la modelación del impacto (basado en ISO 14042) e interpretar los resultados del ACV (basado en ISO 14043).

De las cuatro fases mencionadas, el IACV toma vital importancia porque son los datos sobre los cuales se construye el análisis de los impactos ambientales. Un IACV requiere presentar información confiable debiendo ser datos de calidad y obtenidos de diversas fuentes y sobre diferentes categorías: uso de recursos, consumo de energía, emisiones y productos resultantes, todos en concordancia con la unidad funcional (Mattson *et al.*, 2000). La tarea del IACV es la identificación de las variables necesarias para ejecutar el ACV por proceso o producto, de tal manera que permita ser replicable y comparable. Asimismo, el IACV permite estimar los impactos ambientales por categoría y al mismo tiempo, ayudan a delimitar el alcance y las fronteras de estudio (Tukker *et al.*, 2002). El objetivo de este trabajo es presentar el inventario de ciclos de vida como insumo para realizar el análisis de ciclos de vida para estimar las emisiones generadas por la ganadería bovina en la Cuenca Alimentadora de la Presa Adolfo Ruiz Cortines o Río Mayo en el noroeste de México bajo un sistema de producción extensivo, en concordancia con la Norma ISO 14041.

Materiales y métodos

El estudio fue realizado en toda el área de captación de la Presa Adolfo Ruiz Cortines (CONAGUA, 2008) localizada en el municipio de Navojoa, Sonora. El área de captación de la Presa incluye municipios del Estado de Chihuahua y municipios del Estado de Sonora (Cuadro 1). El Río Mayo es el principal afluente de dicha presa; por tal motivo, se dice que el estudio se realizó en la Cuenca Alta del Río Mayo, que abarca aproximadamente 10 954.81 km².

Cuadro 1. Superficie de los municipios considerados en el área de captación de la Presa Adolfo Ruiz Cortines.

Estado	Municipio	Área del municipio (km ²)		% de la superficie municipal	
		Total	En la cuenca	En la cuenca	Corresponde a la Cuenca
Sonora	Yécora	2668.18	143.35	5.37	1.31
	Navojoa	2808.22	12.37	0.44	0.11
	Rosario	3519.36	1321.94	37.56	12.08
	Quiriego	3780.02	1678.94	44.42	15.34
	Álamos	6424.75	2495.20	38.84	22.80
Chihuahua	Chínipas	1991.27	257.71	12.94	2.35
	Guerrero	5741.27	10.29	0.18	0.09
	Moris	1807.84	1654.94	91.54	15.12
	Ocampo	1797.63	1294.63	72.02	11.38
	Temósachi	4280.05	135.16	3.16	1.23
	Uruachi	2660.81	1941.29	72.96	17.74

Superficie del municipio en la Cuenca.

Para caracterizar la producción de red de bovinos en la Cuenca del Río Mayo y realizar el inventario de ciclos de vida, se diseñó una encuesta semiestructurada para recoger evidencias de todas las etapas de la producción pecuaria en la región de estudio (Figura 2). La encuesta se basó en los insumos identificados por otros estudios de estimación de gases de efecto invernadero de la producción de ganado (Beauchemin *et al.*, 2011; Ogino *et al.*, 2015). La encuesta fue realizada solamente en aquellos municipios cuyo porcentaje del territorio municipal dentro de la cuenca es superior al 30%.

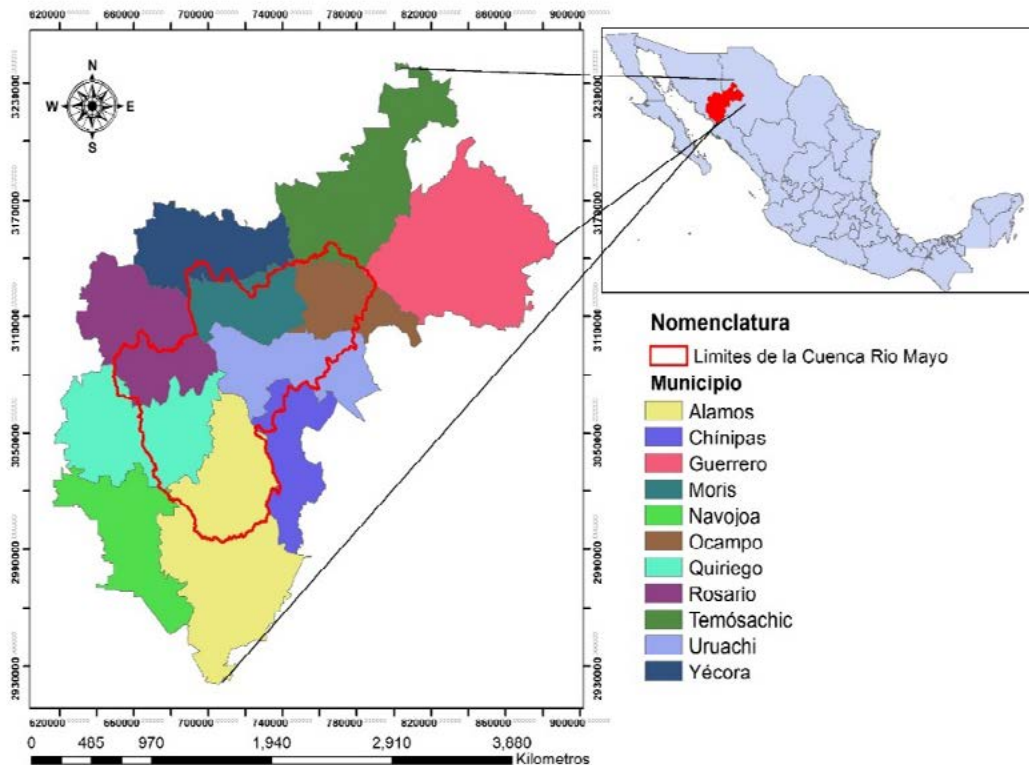


Figura 2. Macrolocalización y microlocalización del área de interés.

El instrumento aplicado consideró todos los procesos involucrados en la producción pecuaria en la región de estudio. La intención fue identificar las variaciones existentes en el manejo con el propósito de analizar los posibles escenarios de emisión de gases de efecto invernadero por región y por sistema de producción. A partir de conocer la región y el número de productores (Sistema Nacional de Identificación Individual de Ganado (SINIIGA, 2015) se realizó un muestreo al azar estratificado para determinar el número de ganaderos a encuestar en los municipios mencionados. Se calculó el tamaño mínimo de muestra en función de la cantidad de ganaderos en por municipio. Cabe señalar que fue necesario acudir a las ventanillas locales de SINIIGA para obtener la ubicación de cada predio para identificar con exactitud la cantidad de Unidades de Producción de cada municipio dentro de la cuenca; dicha ubicación contiene grados, minutos y segundos. La ubicación de cada UP fue realizada mediante ARCGIS 10.1.

Una vez realizada la encuesta al productor, los datos fueron sistematizados en el paquete estadístico *IBM SPSS Statistics* para realizar cálculos estadísticos. Las estadísticas descriptivas valoradas fueron la media, la varianza, el valor mínimo, el valor máximo y la moda; éstas estadísticas fueron obtenidas para cada variable mencionada en la encuesta. En el caso de variables cualitativas fueron convertidas en variables cuantitativas mediante la asignación de un valor para cada una de las respuestas. De esta manera fue posible generar gráficas de comportamiento de la producción pecuaria en los municipios de la Cuenca.

El instrumento, por su parte, fue diseñado siguiendo la estructura que a continuación se presenta: el primer apartado recopiló la información básica del productor y de su rancho: nombre del productor, ubicación y nombre del predio, elementos de organización del productor (elemento para proponer acciones de mitigación) y el propósito de la actividad. El siguiente apartado de la encuesta fue conocer el inventario ganadero por productor en cada unidad de producción (UP), tanto el ganado propio como el ganado ajeno. El inventario ganadero es el dato utilizado para calcular las emisiones de CH₄ y N₂O y el grado de sobrepastoreo al que el agostadero se somete en la región de estudio y estimar las emisiones de metano y óxidos nitrosos. También, el inventario ganadero permitirá, mediante una conversión (Cuadro 2.), conocer las Unidades Animal (UA) que cada productor posee.

Cuadro 2. Equivalencias para calcular Unidad Animal (UA) para bovinos. Fuente: SAGARPA (2014).

Categoría	Equivalencia Unidad Animal
Vaca adulta con su cría menor de 7 meses	1.00
Toro adulto	1.25
Cría destetada (de 8 a 12 meses)	0.6
Bovino añejo (de 12 a 17 meses)	0.7
Bovino añejo (de 17 a 22 meses)	0.75
Bovino de 2 años (de 22 a 32 meses)	0.9

Para el cálculo de emisiones de metano y del óxido nitroso se utilizaron los factores de emisión y la hoja de trabajo propuesta por el IPCC (1996), específicamente para los valores encontrados en el área de Norteamérica. Los procedimientos para realizar el cálculo de emisión se basó en las Directrices del IPCC 1996. El único dato necesario fue conocer el inventario y multiplicarlo por el factor de emisión correspondiente por categoría animal.

Para el cálculo de las unidades animal por Unidad de Producción se utilizó la Fórmula (1).

$$UA = \sum I_t * m_i \quad (1)$$

donde, I_t es el inventario total por categoría de ganado bovino por UP y m_i es la equivalencia de cada categoría en Unidad Animal.

El tercer apartado solicitado fue la superficie total (ST) de la UP por productor y por tipo de propiedad (ejidal, comunal o pequeña propiedad); la superficie del rancho es importante porque indica la superficie efectiva donde el ganado se mantiene durante su vida productiva. Este dato es conocido como Coeficiente de agostadero (CA, INIFAP, 2011). El resultado es explicado en hectáreas por unidad animal. El CA se calcula en función de la cantidad de forraje, pero no todas las UP respetan el CA recomendado por SEMARNAT ni por tipo de vegetación ni por estado (Fórmula 2).

$$CA_{rancho} = \frac{ST}{UA} \quad (2)$$

donde, CA_{rancho} es el coeficiente de agostadero por UP, ST es la superficie total del rancho o UP, UA es el número de Unidades Animal que cada UP mantiene.

Por otra parte, el CA para toda la cuenca se determinó utilizando ARCGIS 10.1 y las cartas INEGI 1:250 000 de uso de suelo y vegetación del año 2010. Fue necesario contar con el polígono de la Cuenca (obtenida mediante ARCGIS 10.1) y cortar el polígono de uso de suelo y vegetación para obtener los tipos de vegetación encontradas en la Cuenca del Río Mayo. Para determinar la proporción del tipo de vegetación en la cuenca fue necesario utilizar una regla de tres simple, donde la superficie total de la Cuenca significaba el 100%. En función de lo anterior, se obtuvo una proporción para todos los tipos de vegetación y, finalmente, se realizó una ponderación para calcular el CA al multiplicar el CA de agostadero por tipo de vegetación propuesto por la Secretaría del Medio Ambiente, y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2015) por la superficie de cada tipo de vegetación (Fórmula 3).

$$CA_{cuenca} = \sum X_i * m_i \quad (3)$$

donde, X_i es el coeficiente de agostadero por tipo de vegetación y m_i es la superficie que ocupa el tipo de vegetación (expresada en %).

La encuesta rescató las prácticas económicas adicionales a la ganadería que el productor realiza dentro de su unidad de producción (UP); tales actividades permiten valorar, indirectamente, la intensidad de explotación de los recursos naturales y se conoce el grado de deterioro del agostadero y los recursos naturales del rancho. El siguiente apartado consideró la infraestructura en la UP; este dato permitió estimar la carga ambiental de la actividad ganadera si se considera que los materiales nativos son utilizados para la construcción de infraestructura (cambio de uso de suelo y pérdida de la biodiversidad); además, si las instalaciones fueron construidas con materiales de origen externo implicó la transformación de materia prima y el transporte de ellas hacia la cuenca; estos análisis serán realizados por el Software SimaPro 8.

En la encuesta también se preguntó sobre la producción de forrajes: tipo de cultivos, la superficie dedicada a la producción y las prácticas agrícolas realizadas, haciendo énfasis en la cantidad de litros de combustible utilizados por actividad agrícola durante todo un ciclo de producción. Si el productor desconocía la cantidad de combustible consumida por el tractor para realizar una práctica agrícola, la investigación realizada con otros productores permitió conocer el tipo de tractores presentes en la región, y por ende, el consumo aproximado de combustible por cada práctica cultural (Pelletier *et al.*, 2010; Ogino *et al.*, 2007; Dick *et al.*, 2015). A los productores se les preguntó sobre el origen de la semilla y del fertilizante (en caso que lo apliquen) para conocer la distancia recorrida para adquirir el producto; también, se les pregunta si aplican agroinsumos y la cantidad de ellos, porque cada producto tiene su carga ambiental ya establecida. Estos datos son la base para calcular la emisión de óxidos nitrosos y bióxido de carbono. Éstos cálculos los realiza el Software Simapro 8 (Pelletier *et al.*, 2010; Ogino *et al.*, 2015; Dick *et al.*, 2015).

La siguiente parte de la encuesta recuperó la cantidad de suplementos alimenticios, energéticos y proteicos que el productor dispone para el consumo de los animales. Y dado que cada suplemento ya tiene su propia carga ambiental, incrementará la carga ambiental de la actividad conforme se incrementa el uso de los suplementos. Cabe señalar que todos los datos aquí mostrados son del año 2015 y solamente consideran las actividades y el inventario ganadero del año 2015.

Resultados

Los municipios en donde se realizaron encuestas fueron Álamos, Quiriego y Rosario en Sonora y en Moris, Ocampo y Uruachi en Chihuahua. Los productores encuestados en el Estado de Sonora en Álamos fueron ocho, en Quiriego fueron diez y en Rosario fueron 25. En el Estado de Chihuahua, los productores encuestados en Moris fueron 18, en Ocampo fueron 32 y en Uruachi diez. El CA calculado por municipio con base en el tipo de vegetación encontrada en cada territorio, indica que la cercanía con las partes bajas de la cuenca incrementa la capacidad del agostadero para mantener una unidad animal. Ello tiene que ver con el tipo de vegetación encontrada en las partes bajas de la cuenca, siendo terrenos más accesibles incluso para la siembra de forrajes en superficies agrícolas significativas. Esto es, en el caso de los municipios de Sonora (Álamos, Rosario y Quiriego) el CA es menor; esto es, se requieren menos hectáreas para satisfacer las necesidades nutricionales de una UA.

Con base en el análisis realizado a las encuestas y en función de la función zootécnica, se identificaron tres sistemas de producción en la Cuenca: 1) El sistema de producción bovinos carne, con la finalidad de vender becerros de alta calidad genética (expresado en razas especialistas en producción de carne) y de pesos promedio de 180 kg; 2) el sistema de producción bovinos doble propósito que tiene como intención vender becerros de calidad genética media (razas no especialistas en producción de carne) y con pesos aproximados de 180 kg y la venta de leche a intermediarios durante el periodo de

lactancia de la vaca; 3) el sistema de producción de ganado de rodeo, cuya propósitos es vender animales con pesos promedio de 180 kg de baja calidad genética y cuyo destino son los eventos de rodeo, tanto en México como Estados Unidos. El análisis de ciclos de vida será llevada a cabo haciendo énfasis en el sistema de producción. Las variables de las cuales que se obtuvieron los datos necesarios para completar el inventario de ciclos de vida se presentan en los Cuadros 3 al 7.

Cuadro 3. Variables consideradas para determinar el impacto de la población ganadera sobre emisiones.

Datos estadísticos utilizados	Variable
Promedio, mínimo, máximo, desviación estándar y moda	Inventario ganadero, Unidad animal Superficie de la unidad de producción Coeficiente de agostadero

Cuadro 4. Variables consideradas para determinar el impacto de los materiales utilizados en la infraestructura en la unidad de producción sobre emisiones.

Datos estadísticos utilizados	Variable
Tipo de material y cantidad de material utilizado	Material de corral de manejo Material de manga Material de galera de ordeño Material de silo Material de baño garrapaticida Material cerco perimetral Material comederos Material bebederos Material represo

Cuadro 5. Variables consideradas para determinar el impacto de los insumos para preparar el terreno y producir forraje sobre emisiones.

Datos estadísticos utilizados	Variable
Promedio, mínimo, máximo, desviación estándar y moda	Combustible para rastrear después de la cosecha Combustible para barbechar Combustible para rastrear (antes de sembrar) Kilogramos de semilla de forraje Combustible utilizado para cultivar Combustible utilizado para cosechar Combustible utilizado para moler pastura Combustible utilizado para henificar Combustible utilizado para ensilar Insecticidas (tipo y cantidad) Herbicidas (tipo y cantidad) Fertilizantes (tipo y cantidad) Fungicidas (tipo y cantidad) Eficiencia de la maquinaria utilizada

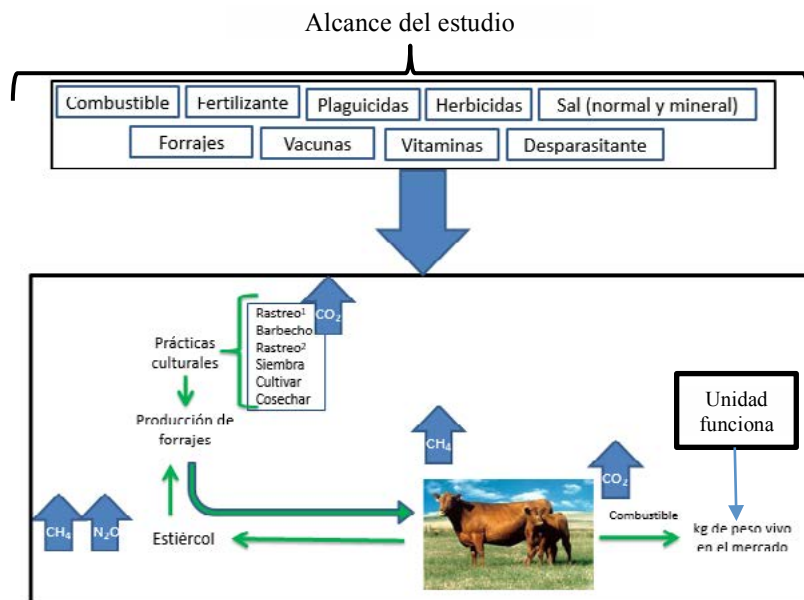
Cuadro 6. Variables consideradas para determinar el impacto de las distancias que el productor recorre sobre emisiones.

Datos estadísticos utilizados	Variable
Promedio, mínimo, máximo, desviación estándar y moda	Combustible para visitar el rancho
	Distancia recorrida desde casa del productor hasta la UP
	Distancia desde donde se transportan los insumos a la UP
	Eficiencia del equipo utilizado para movilización
	Distancia desde la UP hasta el punto de venta

Cuadro 7. Variables consideradas para determinar el impacto los insumos requeridos en el manejo del ganado sobre emisiones.

Datos estadísticos utilizados	Variable
Promedio, mínimo, máximo, desviación estándar y moda	Mejorar calidad de forraje (tipo y cantidad)
	Suplementación animal (tipo y cantidad)
	Vacunas
	Vitaminas
	Desparasitantes
	Distancia desde donde se transportan los insumos a la UP

En función de lo anterior y con fundamento en los tres sistemas de producción preponderantes en la cuenca, se determinó que la Unidad Funcional del estudio de análisis de ciclos de vida será un kilogramo de peso vivo vendido por el productor (Figura 3).



1. Práctica cultural realizada después de la cosecha. 2. Práctica cultural realizada antes de la siembra y después del barbecho.

Figura 3. Alcance del análisis de ciclos de vida y unidad funcional determinada. Fuente: modificado de Ogino *et al.* (2015) y Dick *et al.* (2015).

Discusión

En el estudio aquí presentado, los sistemas de producción pecuaria analizados son bovinos carne, bovinos doble propósito y ganado de rodeo. Dicha clasificación se realizó en función de las diferencias encontradas en el manejo del ganado y de la función zootécnica. Mientras que el ganado de rodeo casi no tiene manejo, el ganado de doble propósito representa la mayor cantidad de uso de insumos porque se requiere que el animal produzca leche por un periodo promedio de 305 d diariamente y la leche debe ser cosechada diariamente. En el caso del sistema bovinos carne solamente dos veces al año deben ser manejados los animales: para llevar a cabo las prácticas de manejo y cosechar los becerros en edad y peso que el mercado demanda.

La clasificación en el estudio en el Río Mayo difiere de otros estudios realizados por otros investigadores. Por ejemplo, Beauchemin y McGeough (2012), en su trabajo realizado en el Oeste de Canadá, realizaron una modelación de una granja de producción pecuaria utilizados en su experimento los sistemas vaca becerro en pastoreo y el sistema vaca becerro en engorda. Por su parte, Pelletier *et al.* (2010) en Estados Unidos consideraron tres sistemas de producción para realizar el estudio: un sistema vaca becerro cuya finalización era basado en pasturas (trigo, principalmente) y dos sistemas más de vaca becerro finalizados en engorda. Dick *et al.* (2014) clasificaron los sistemas de producción en extensivo y en un sistema de producción mejorado (tal clasificación la realizó en función de los datos locales). Ogino *et al.* (2015) en su trabajo realizado en Tailandia identificaron dos sistemas de producción: sistema extensivo y sistema intensivo. Ogino *et al.* (2007) clasificaron solamente un sistema: vaca becerro pero evaluando el impacto de ciclos de vida por el intervalo entre partos y el número de becerros por una vaca durante su vida útil.

En el caso del estudio en el Río Mayo, el IACV incluye la población ganadera por categoría por sistema de producción, combustible utilizado para realizar las actividades agrícolas para producir forraje, la infraestructura dentro de la UP, la elaboración y aplicación de herbicidas, insecticidas y fertilizantes. En el estudio realizado por Beauchemin *et al.* (2012), el IACV incluyó el consumo de combustible para realizar las labores dentro del sistema de producción (como por ejemplo el cultivo de la tierra y la cosecha, bombear agua, aplicación del estiércol en la pradera o tierras de cultivo), incluyó también el alimento del ganado, la manufactura y aplicación de herbicidas y fertilizantes. En este caso, las emisiones derivadas de la manufactura de la maquinaria no se consideraron, lo que es congruente con el estudio en la Cuenca del Río Mayo. Beauchemin *et al.* (2010) también consideraron el estiércol para el cálculo de las emisiones. Pelletier *et al.* (2010) consideraron en su inventario de ciclos de vida, la aplicación de fertilizantes y la dosis de herbicidas, insecticidas. El transporte de pesticidas y fertilizantes se consideró un promedio de 100 km en camioneta. Por su parte, Dick *et al.* (2014) en su estudio en Brasil consideraron en el inventario de análisis ciclos de vida fertilización nitrogenada y con potasio, yeso y cultivo de la tierra, suplementación mineral y con sal común y los recursos utilizados para producir los insumos para la ganadería; en su estudio, también incluyó el transporte de materiales hasta el lugar donde se utilizarían. Ogino *et al.* (2015) consideraron el número de ganado comercializado, la edad y el peso de los animales vendidos, consumo de combustibles, electricidad, materiales agrícolas y la cantidad de alimento utilizado para realizar el inventario de análisis de ciclos de vida. El sistema extensivo se caracteriza porque los animales son pastoreados en praderas (tanto nativas como artificiales) y no se compra alimento; mientras que el sistema intensivo se caracteriza por la compra de alimentos. Rivera *et al.* (2016) realizaron el IACV mediante encuestas a dos productores del sistema vaca becerro, dos casos de estudio para pre-engorda, dos casos de estudio en engorda y dos casos de estudio en las etapas de procesamiento; también se entrevistaron a dos carniceros. En el IACV, Rivera *et al.* (2016) consideraron el inventario ganadero para estimar emisiones de CH₄, N₂O y amonía (NH₃) derivados del estiércol, N₂O derivado de la aplicación de Nitrógeno (N) en el suelo mediante fertilización,

En el estudio en la Cuenca del Río Mayo, el inventario del análisis de ciclos de vida se asemeja mucho a lo que otros autores ya han realizado en otras partes del mundo. Sin embargo, la gran diferencia que existe entre este estudio y los demás autores es la distinción por escenarios para cada uno de los sistemas de producción. Es decir, el análisis de ciclos de vida considerará las variaciones existentes entre un sistema de producción (escenarios considerando las variables en el IACV) y el análisis entre los demás sistemas de producción (escenarios consideradas por sistema de producción).

El estudio en la Cuenca del Río Mayo es llevado a cabo solamente con datos del año 2015, Beauchemin *et al.* (2012) realizaron el estudio durante 8 años (la vida productiva de una vaca). Dick *et al.* (2014) también realizaron su estudio durante muchos años. Dado que el tiempo disponible para el estudio fue muy corto, se espera que si se desea actualizar los datos, tan solo se deberá ajustar el inventario ganadero para actualizar las emisiones de la ganadería extensiva.

El inventario de ciclos de vida fue realizado para el estudio en la Cuenca del Río Mayo fue realizado mediante encuestas a productores de la región de análisis, entrevistando a asesores técnicos y a instancias de gobierno para la obtención de estadísticas oficiales, situación que Pelletier *et al.* (2010) también realizaron, ya que ellos entrevistaron a productores, investigadores relacionados con el ganado productor de carne y asesores técnicos.

El estudio de la Cuenca del Río Mayo fue realizado en 103 ranchos, de las cuales 22 son sistemas de producción bovinos carne, 41 son ranchos dedicados a la producción de ganado bovino de doble propósito y 40 ranchos de ganado de rodeo. En el caso de Ogino *et al.* (2015) fueron considerados 4 granjas de sistema extensivo y seis ranchos con el sistema intensivo; Rivera *et al.* (2016) realizaron el IACV a partir de 17 casos de estudio mediante entrevistas con productores, representantes de rastros y mataderos y puntos de venta.

El software Simapro versión 8 será utilizado para realizar el análisis de ciclos de vida, Ogino *et al.* (2015) utilizaron el modelo MilCA, Beauchemin *et al.* (2012) utilizaron el modelo *Holos*, Pelletier *et al.* (2010) utilizaron Simapro 7.1, Ogino *et al.* (2007) realizaron un trabajo con el ganado en Japón y utilizó el Software Simapro.

Conclusiones

El inventario de análisis de ciclos de vida es relevante para realizar las estimaciones de emisiones de GEI a nivel de Cuenca, pero también el inventario de análisis de ciclos de vida debe expresar la realidad de lo que sucede en el campo, ya que es el insumo básico para realizar la estimación de emisiones para la categoría Agricultura y apoyará en la propuesta de acciones de mitigación que cada Estado, por ley, tienen que hacer por categoría permitiendo obtener datos de emisiones más exactas.

Asimismo, el IACV debe ser congruente con la unidad funcional y con el alcance del estudio, porque una vez que se ejecuta el análisis de ciclos de vida, los resultados pueden ser supervalorados o infravalorados si no se sigue un orden lógico en el trabajo y con ello, pueden incidir en una planeación errónea en la ejecución de acciones de mitigación y adaptación.

Agradecimientos

A los ganaderos que brindaron un espacio de su tiempo para responder la encuesta y proporcionar los datos necesarios para este trabajo. A los líderes de las comunidades en la región del Río Mayo que auxiliaron en la realización de las encuestas. A todos los que contribuyeron en la redacción, lectura y corrección de este documento. Al Centro Regional Universitario del Noroeste y su personal que colaboró en este estudio. Al Instituto Tecnológico de Sonora por el espacio y la oportunidad de llevar a cabo el trabajo aquí reportado.

Bibliografía

- Beauchemin, K., H.H. Janzen, S.M. Little, T.A. McAllister and S.M. McGinn. 2010. Life cycle assessment of Greenhouse Gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems* 103:371-379.
- Beauchemin, K.A., H.H. Janzen, S.M. Little, T.A. McAllister and S.M. McGinn. 2011. Mitigation of greenhouse gas emission from beef production in Western Canada- Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology* 166-167:663-677.
- Beauchemin, K.A. y E. Mc Geough. 2012. Life Cycle Assessment. A holistic approach to Assessing Greenhouse Gas Emission from Beef and Dairy Production. *Revista Argentina de Producción Animal* 32:69-76
- Castañeda, P.A. y Z.G. García. 1987. La ganadería bovina en la cuenca media y alta del Río Mayo. *Nueva Antropología* Vol. IX. No. 32. 12 p.
- COCEF (2010a). Emisiones de gases de efecto invernadero en Sonora y Proyecciones de Casos de Referencia 1990-2020. Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza. Gobierno de Sonora, México. 1ª Edición. México. 118 p.
- COCEF (2010b). Emisiones de gases de efecto invernadero en Sonora y Proyecciones de Casos de Referencia 1990-2025. Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza. Gobierno de Chihuahua, México. 1ª Edición. México. 132 p.
- CONAGUA. 2008. Programa Nacional Hídrico. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F. 163 p.
- Dick, M., M. Abreu da Silva and D. Homero. 2014. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *Journal of Cleaner Production* 96:426-434.
- Dick, M., M. Abreu da Silva and D. Homero. |2015. Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil e Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 87:58-67.
- INIFAP. 2011. Ajuste de carga animal en tierras de pastoreo. Manual de capacitación. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Microbiología Animal. Unidad Técnica Especializada de la Estrategia de Asistencia Técnica Pecuaria. Cuajimalpa, D.F. 50 p.
- IPCC. 1996. Directrices del IPCC para los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero, versión revisada en 1996. Volumen 2. Reino Unido.
- IPCC. 2007. Cambio climático 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. IPCC, Ginebra, Suiza. 104 p.
- Mattsson, B., C. Cederberg and L. Blix 2000. Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of Cleaner Production* 8:283-292.
- Ogino, A., K. Sommarth, S. Subepangb, M. Mitsumoria, K. Hayashic, T. Yamashitaa and Y. Tanakaa 2015. Environmental impacts of extensive and intensive beef production systems in Thailand evaluated by life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 112:22-31.
- Ogino, A., H. Orito, K. Shimada and H. Hirooka 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal* 78:424-432.
- Pelletier, N., R. Pirog and R. Rasmussen. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems* 203:380-389.
- Rebitzer, G., T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W.P. Schmidt, S. Suh, B.P. Weidema and D.W. Pennington. 2004. Life cycle assessment. Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis and applications. *Environmental International* 30:701-720.
- Rivera, A., L.P. Güereca and M. de la R. Rubio. 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Journal of Resources, Conservation and Recycling* 109:44-53.
- SAGARPA. 2011. Perspectivas. Producción pecuaria. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.
ftp://ftp.sagarpa.gob.mx/CGCS/Proveedores/2015/Brochure_separadores/Interiores_brochure_1era_Espan%CC%83ol_2015.pdf (Consulta: marzo 15, 2016).
- SAGARPA. 2014. Agostaderos. Fichas Técnicas sobre Actividades Agrícolas, Pecuarias y de Traspacio Publicaciones. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.
<http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/Publicaciones/Lists/CursoTaller%20Desarrollo%20de%20capacidades%20orientadas%20a/Attachments/35/10.pdf> (Consulta: enero 23, 2016)
- SEMARNAT. 2015. Coeficientes de agostadero por tipo de vegetación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WFServletbe33.html (Consulta: marzo 23, 2016).
- SINIIGA. 2015. Padrón Ganadero Nacional. Sistema Nacional de Identificación Individual de Ganado, México.
<https://www.siniiga.org.mx/pgn.html> (Consulta: septiembre 02, 2015).
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales and C. de Haan. 2006. *Livestock's Long Shadow. Environmental issues and options.* Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome. 27 p.



- Tukker, A., M. Charter, J. Ehrenfeld, G. Huppes, R. Lifset and T. de Bruijn. 2002. Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. Volume 7, Kluwer Academic Publishers. Boston. United States of America.
- Zárate-Valdez, J. y R. Montes. 2015. Estudio técnico del APRN Cuenca alimentadora del distrito nacional de riego 038 Río Mayo en los Estados de Sonora y Chihuahua. Universidad Autónoma Chapingo-CRUNO-CONANP. 132 p.

1.8 Emisiones de dióxido de carbono por incendios forestales en la Corona Regional de la Ciudad de México, periodo 2003-2014

Bulnes-Aquino Estefanía¹; Cruz-Núñez Xochitl² y Villers-Ruiz Lourdes²

¹Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. 3000, Circuito Exterior S/N, Delegación Coyoacán, Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.

²Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de la Investigación Científica S/N, Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: Estefanía Bulnes e-mail: fanjuin24@ciencias.unam.mx

Resumen

Se presentan las emisiones de dióxido de carbono provenientes de los incendios forestales registrados en la corona regional de la ciudad de México, que cubre los estados de México, Morelos, Puebla, Tlaxcala y la Ciudad de México, para los años 2003 a 2014. Se utilizó una ecuación general para el cálculo de emisiones y se aplicó a cuatro tipos de cobertura vegetal. Se reportan las emisiones de CO₂ por entidad y por año. Los estados con más emisiones fueron el Estado de México y Puebla. Del periodo evaluado, el año 2011 mostró las emisiones más altas de CO₂ que coinciden con el mayor número de incendios. No existe una relación entre el número de incendios y el área afectada.

Palabras clave: gas de efecto invernadero, cobertura vegetal, Corona Regional de la Ciudad de México.

Abstract

Carbon dioxide emissions from wildfires within the regional crown of Mexico City, which covers the states of Mexico, Morelos, Puebla, Tlaxcala and Mexico City are presented for the 2003 to 2014 period. A general equation for emissions was applied to four plant coverage types. CO₂ emissions are reported for each political entity and year evaluated. Estado de México and Puebla are the political entities with the higher emissions. For the evaluated period 2011 is the year with the highest CO₂ emissions and coincides with the highest number of fires. There is no relationship between the wildfire number and affected area.

Key words: greenhouse gas, plant coverage, Mexico City regional crown.

Introducción

México cuenta con una gran biodiversidad vegetal que se distribuye según grandes ecosistemas: templado-frío, tropical seco ó húmedo y zonas áridas. En conjunto, la superficie de zonas forestales suma 141.7 millones de ha (Inventario Nacional Forestal, 2000; citado en Brito y Pedrozo, 2015).

La principal incidencia de incendios forestales en bosques ocurre a lo largo de la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre del Sur, el Eje Volcánico Transversal y la Sierra Madre de Chiapas. En contraste, los incendios forestales tropicales ocurren principalmente en la Península de Yucatán y a lo largo de las llanuras costeras del Golfo de México y el Océano Pacífico (Bautista *et al.*, 2014).

La región central de México contiene el corredor más importante de asentamientos urbano-industriales y de transporte del país pues constituye el *lugar de enlace entre las trayectorias de largo recorrido y la estructura metropolitana* (Delgado, 1998), al unirse los estados de México, Morelos, Puebla, Tlaxcala, Hidalgo con la Ciudad de México. Esta región, denominada Coronal Regional de la Ciudad de México (CRCM) es vulnerable por la enorme presión debido al cambio de uso de suelo

hacia agrícola, ganadero y urbano. Los incendios forestales son una forma de inducir el cambio de uso del suelo. Además, son importantes por el impacto en la salud pública y de los ecosistemas y en las emisiones de gases de efecto invernadero, carbono negro y orgánico (Cruz-Núñez *et al.*, 2014). Cuando se produce un incendio forestal la biomasa acumulada se consume y el ecosistema pasa de ser fijador a emisor de carbono (Valero *et al.*, 2006). Por ello se estima que los incendios forestales aportan aproximadamente un quinto del total global de emisiones de CO₂ (Sandberg *et al.*, 2002; citado en Yereña *et al.*, 2013).

Este trabajo tiene como objetivo determinar las emisiones de dióxido de carbono por los incendios forestales en la CRCM en cuatro categorías : pastizal, arbustos y matorrales, arbolado adulto y renuevo con el fin de estimar su contribución regional a las emisiones de gases de efecto invernadero.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Corona Regional de la Ciudad de México (CRCM) (Figura 1). En particular los estados de la CRCM se ubican dentro del Eje Volcánico Transversal y poseen las siguientes características referidas por INEGI (2015):

- Ciudad de México: tiene una superficie de 1494.6 km². El 40% de su territorio es principalmente de uso urbano y 33% de bosques templados (pino, oyamel, pino-encino y encino), pastizales y matorrales.
- Hidalgo: cuenta con una superficie de 20 821.4 km² en donde predominan los bosques húmedos de montaña y los bosques de coníferas y encinos, seguidos de pastizales y matorrales. También existen pastizales cuya distribución se concentra en el centro y de manera más dispersa en el occidente y en el sur.
- Estado de México: en su superficie de 22 351.5 km² predominan los bosques de pino, encino, oyamel y táscate, los pastizales tienen una amplia distribución; los matorrales se sitúan al norte de la Ciudad de México.
- Morelos: tiene una superficie de 4878.9 km² en donde predominan las selvas secas; le siguen en importancia los bosques de coníferas y encinos y los bosques húmedos de montaña. Cerca de los centros urbanos, la cobertura vegetal original ha cambiado por pastizales
- Puebla: en su superficie de 34 309.1 km² predominan los bosques de coníferas y encinos y las selvas de diferentes tipos; matorrales en el norte, sur y sureste de la entidad, así como pastizales, bosques de montaña y bosques templados en la porción central, Tlaxcala: cuenta con una superficie de 3997.2 km² en donde predominan los bosques de coníferas y encinos. En las planicies donde los suelos son poco húmedos hay matorrales y pastizales.

Corona Regional de la Ciudad de México

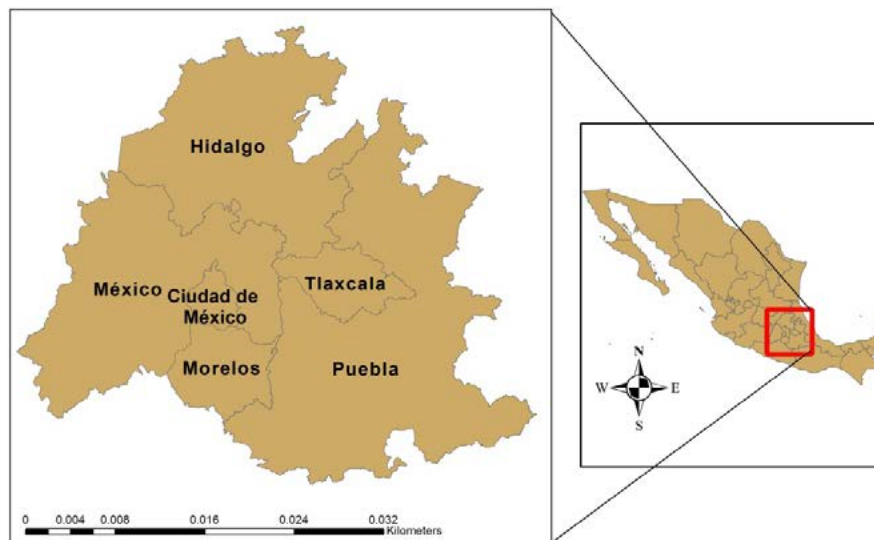


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Las emisiones de dióxido de carbono se obtuvieron mediante la ecuación 1 reportada por la EPA (2008).

$$E = FE * A * B * C \quad (1)$$

donde, E representa las emisiones de CO_2 , FE es el factor de emisión (gCO_2/kg), A es el área quemada (ha), B la biomasa (kg/ha) y C la eficiencia de quemado.

Se utilizaron los factores de emisión reportados por Akagi *et al.* (2011) y Yokelson *et al.* (2013) (Cuadro 1) y los factores de combustión y de masa combustible se obtuvieron de los valores reportados por Bautista *et al.* (2014) (Cuadro 2). Para los datos de masa combustible se obtuvo la media de los que reportan Bautista *et al.* (2014) y se mostraron los datos en kg/ha . Los datos de actividad (área quemada y tipo de biomasa quemada) se obtuvieron de los registros de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2016). Las emisiones se estimaron sobre una base anual de una serie temporal desde 2003 a 2014 por ser los valores de estos años los que cumplen con el rigor de validación y estadística.

Cuadro 1. Factores de emisiones por tipo de cobertura. Entre paréntesis se indica la incertidumbre asociada la cual se tomó como el promedio de la desviación estándar.

Pastizal	Factor de emisión (gCO_2/kg)		
	Arbolado adulto	Renuevo	Arbustos y matorrales
1548 (± 142)	1647 (± 37)	1647 (± 37)	1681 (± 35.2)

Cuadro 2. Factores de combustión y biomasa de combustible por tipo de cobertura.

Pastizal	Factores de combustión (%)			Biomasa de combustible (kg/ha)			
	Arbolado adulto	Renuevo	Arbustos y matorrales	Pastizal	Arbolado adulto	Renuevo	Arbustos y matorrales
0.96	0.3	0.3	0.95	3175.2	68038.9	68038.9	1134

Resultados y discusión

Durante los años 2003 a 2014 se presentaron incendios forestales en todos los estados de la CRCM. Las emisiones estimadas por año y por estado se presentan en el Cuadro 3 y en la Figura 2.

Cuadro 3. Emisiones de CO₂ provenientes de los incendios forestales por estado.

Año	Emisiones (ton/año)					
	Ciudad de México	Estado de México	Hidalgo	Morelos	Puebla	Tlaxcala
2003	17 289.7	66 304.4	28 341.4	2,257.4	42 135.8	2915.7
2004	13 760.8	16 612.3	2151.4	613.1	14 110.3	1181.0
2005	16 021.4	60 231.7	7240.9	1279.9	59 632.4	2376.2
2006	12 899.2	45 400.8	6815.9	2964.2	15 109.7	5433.0
2007	6636.1	16 207.4	1258.8	1379.9	4529.4	1198.8
2008	14 421.1	40 357.2	10 025.8	4106.8	14 839.4	2912.3
2009	9587.2	44 074.0	20 644.5	3606.2	51 627.1	14 170.0
2010	5840.2	18 579.6	1909.1	915.5	50 214.9	2148.3
2011	35 614.7	58 160.1	22 699.7	13 255.4	55 705.1	8611.5
2012	2483.0	13 875.8	3726.6	10 159.8	14 532.2	3973.5
2013	16 199.2	63 586.8	32 680.8	28 377.4	40 348.4	5470.4
2014	4443.6	11 408.5	2958.9	3612.8	16 546.5	1775.8

La Figura 2 presenta las emisiones de dióxido de carbono para cada entidad federativa de la CRCM. Los estados con más emisiones son el Estado de México y Puebla mientras que los años con más incendios y emisiones para la mayoría de los estados fueron 2003, 2011 y 2013 a excepción de Tlaxcala que presenta más emisiones en 2009 y 2011.

El inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de la Ciudad de México para el año 2010 fue reportado por la Secretaría de Medio Ambiente (SMA, 2014); el rubro de incendios forestales arrojó un total para la Ciudad de México de 7702 ton, en éste trabajo se reportan 5840 ton; la diferencia es significativa y seguramente se debe a diferencias en los factores de emisión utilizados así como la biomasa considerada.

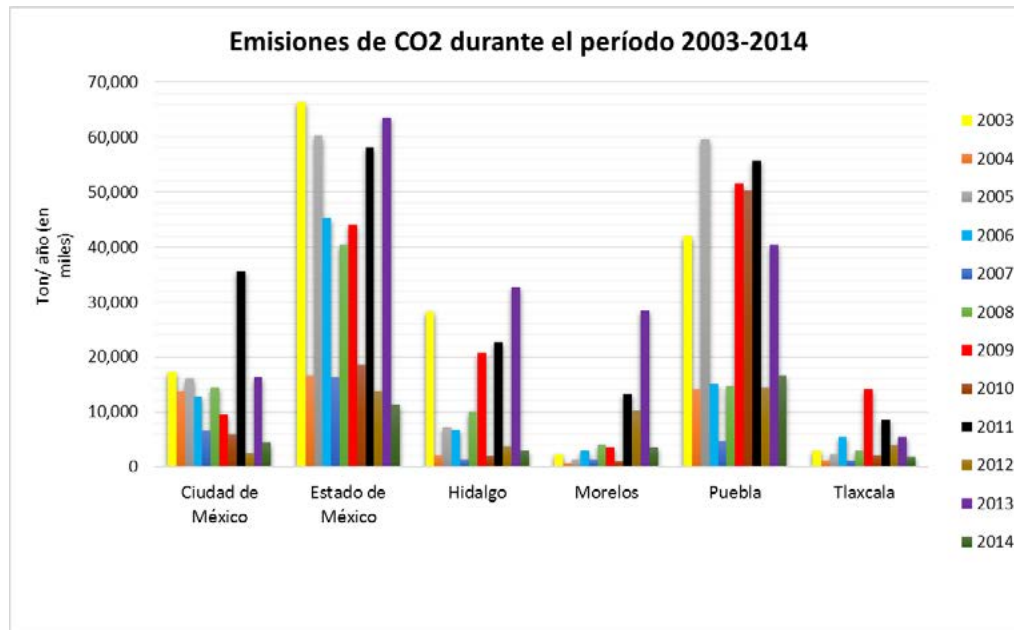


Figura 2. Emisiones de dióxido de carbono de los incendios forestales en la Corona Regional de Mexico para cada entidad federativa de 2003 a 2014.

Las coberturas afectadas se presentan en las gráficas de la Figura 3. En la Ciudad de México el tipo de cubierta más susceptible es el pastizal y el renuevo mientras que el Estado de México e Hidalgo son los arbustos y matorrales y el renuevo. En Morelos se reportan los arbustos y matorrales como la cobertura más afectada y en Puebla se ve más afectado el pastizal, los arbustos y matorrales y el arbolado adulto. Por último, en Tlaxcala el pastizal es la cobertura más afectada por los incendios. Este resultado concuerda con lo reportado por el Instituto de Geografía y Estadística al coincidir con las cubiertas vegetales más abundantes en cada estado (INEGI, 2015).

En la Figura 4 se muestra la relación entre el número de incendios y el área afectada acumulada a lo largo del período estudiado. El cambio en la pendiente de las líneas indica un aumento en el área afectada año con año, principalmente en los estados de Puebla y el Estado de México. Sin embargo, solo se cumple una relación de mayor número de incendios y más área afectada en el Estado de México. Para la Ciudad de México esta relación no se cumple pues aunque hay un mayor número de incendios que en Puebla éste presenta una mayor superficie afectada. Esto puede estar asociado a la superficie territorial de las entidades o a los tipos de incendios (prescritos, inducidos o no y no controlados).

El cambio de uso de suelo, de forestal a urbano o agrícola y ganadero, es una de las principales prácticas por las que se provocan los incendios (INECC, 2007). Este cambio se produce generalmente sin ninguna precaución y conduce en general a cambios irreversibles del ecosistema, aniquilando el precario equilibrio de los ecosistemas silvestres (Cruz-Núñez *et al.*, 2014).

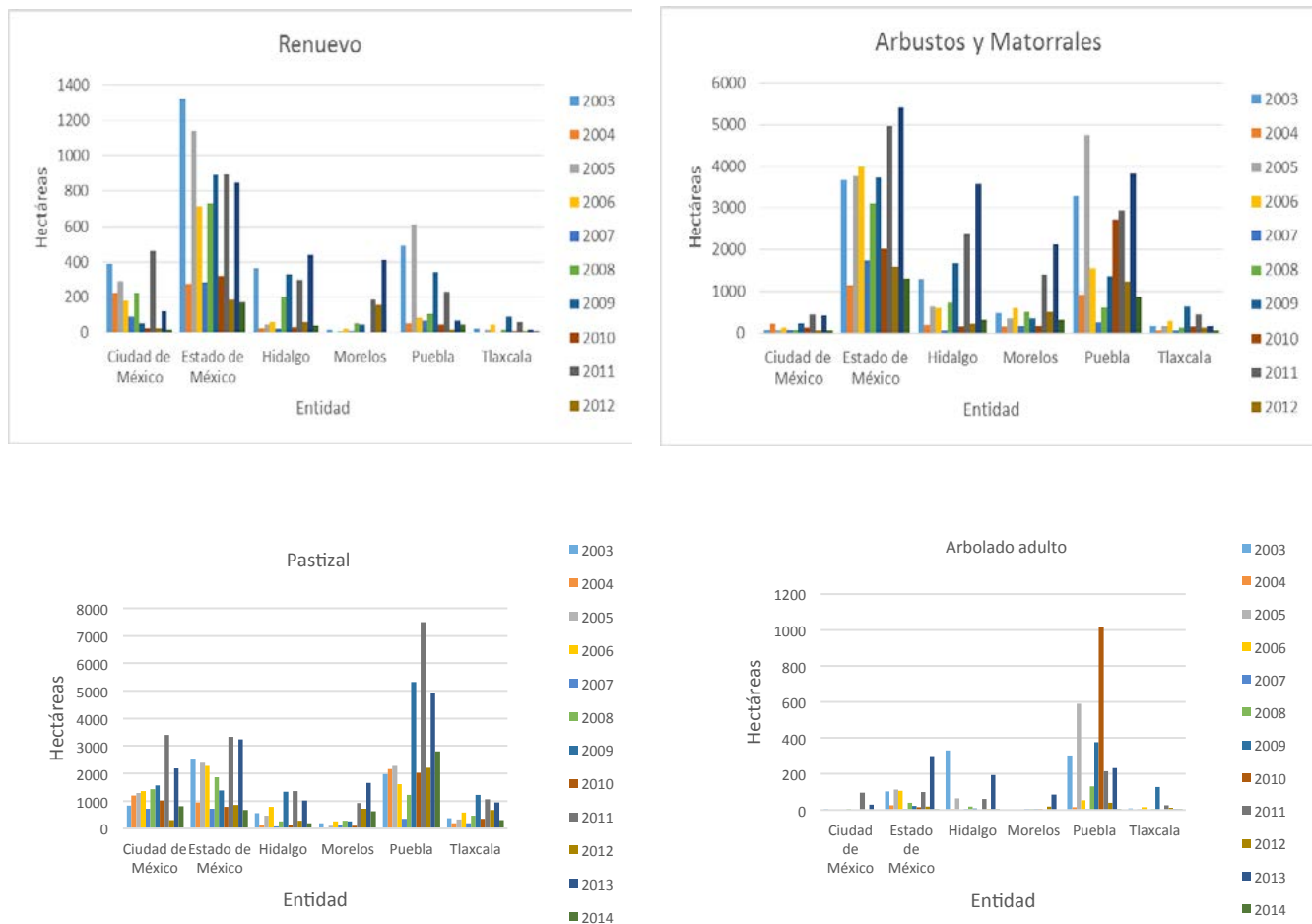


Figura 3. Tipos de cobertura vegetal quemada por los incendios forestales en el período 2003-2014.

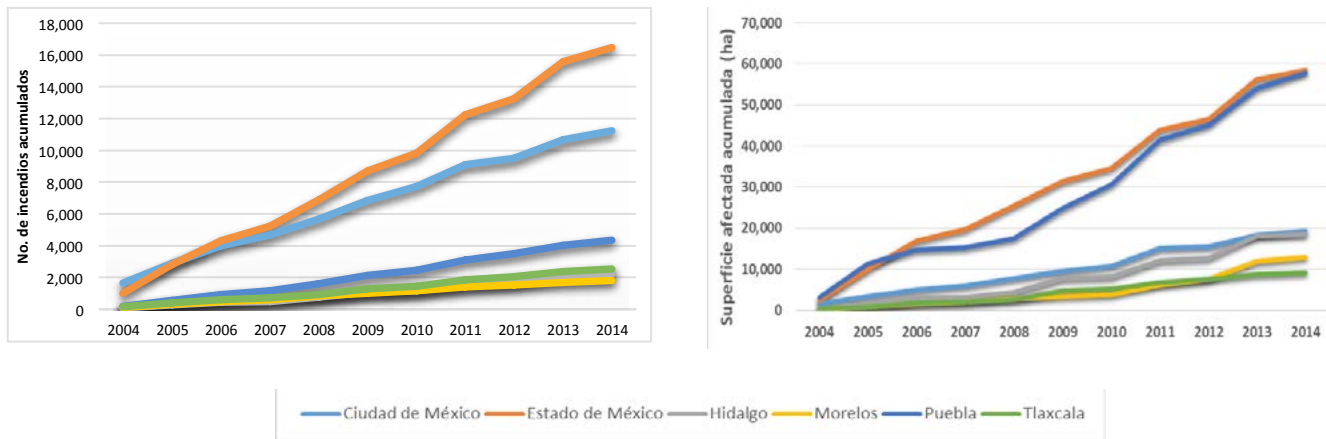


Figura 4. Número de incendios acumulados y superficie afectada acumulada por los incendios forestales en el período 2003-2014.

Conclusiones

El inventario de emisiones realizado para los incendios forestales en la CRCM en el período de estudio mostró que el año 2011 tuvo más emisiones de dióxido de carbono con un total de 194 046 ton.

Las emisiones de dióxido de carbono están asociadas directamente con el número e intensidad de los incendios.

Los estados más afectados por los incendios forestales y emisiones generadas por superficie fueron, para el período estudiado, Puebla y el Estado de México y por número de incendios los estados más afectados fueron la Ciudad de México y el Estado de México.

Los tipos de cobertura vegetal más afectados por los incendios fueron los predominantes en cada estado y las coberturas de mayor afectación son los pastizales y los arbustos y matorrales.

Bibliografía

- Akagi, S.K., R.J. Yokelson, C. Wiedinmeyer, M.J. Alvarado, J.S. Reid, T. Karl, J.D. Crouse and P.O. Wennberg. 2011. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* DOI:10.27532-27602.
- Bautista, F., N. Carbajal and L. Pineda. 2014. Estimation of Total Yearly CO₂ Emissions by Wildfires in Mexico during the Period 1999–2010. *Advances in Meteorology* 2014:1-8.
- Brito L. y A. Pedrozo. 2015. Capítulo 3: Inundaciones, heladas e incendios forestales. *En: Cavazos, T. (Ed.). Conviviendo con la Naturaleza: El problema de los desastres asociados a fenómenos hidrometeorológicos y climáticos en México.* REDESClim, México, Ediciones ILCSA. pp. 77-119.
- Cruz-Núñez X., L. Villers and C. Gay. 2014. Black carbon and organic carbon emissions from wildfires in Mexico. *Atmósfera* 2:165-172.
- CONAFOR. 2016. Incendios. Comisión Nacional Forestal, México. <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/incendios/> (Consulta: febrero 08, 2016).
- Delgado, J. 1998. Ciudad-región y transporte en el México central. Colección Ciudad y Región, Plaza Valdés (Eds.). México, DF. 221 p.
- EPA. 2008. National Emissions Inventory, version 2. Technical Support Document. June 2012, DRAFT U.S. Environmental Protection Agency. Office of Air Quality Planning and Standards. Air Quality Assessment Division. Emissions Inventory and Analysis Group. Research Triangle Park, North Carolina. 145 p.
- INECC. 2007. Recursos forestales. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/312/bosquespres.html> (Consulta: febrero 25, 2016).
- INEGI. 2015. Datos por área geográfica. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://www.beta.inegi.org.mx/> (Consulta: febrero 23, 2016).
- SMA. 2014. Inventario de emisiones de la zona metropolitana de la Ciudad de México, Gases de Efecto Invernadero y Carbono Negro 2010. Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal, México.

- Valero E., J. Picos y M. Herrera. 2007. Cálculo de las Emisiones de CO₂ por los Incendios de 2006 en la Provincia de Pontevedra (Galicia). *Wildfire* 2007. pp. 1-6.
- Yerena J.I., J. Jiménez, E. Alanís, O.A. Aguirre, M.A. González. y E.J. Treviño. 2013. Emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de incendios forestales de 2000-2011 en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. *CIENCIA-UANL* 62:68-75.
- Yokelson, R.J., I.R. Burling, J.B. Gilman, C. Warneke, C.E. Stockwell, J. de Gouw, S.K. Akagi, S.P. Urbanski, P. Veres, J.M. Roberts, W.C. Kuster, J. Reardon, D.W.T. Griffith, T.J. Johnson, S. Hosseini, J.W. Miller, D.R. Cocker, H. Jung and D.R. Weise. 2013. Coupling field and laboratory measurements to estimate the emission factors of identified and unidentified trace gases for prescribed fires. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13:89-116 DOI:10.5194/acp-13-89-2013.



1.9 Diseño de una herramienta computacional que calcula la reducción de gases de efecto invernadero como consecuencia del uso de la energía eólica

Sabás-Segura José¹

¹Instituto Tecnológico Superior de Abasolo. Blvd. Cuitzeo de los Naranjos No. 401, Col. Cuitzeo de los Naranjos, CP 36976, Abasolo, Guanajuato, México. Autor para correspondencia: jose.sabas.itesa@gmail.com

Resumen

En el presente trabajo se aborda uno de los beneficios que tiene el estudio de las energías renovables para el desarrollo sostenible, este es un ejercicio para que los estudiantes de Ingeniería Ambiental y Energías Renovables tomen conciencia sobre la importancia de la energía eólica. A través de la creación una herramienta computacional diseñada con la interfaz gráfica GUIDE de Matlab se determina la reducción en la emisión de gases de efecto invernadero, así como las ganancias económicas por la venta de bonos de carbono debido a las toneladas de dióxido de carbono evitadas.

Palabras clave: bonos de carbono, eólica, GUIDE, Matlab, efecto invernadero.

Abstract

This paper addresses one of the benefits of researching renewable energy sources for sustainable development purposes, this is an exercise designed for environmental engineering and renewable energy students to make them aware of the importance of wind power. Reductions in the amount of greenhouse gas emission to the atmosphere, as well as economic profit form the sell of carbon offsets due to avoided CO₂ production, are measured with a computer program, designed through Matlab's GUIDE graphic interface.

Key words: carbon offsets, windpower, GUIDE, Matlab, greenhouse effect.

Introducción

En el análisis de la energía eólica no solo son importantes los estudios sobre potencia y eficiencia de los aerogeneradores, también resulta de interés los análisis económicos, esto es debido a la creciente demanda por mayores energéticos y de reducir su costo tanto en México como en el mundo.

Es importante hacer comprender a los estudiantes sobre algunos de los retos para hacer eficiente el uso de energía eólica, dentro de los cuales destaca el poder conseguir un costo de kilowatt por hora competitivo en comparación con otras fuentes de energía, teniendo una mejor eficiencia en el precio comparado con el rendimiento.

Existen diferentes tipos de turbinas eólicas, que varían en tamaño, forma, número de hélices y como resultando se tienen diferentes potencias. Cada fabricante de turbinas eólicas tienen su propio estándar sobre la potencia y velocidad que sus aerogeneradores pueden admitir, algunos proveedores muestran las tablas de eficiencia de cada uno de sus modelos, es fundamental entender cómo funcionan cada turbinas con la que se trabaja para obtener mejores beneficios y establecer las estrategias de control adecuadas para la operación de los aerogeneradores.

El desarrollo e implementación de la energía eólica propone una nueva oportunidad a la humanidad, debido que se evita la dependencia a los combustibles fósiles y como consecuencia se tiene la reducción de gases de efecto invernadero. Este concepto representa una de las claves para comprender la importancia de las energías renovables.

Análisis para la instalación de un parque eólico

En la instalación de un parque eólico se debe realizar un estudio de los vientos en la zona donde se ubicara, para ello se debe recurrir a datos proporcionados por institutos, organismos o ministerios que hayan realizado mediciones con anterioridad en la zona, en caso de no existir reportes previos se debe realizar un análisis desde cero. En la Figura 1 se muestra un histograma de viento con las mediciones anuales de Oaxaca (Jaramillo y Borja, 2004).

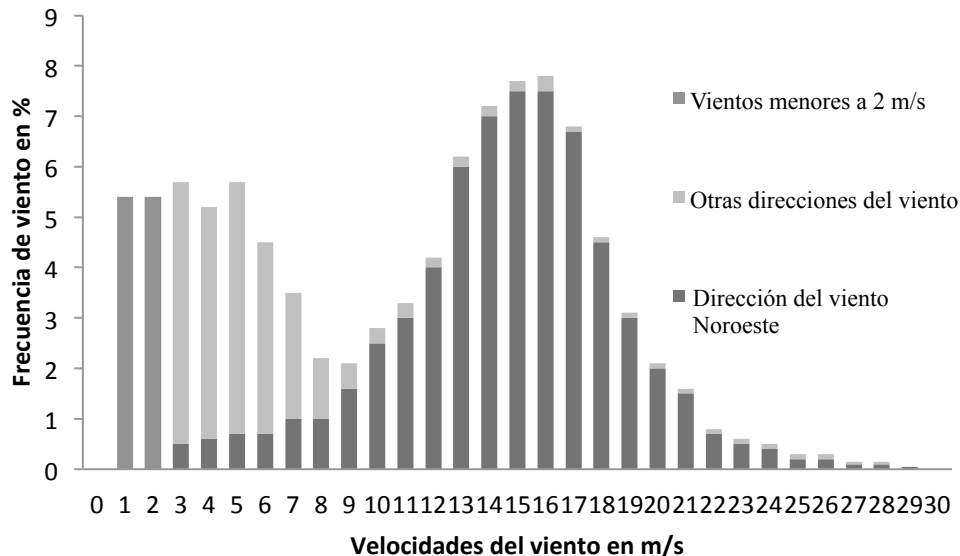


Figura 1. Histograma de frecuencia del viento para Oaxaca (Jaramillo y Borja, 2004).

En los datos mostrados por Jaramillo y Borja (2004) en su histograma de viento, resulta importante la dirección de los vientos predominantes; éstos se localizan con dirección noroeste, con esta dato es posible orientar los aerogeneradores dentro del parque.

La frecuencia del viento y el tipo de vientos mostrados en la Figura 1 indica la fuerza y dirección donde se registran predominantemente los vientos en la zona. Existen ciertas limitantes en la operación de los aerogeneradores, por lo cual hay rangos establecidos para las velocidades, con ello se mejora la conversión de energía. En el caso de Oaxaca Jaramillo y Borja (2004) indican que el tipo de velocidades del viento son altas y van desde los 10 m/s a los 17 m/s. Estas mediciones permiten estimar el potencial eólico en la zona.

Potencia de un aerogenerador

Existen softwares comerciales para el cálculo de potencia en un aerogenerador, pero este cálculo también puede realizarse de manera sencilla con el método desarrollado a continuación.

La potencia de un aerogenerador de cualquier tamaño se puede deducir conociendo la velocidad promedio del viento, así como el diámetro del rotor, por lo tanto se aplica la fórmula 1 (Tong-Kollmorgen, 2010).

$$P = \frac{1}{2} \rho A v^3 C_p \quad (1)$$

donde, P es la potencia del aerogenerador en watts, ρ es la densidad del aire en kg/m^3 , A , es el área que corresponde al rotor, v es la velocidad y C_p el coeficiente de potencia.

Así mismo se evalúa la densidad ρ , para la cual se utiliza la ley de los gases ideales visible en la fórmula 2.

$$p * V = n * R * T \quad (2)$$

donde, p es la presión atmosférica, V el volumen en m^3 del aire, n es el número de moléculas, R la constante universal de los gases igual a $287.05 J/(kg * K)$, y T la temperatura en K .

Por otro lado la densidad se describe en apego a la fórmula 3.

$$\rho = n/V \quad (3)$$

Si se despeja a n de la fórmula anterior se obtiene la ecuación 4.

$$\rho * V = n \quad (4)$$

Al reemplazar la ecuación 4 dentro de la fórmula 2 se llega a la expresión 5.

$$p * V = \rho * V * R * T \quad (5)$$

Por tanto, al despejar la densidad se deduce la ecuación 6.

$$\rho = \frac{p}{R * T} \quad (6)$$

El valor de la densidad varía debido al cambio en la temperatura ambiente, este estudio se puede mejorar si se incluye cambios en la presión atmosférica, ya que esta presión corresponde a nivel de mar; otros valores de las formulas corresponden a los valores del coeficiente de potencia C_p que tiene un valor de $16/27$, correspondiente al límite de Betz (Parra-Cuadras, 2001).

Con el cálculo mostrado se concluye que las diferencias del cálculo de potencia entre éstos y el método son ínfimas ($\pm 3\%$) (Berrutti, 2010).

Diseño de un parque eólico

Hay diferentes maneras para acomodar aerogeneradores dentro de un parque eólico, se debe tener en cuenta que cuando el viento atraviesa las turbinas de los aerogeneradores, este tiende a reducir su velocidad, por tanto en la siguiente turbina el viento llegara con menor fuerza; para reducir este efecto se sugiere utilizar el acomodo que se encuentra en la Figura 2, la cual muestra un espaciamiento óptimo entre turbinas.

El viento al cruzar por el aerogenerador entrega parte de su energía, por lo cual disminuye su presión y se expande luego de atravesar completamente por el aerogenerador, el viento que no interactuó con la turbina más el resultado de la interacción, se juntan y se comprimen; esta nueva estela de baja la presión de viento hasta nivelarlo con la presión ambiente, cuando se tiene esta condición nuevamente puede ingresar a una siguiente turbina eólica, a esto se le llama viento recuperado (Enriquez-Harper, 2011).

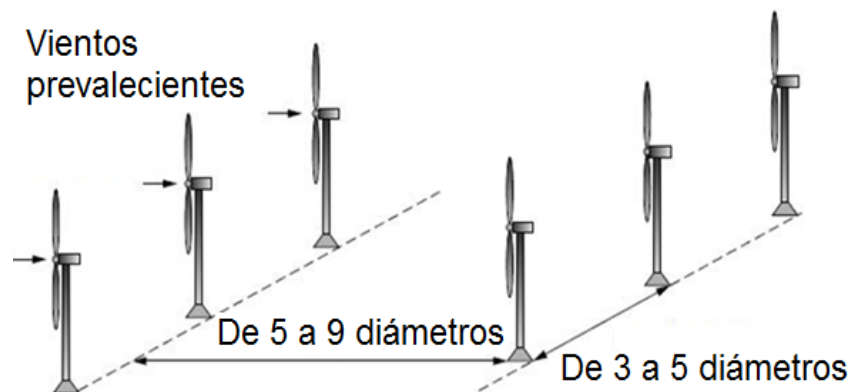


Figura 2. Espaciamiento óptimo de las torres se estima en 3-5 diámetros entre las turbinas de viento entre una fila y 5-9 diámetros entre filas (Zobaa y Ramesh, 2011).

Una mejora significativa en el uso de granjas eólicas es preparar el terreno para así aprovechar al máximo el recurso del viento, por ello resulta importante usar terrenos planos para la instalación de estos parques, de esta forma resulta crucial la información empírica recogida por los pobladores de una región en particular, para conocer las zonas donde la intensidad del viento es adecuada para una instalación de este tipo. Se lograrán muchos mejores resultados si el emplazamiento del sistema eólico corresponde a un análisis riguroso de información meteorológica del lugar en estudio, para así dimensionar correctamente el equipo comercial que mejor se acomode a una necesidad energética (SEMARNAT, 2015).

Para determinar el potencial de una pequeña granja eólica se necesita establecer una región existente y tomar sus mediciones, posteriormente elegir un posible número de aerogeneradores con el fin de determinar una potencia aproximada al año. El lugar que se elige en este estudio para hacer el análisis es la Venta Oaxaca, debido a las altas velocidades que alcanza el viento, como se puede observar en el histograma mostrado en la Figura 1, además ese histograma muestra la orientación geográfica que debe tener el parque eólico. También se debe realizar un estudio sobre el recurso eólico mes con mes para poder determinar el potencial máximo de la zona. Para este proyecto se tomarán las lecturas y mediciones hechas por Jaramillo y Borja (2004) donde muestran las lecturas tomadas mes con mes y donde se señala la velocidad del viento; éstas se observan en la Figura 3.

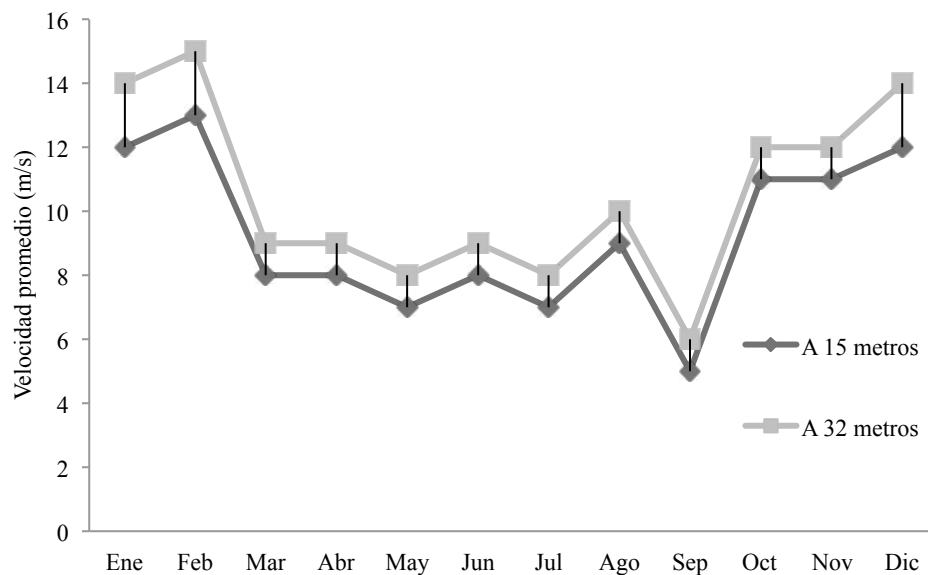


Figura 3. Promedio mensual de la velocidad del viento en la estación La Venta (Jaramillo y Borja, 2004).

En los gráficos de la Figura 3 es posible observar un comportamiento diferente del viento a alturas variadas, la línea que se encuentra más arriba corresponde a mediciones realizadas a 32 m de altura, contra la línea de abajo que corresponde a 15 m de altura. El cambio de velocidad del viento a diferentes alturas corresponde a un factor conocido rugosidad por el tipo de terreno. Para calcular la potencia total por mes del parque eólico se usan los valores de la velocidad del gráfico de la Figura 3, como se observa se tienen dos curvas y por tratarse de un aerogenerador de grandes dimensiones, se sugiere usar los valores tomados a 32 m de altura cuando se trate de aerogeneradores de grandes dimensiones.



Análisis costo beneficio de la energía eólica

Uno de los principales factores que ha impulsado el desarrollo de energías limpias es el aumento considerable en los costos de producción de los combustibles de origen fósil. De acuerdo con datos de la SENER (2013) el precio de estimado del gas LP se encuentra en aproximadamente 14.27 pesos por litro de acuerdo con los datos del mes de enero de 2015, aunado a la liberación del precio ha hecho que en los últimos años su precio este fluctuando. De acuerdo con la SENER (2013) se espera que en 2015 el precio del gas empiece a reducir, pero es un hecho que el uso de combustibles fósiles y su paulatino agotamiento traerán como consecuencia el aumento de los precios. Como consecuencia del aumento en los precios del gas, la generación eléctrica se verá afectada, generando aumentos en su producción.

Para revertir estos efectos en los costos de la producción eléctrica así como para evitar el daño al medio ambiente se han desarrollado nuevos parque de energía renovable en especial de la energía eólica. Año con año varios países a nivel mundial hacen esfuerzos por invertir en energías renovables con el fin de eliminar la dependencia al petróleo. En el caso de México el gobierno federal tiene como meta producir 35% de la energía eléctrica a partir de fuentes de energías renovables para el año 2027, esto se lograra a medida en que se integre a las empresas y estados del país en proyectos de este tipo, así como se mejoren los marcos jurídicos en la ley de promoción de las energías renovables y de aprovechamiento de las energías renovables.

El costo de instalación de un parque como el que propuso es de varios millones, por poner un ejemplo un solo un aerogenerador ENERCON E-126 tiene un costo de 14 millones de dólares más costos de instalación que incluyen el tendido eléctrico, transformadores, equipo auxiliar para el manejo y operación del parque eólico.

Si se pone en perspectiva el uso de energía eléctrica debida a un parque eólico en comparación con las plantas carboeléctricas o termoeléctricas de tipo ciclo combinado es posible encontrar que se generan grandes ahorros en la emisión de gases de efecto invernadero tales como el dióxido de carbono, dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno entre otros esto es debido a que cada kWh de electricidad producida generada por energía eólica en lugar de carbón evita: 0.60 kg de CO₂, (dióxido de carbono), 1.33 g de SO₂ (dióxido de azufre) y 1.67 g de NO_x, (óxidos de nitrógeno) (SEMARNAT, 2004). Estos datos tales como el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno se pueden cambiar por equivalencias en dióxido de carbono (Cuadro 1).

Cuadro 1. Indicadores de emisión de la contaminación atmosférica (De-Leeuw, 2002).

Contaminante	Conversión	Unidades
NO _x	310	Mg dióxido de carbono equivalente
SO ₂	0.031 250	Mg acidificación de potencial equivalente

Mg= megagramos.

Con estos datos es posible hacer un análisis en de cuantos contaminantes se evitan emitir a la atmósfera por el uso de la energía eólica. Por otro lado el dióxido de azufre (SO₂) no se considera como un equivalente directo del CO₂, debido que tiene un nivel bajo de acidificación, razón por la cual no se puede convertir para obtener un beneficio económico del mismo.

Mercado de bonos de carbono

Los bonos de carbono son una iniciativa que nace al alero del protocolo de Kyoto y en el cual se tiene por principal objetivo reducir el CO₂ del planeta. Esto quiere decir que las empresas y/o industrias que producen este gas, deben disminuir sus emisiones o no pasarse del límite permitido a cada país (límite que debe ser repartido para cada empresa y/o industria según lo estime el gobierno de ese país), logrando esto a través de las búsqueda de proyectos implementados en su propio territorio o en otros

países en vías de desarrollo, lo cual contaría como un proyecto dentro de su territorio, ya que se dice que la atmósfera es una sola (SEMARNAT, 2015). Los bonos de carbono se presentan como una forma de obtener ganancias a través de la venta de contaminantes de CO₂ evitados, para con ello generar una conciencia de cómo se pueden obtener beneficios. El nombre de “bonos de carbono” se ha dado como un nombre genérico a un conjunto de instrumentos que pueden generarse por diversas actividades de reducción de emisiones, entre estas actividades se tiene: Certificados de Reducción de Emisiones (CERs), Montos Asignados Anualmente (AAUs), Unidades de Reducción de Emisiones (ERUs), Unidades de Remoción de Emisiones (RMUs), Certificados de Reducción de Emisiones (CER).

Las opciones más comunes para la compra de bonos de carbono son: (i) compras Spot: el precio del bono y la cantidad de bonos se acuerdan en la fecha del acuerdo de compra-venta pero la entrega y el pago del bono se realizan en una fecha futura cercana. Se puede considerar como si la compra-venta ocurriera en el momento, aunque pasen unos días entre el pago y la entrega. Esto se hace para asegurar un precio conveniente para ambas partes y para reducir el riesgo de que el bono no se venda en el futuro (SEMARNAT, 2015) y, (ii) contratos de entrega futura: se acuerda la compra-venta de una cantidad específica de bonos al precio de mercado actual, pero el pago y la entrega se realizarán en fechas futuras, generalmente de acuerdo a un cierto calendario de entregas (SEMARNAT, 2015). Finalmente el precio de los bonos de carbono son por tonelada y la cotización es en euros por tanto al realizar este análisis será necesario trasladar los watts a kilowatts para obtener los kilogramos de CO₂, convertir los óxidos de nitrógeno (NO_x) a CO₂ equivalentes sumar los valores y multiplicar valor a toneladas por su precio en euros y hacer la conversión a pesos mexicanos.

Construyendo el programa en MATLAB-GUIDE

En esta sección se presenta como se elaboró la programación en MATLAB con la interfaz de GUIDE. Se muestran las fórmulas tanto las de potencia y densidad así como las conversiones a carbón de los megawatts generados en una planta de energía eólica.

En primer lugar se creó el entorno visual en GUIDE en el cual se colocaron los módulos de entradas y de mensajes, con la finalidad de crear un ambiente gráfico de trabajo. La propuesta final de la pantalla en la cual el usuario trabajará se muestra en la Figura 4a y Figura 4b. Dentro de los valores de entrada que se proponen están la temperatura ambiente, el diámetro del rotor, número de aerogeneradores existentes en el parque, diámetro del rotor del aerogenerador utilizado, tipo de cambio del euro y tipo de cambio del bono del carbono, además se requerirá los valores de las velocidades promedio del viento, este dato se puede obtener de la Figura 3.

Temperatura <input type="text"/>	Tipo de cambio del euro <input type="text"/>	
Diametro del rotor <input type="text"/>	Valor del bono del carbono <input type="text"/>	
Número de aerogeneradores <input type="text"/>		
Viento promedio en Enero <input type="text"/>	Viento promedio en Mayo <input type="text"/>	Viento promedio en Septiembre <input type="text"/>
Viento promedio en Febrero <input type="text"/>	Viento promedio en Junio <input type="text"/>	Viento promedio en Octubre <input type="text"/>
Viento promedio en Marzo <input type="text"/>	Viento promedio en Julio <input type="text"/>	Viento promedio en Noviembre <input type="text"/>
Viento promedio en Abril <input type="text"/>	Viento promedio en Agosto <input type="text"/>	Viento promedio en Diciembre <input type="text"/>

Figura 4a. Diseño de los valores de entrada en GUIDE para la interfaz gráfica propuesta.

Sustancias evitadas por el uso de Energía eólica en toneladas	Toneladas Equivalentes de CO2
CO2 <input type="text"/>	SO2 <input type="text"/>
SO2 <input type="text"/>	NOx <input type="text"/>
NOx <input type="text"/>	
Total de sustancias equivalentes en toneladas de CO2 <input type="text"/>	Total de sustancias equivalentes en toneladas CO2 sin contar al SO2 <input type="text"/>
<input type="button" value="Calcular"/>	Valor total en pesos por la posible venta de bonos de carbono <input type="text"/>

Figura 4b. Diseño de los valores de salida en GUIDE para la interfaz gráfica propuesta.

Primero se calcula la potencia con la ecuación 1, con el valor tomado de la potencia se deben obtener los kilowatts hora por día por tanto la potencia estimada se multiplica por el número de aerogeneradores que hay en el parque eólico, así también por 24 h, este valor nuevo valor se multiplica después por el número de días que tiene cada mes, así se obtiene la potencia de un aerogenerador por mes.

Los valores de salida serán las toneladas de sustancias evitadas a la atmósfera tanto de CO₂ SO₂ y NO_x, así como la conversión de estas dos últimas sustancias CO₂ equivalente. Se harán dos sumas de equivalencias de CO₂, una considerando al SO₂ y la otra sin considerarlo. Finalmente las últimas dos casillas muestran el valor económico por la venta de bonos de así como el tipo de cambio del euro. Una vez elaborada la interfaz en GUIDE se procedió a programar las formulas en el archivo de Matlab generado al correr el archivo de GUIDE. El código referente a las formulas quedo de la siguiente manera:

```
p= 101 325; %Presión atmosférica a nivel de mar en kPa
R= 287.05; %Constante universal de los gases
T= t+273.15; %Temperatura en Kelvin
den= p/(R*T); %Densidad
A= pi*(D^2)/2; %Área del rotor
cp= 0.59; %Coeficiente de potencia (límite de Betz)
```

%Cálculo de las potencias en kW por mes de acuerdo a la fórmula 1, variando la velocidad promedio del viento por mes.

```
p1= (N*cp*(((1/2)*den*A*EN.^3)/1000))*24*31;
p2= (N*cp*(((1/2)*den*A*FE.^3)/1000))*24*28;
p3= (N*cp*(((1/2)*den*A*MA.^3)/1000))*24*31;
p4= (N*cp*(((1/2)*den*A*AB.^3)/1000))*24*30;
p5= (N*cp*(((1/2)*den*A*MY.^3)/1000))*24*31;
p6= (N*cp*(((1/2)*den*A*JN.^3)/1000))*24*30;
p7= (N*cp*(((1/2)*den*A*JL.^3)/1000))*24*31;
p8= (N*cp*(((1/2)*den*A*AG.^3)/1000))*24*31;
p9= (N*cp*(((1/2)*den*A*SE.^3)/1000))*24*30;
p10= (N*cp*(((1/2)*den*A*OC.^3)/1000))*24*31;
p11= (N*cp*(((1/2)*den*A*NO.^3)/1000))*24*30;
p12= (N*cp*(((1/2)*den*A*DI.^3)/1000))*24*31;
```

```
pot= p1+p2+p3+p4+p5+p6+p7+p8+p9+p10+p11+p12; %Suma de las potencias
```

```
CO2= (pot*0.60)/1000; %Cálculo del CO2 evitado
NOx=(pot*0.00167)/1000; %Cálculo de los NOx evitados
SO2=(pot*0.00133)/1000; %Cálculo del SO2 evitado
```

```
eqNOx= NOx*310; %Conversión de NOx a CO2 equivalente
eqSO2= SO2*0.031250; %Conversión de SO2 a CO2 equivalente
CO2conSO2= CO2+eqNOx+eqSO2; %Suma con SO2 equivalente
CO2sinSO2= CO2+eqNOx; %Suma sin SO2equivalente
```

```
Venta= CO2sinSO2*E*B; %Valor de la venta de bonos de carbono (factor de equivalencia de los bonos
en euro y multiplicado por el tipo de cambio en pesos)
```

Introducido este código lo que resta es programar las entradas y salidas en la interfaz de GUIDE.

*Ejemplo de venta de bonos de carbono para la granja eólica propuesta*

Para el ejemplo propuesto de la granja eólica se vacían los datos en la interfaz creada. El primer dato corresponde al número de aerogeneradores el cual es 12, modelo ENERCON E-126 (cuyo diámetro es de 127 m), otros valores son los datos de la Figura 3 correspondiente a las velocidades del viento, también se considera el precio spot de los bonos (venta en el momento) para el mes de febrero de 2015 que tiene un valor de 7.01 € (euros), otro dato a utilizar es el de una tasa de cambio de un euro es igual a 17.30 pesos para el mes de febrero de 2015, al introducir estos datos se tiene una cantidad de 174 millones 648 mil 400 pesos de ganancia por venta de bonos de carbono, otros datos obtenidos se pueden ver en el Cuadro 2, así como en la Figura 5.

Cuadro 2. Cálculo de contaminantes que se pueden evitar por la instalación de la granja eólica propuesta y ganancia por bonos de carbono.

Sustancia	Total de sustancias contaminantes (Ton)	Equivalencia en CO ₂ de las sustancias (Ton)
CO ₂	773 078	773 078
SO ₂	1713.66	53.55
NO _x	2151.73	667 038
Total de equivalencia de CO ₂		1 440 179.55
Total de equivalencia sin incluir al SO ₂		1 440 126
Valor de la venta de bonos de carbono		174 648 400

Sustancias evitadas por el uso de Energía eólica en toneladas	Toneladas Equivalentes de CO ₂
CO ₂ 773078	
SO ₂ 1713.66	SO ₂ 53.5518
NO _x 2151.73	NO _x 667038
Total de sustancias equivalentes en toneladas de CO ₂	Total de sustancias equivalentes en toneladas CO ₂ sin contar al SO ₂
1.44017e+	1.44012e+006
Calcular	Valor total en pesos por la posible venta de bonos de carbono
	1.29553e+007

Figura 5. Resultado obtenidos en GUIDE por la venta de certificados CER.

Si este ejercicio se hace para ventas de certificado CER, a un precio para el mes de febrero de 2015 de 0.52 €, se tiene una ganancia de 12 millones 955 mil 373 pesos; desafortunadamente este esquema no se puede utilizar en México ya que no pertenece a los países Anexo 1 que firmaron el protocolo de Kioto.

Conclusiones

Cuando se trata de involucrar a los alumnos en el estudio de energías renovables, siempre los análisis económicos les resultaran interesantes, sobre todo para la parte de integración de proyectos.

Es indudable el potencial actual de las energías renovables, pero si estos beneficios no son aterrizados al potencial económico de ninguna manera tendrán el impacto y el respaldo necesario para su realización.

Dentro del documento se realizó la programación del dióxido de carbono evitado debido a la implementación de una granja eólica, así mismo en este análisis didáctico se mostró una ganancia generosa por la venta del carbono, por tanto si los estudiantes pueden mostrar análisis similares y en extenso en el uso de energías renovables pueden obtener muchas facilidades al solicitar apoyos de emprendedores.

Como una sugerencia futura es de resaltar que se tendrán mejores beneficios, recursos y subsidios cuando se trata de proyectos completamente renovables.

Al Analizar los dos esquemas estudiados, los certificados CER y los bonos de carbono, los estudiantes pueden decidir cuál esquema les resulta mejor con base en las necesidades que se tengan, otra ventaja es que al realizar un programa como el mostrado permitirá al estudiante adquirir habilidades básicas en la programación de Matlab-GUIDE.

Lo propuesto en este documento es recomendado sea mencionado a los alumnos durante los primeros años de su carrera para que analicen y sean conscientes de una de las múltiples ventajas económicas y de competencia que tienen las energías renovables, en comparación con la energías convencionales.

Finalmente este estudio puede ser complementado si se introducen dos o más energías renovables, constituyendo un sistema híbrido, así como añadiendo la legislación necesaria sobre el uso de energías alternas, con esto se pueden mejorar la ganancias por la venta de bonos de carbono y atraer un financiamiento real

Bibliografía

- Berrutti, F. 2010. Modelado y control de turbinas de aerogeneradores de velocidad variable. IEEE, 8° Encuentro de especialistas en Energía, Potencia, Instrumentación y Medidas. Montevideo, Uruguay.
- De-Leeuw, F. 2002. A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. *Environmental Science & Policy*, TOFP: Tropospheric Ozone Forming Potentials 5:135-145.
- Enriquez-Harper, G. 2011. El ABC de las instalaciones eléctrica en sistemas eólicos y fotovoltaicos. Limusa. pp. 193-290.
- Jaramillo, O.A. and M.A. Borja. 2004. Wind Speed Analysis in La Ventosa México: a bimodal probability ditribution case. *Renewable Energy* 29:1613-1630.
- Parra-Cuadras, A. 2001. Evaluación del Potencial Eólico y su Aplicación a Sistemas de Bombeo. IPN, México.
- SENER. 2013. Iniciativa Para el Desarrollo de las Energías Renovables En México, Energía Eólica. Secretaría de Energía, México.
- SEMARNAT. 2004. Integración del Inventario de Emisiones de fuentes fijas. Querétaro, México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- SEMARNAT. 2015. Cambio Climático. El mercado de los bonos de carbono. <http://cambioclimatico.inecc.gob.mx/sectprivcc/mercadobonoscarbono.html> (Consulta: mayo de 2015).
- Tong-Kollmorgen, W. 2010. Wind Power Generation and Wind Turbine Design. *Electricity Generation from Wind Energy*. Willey Press. pp. 1-14.
- Zobaa, A. and C. Ramesh. 2011. *Bansal Handbook of Renewable Energy Technology*. Ed. World Scientific.

2

Bioenergía

2.1 Balance de carbono y energía en la producción de biodiésel a partir de lípidos microbianos de levaduras comparado con aceites vegetales

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

Se ha señalado que para que los biocombustibles sean realmente sustentables deben provenir de fuentes de carbono residuales, evitando así los conflictos éticos y sociales de utilizar tierras y agua para su producción. 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 condiciones simples se obtiene un rendimiento de 0.23 g aceite/g glicerol, que es equivalente a reutilizar el 80% 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. Este rendimiento energético es similar a los obtenidos con aceite de palma (el aceite vegetal con mayor rendimiento). Pero con el uso de aceites de levaduras se reduce significativamente el uso de suelo, por cada hectárea a aproximadamente 3 m², para una misma producción de aceite en 20 veces menos tiempo sin acarrear deforestación ni quitar tierras a cultivos alimenticios.

Palabras clave: levaduras oleaginosas, biocombustibles, uso de suelo.

Abstract

It has been said that in order for biofuels become sustainable, they must come from residual carbon sources, avoiding in this way ethical and social conflicts concerning the use of lands and water for its production. 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 similar conditions a yield of 0.23 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. This energy yield is similar to those obtained from palm oil (vegetable oil with the highest yield). But when using oils from yeasts the land use is highly reduced, for every hectare to 3 m², for the same oil production in 20 times less time without deforestation and removal of land for food crops.

Key words: oleaginous yeasts, biofuels, land use.

Introducción

Debido a los problemas medioambientales que conlleva el uso de combustibles fósiles y la creciente escasez del mismo, se ha planteado y reforzado en muchos países el uso de biocombustibles, los cuales pueden ser una buena alternativa. Los biocombustibles se definen como combustibles derivados de fuentes biológicas (animales, vegetales o microorganismos) con propiedades similares a los combustibles fósiles y son capaces de sustituirlos (Nass *et al.*, 2007).

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 del 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 combustible (por cada unidad de energía gastada para su producción se ganan 3.2 unidades) 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 del 200% en el precio de los aceites vegetales (FAO-ONU, 2008; López-Pérez, 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, 2009; 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 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. La acumulación de lípidos en los microorganismos es debida a la presencia de una fuente de carbono en exceso y a una cantidad limitada de uno de los otros nutrientes preferentemente la fuente de nitrógeno en ambientes altamente aerobios (Ratledge y Wynn, 2002). 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 efectuar una comparación con el biodiésel producido a partir de aceites vegetales y el uso de suelo necesario.

Materiales y métodos

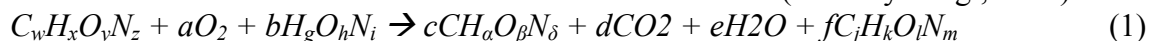
Cepa y condiciones de cultivo

La levadura de trabajo corresponde a la levadura registrada como NRRL Y-50998, aislada en el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (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 muestra el balance elemental del crecimiento microbiano (Shuler y Kargi, 1992).



donde, $C_w H_x O_y N_z$, $H_g O_h N_i$, $CH_\alpha O_\beta N_\delta$ y $C_j H_k O_l N_m$ 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 $C_j H_k O_l N_m$ no es utilizado para este estudio. De esta manera el balance de carbono se observa en la ecuación 2.

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

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.

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

donde, $\gamma_S = 4 + x - 2y$, $\gamma_B = 4 + \alpha - 2\beta - 3\delta$ y, $\gamma_P = 4j + k - 2l - 3m$.

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 con Erickson *et al.* (1978) puede ser correlacionada con el rendimiento de la biomasa $Y_{X/S}$ conforme a la ecuación 4.

$$\eta = (\sigma_B \gamma_B / \sigma_S \gamma_S) Y_{X/S} \quad (4)$$

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 5 (Meier *et al.*, 1986) con un 5% de margen de error.

$$Q_c = 33.5 (C\%) + 142.3 (H\%) - 15.4 (O\%) - 14.5 (N\%) \quad (5)$$

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 obtenidas del cultivo de la levadura, libre de agua.

Producción de biodiésel

Para la elaboración de biodiésel con los aceites obtenidos de la levadura oleaginosa, se utilizó la enzima inmovilizada 435 de Novozymes® como catalizador para la reacción de transesterificación a 45 °C y 300 rpm de agitación magnética durante 48 h. Las muestras fueron analizadas de acuerdo a Rivera *et al.* (2009).

Resultados y discusión

El cultivo de la levadura se detuvo a las 72 h debido a que en ese momento la totalidad del glicerol había sido consumida y se deseaba evitar que la levadura comenzara a consumir sus propios lípidos como fuente de carbono (Ratledge y Wynn, 2002).

Cuadro 8. Parámetros del cultivo de la levadura NRRL Y-50998 en biorreactor de 2 L.

Parámetro	Valor
Biomasa (peso seco, g/L)	11.9±0.2
Porcentaje de lípidos (% peso seco)	56±1.0
Lípidos (g/L)	6.7±0.3
$Y_{P/S}$ (g lípidos/g glicerol)	0.23±0.01
$Y_{X/S}$ (g biomasa /g glicerol)	0.40±0.01
μ (h^{-1})	0.20±0.04
q_P (g lípidos / g biomasa*h)	0.11±0.02
r_P (g lípidos / L*h)	0.4±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 y q_P = velocidad específica de producción de lípidos.

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 y el parámetro q_P es igualmente medido en relación a esta fase, estos factores, 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 56±1.0% con lo que se cumple el criterio para llamarla oleaginosa (Ratledge, 1991).

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 (Uçkun Kiran *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2014).

Los valores de los rendimientos $Y_{P/S}$ y $Y_{X/S}$ indican que el 40% en peso del glicerol añadido se va directamente a biomasa y el 23% a lípidos respectivamente.

El rendimiento de la reacción de transesterificación enzimática planteada con los lípidos obtenidos corresponde a un 96% de conversión de los lípidos a biodiésel.

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 NRRL Y-50998 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 $\text{CH}_{1.8}\text{O}_{0.5}\text{N}_{0.03}$. 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	Valor
γ_S	4.67
γ_B	4.71
η	0.53
Q_c (kJ/g)	22.2

γ_S = grado de reductancia del sustrato (glicerol); γ_B = grado 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 que 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 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.

En contraste, el balance energético de la producción de biodiésel a partir de aceites vegetales depende del clima, la región y el tipo de aceite (Zhang *et al.*, 2013). Se ha reportado que el biodiésel obtenido con aceite de palma es el que presenta un mayor rendimiento energético (ligado al alto rendimiento del cultivo), el cual se encuentra entre 1.6 y 4.7 veces la energía para su elaboración (Zhang *et al.*, 2013), pero conlleva una mayor área de producción que para el caso de los lípidos microbianos.

Uso de suelo en la producción de diferentes aceites

En el Cuadro 3 se presentan los rendimientos por hectárea en la producción de diferentes aceites que han sido utilizados para elaborar biodiésel. De acuerdo con el Cuadro 3, el cultivo con mayor rendimiento por hectárea es la palma de aceite, la cual tiene un rendimiento de aceite promedio, en un cultivo ya maduro, de 3.8 ton/ha/año (OWA, 2013). A partir de estos datos se calcula que en una hectárea de palma de aceite madura (4 años), se producen alrededor de 9.6 kg/d de aceite. Mientras que la levadura utilizada en este trabajo, podría producir la misma cantidad de aceite en un periodo menor a 2 meses en un reactor de 10 000 L que podría ser ubicado en un área de suelo de menos de 3 m², cuyo rendimiento diario sería de 58.3 kg/d. De esta manera, tanto en tiempo como en área de suelo utilizada, los rendimientos de producción de aceite con la levadura oleaginosa son mucho mayores que los de la



palma de aceite; además de considerar que no implica un desgaste del suelo que podría ser utilizado para cultivos alimenticios o que implicaría deforestación de especies endémicas.

Por todo lo anterior, se plantea como una alternativa factible el uso de lípidos microbianos en la producción de biocombustibles como el biodiésel.

Cuadro 3. Rendimiento de producción de aceites vegetales (Tickell y Tickell, 2003).

Cultivo	Rendimiento (kg/ha)
Maíz	145
Algodón	273
Soya	375
Arroz	696
Cacao	893
Cacahuete	890
Colza	1000
Oliva	1019
Jojoba	1528
Jatrofa	1590
Aguacate	2217
Coco	2260
Palma de aceite	hasta 5000

Además, se debe considerar que la producción de aceites vegetales conlleva igualmente a la obtención de residuos como son los granos libres de lípidos que tienen que ser tratados o buscarles una aplicación redituable.

Conclusiones

Los resultados deberán ser analizados e interpretados objetivamente en congruencia también con los objetivos y metodologías descritas en las secciones precedentes. Aunado a esto, se sugiere confrontar estos resultados con investigaciones publicadas por otros autores (citas) para así discutir las posibles causas de diferencias o congruencias encontradas.

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. En condiciones simples se obtiene un rendimiento de 0.23 g aceite/g glicerol que es equivalente al 80% del valor teórico y por tanto equivalente a reutilizar el 80% del carbono en el mismo proceso.

Los resultados obtenidos indican que con la producción de biodiésel a partir de los lípidos de la levadura, presentan rendimientos energéticos similares a los obtenidos con aceite de palma (el aceite vegetal con mayor rendimiento). Pero reducen el uso de suelo por cada hectárea a aproximadamente 3 m², para una misma producción de aceite en 20 veces menos tiempo. Reduciendo así la deforestación y sin quitar tierras a cultivos alimenticios.

Se debe considerar que con la optimización del proceso propuesto es posible mejorar aún más los rendimientos.

Agradecimientos

A CONACYT por la beca de doctorado otorgada a Xochitl Niehus y por el apoyo financiero al proyecto CB-2014-01- 237737. A la Red Temática BIOCATTEM por los apoyos recibidos.

Bibliografía

- 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.
- López-Pérez, E. 2008. Análisis y perspectivas del mercado mundial de aceites, grasas y proteínas. Comité Nacional Sistema Producto Oleaginosas - *MERCADOS*. http://www.oleaginosas.org/art_198.shtml (Consulta: abril 02, 2016).
- 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.
- Nass, L.L., P.A.A. Pereira and D. Ellis. 2007. Biofuels in Brazil: An overview. *Crop Science* 47(6):2228-2237.
- 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: Paz-Pellat F. y J. Wong-González (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014*. Texcoco, Estado de México, México, 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. 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.
- Ratledge, C. and J.P. Wynn. 2002. The biochemistry and molecular biology of lipid accumulation in oleaginous microorganisms. *Advances in Applied Microbiology* 51:1-44.
- 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. 2009. 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. GreenTeach Publishing, USA.
- 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.
- Uçkun Kiran, E., A. Trzcinski and C. Webb. 2013. Microbial oil produced from biodiesel by-products could enhance overall production. *Bioresource Technology* 129(0):650-654.
- Vicente, G., L.F. Bautista, R. Rodriguez, 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.
- Zhang, X., S. Yan, R.D. Tyagi and R.Y. Surampalli. 2013. Energy balance and greenhouse gas emissions of biodiesel production from oil derived from wastewater and wastewater sludge. *Renewable Energy* 55:392-403.



2.2 Cultivos de *Dunaliella salina* con medios alternativos. Determinación de pigmentos y lípidos

Rodríguez-Palacio Mónica C.¹; Acosta-Martínez M. L.¹ y Lozano-Ramírez C.¹

¹Laboratorio de Ficología Aplicada, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 189, Col. Vicentina, CP 09340, Ciudad de México, Distrito Federal.

Autor para correspondencia: mony@xanum.uam.mx

Resumen

Dunaliella salina es una microalga halofílica que encuentra comúnmente en depósitos de agua salada en zonas de condiciones climáticas rigurosas; en el presente estudio, se recolectaron muestras para cultivo de *D. salina* de salineras ubicadas en las costas de Manzanillo, Colima. Las microalgas fueron aisladas mediante la técnica de micropipetas de punta adelgazada en medio L1 a 35 ups. Una vez establecidos los cultivos, se sometieron a ciclos de luz:oscuridad de 12:12 y de 20:4 y se cultivaron en los medios de cultivo convencionales L1 y el BG11 y en medios alternativos: Bayfolan forte y ácido húmico de lombriz (AC-H). Los experimentos se hicieron en biorreactores de 16 L. Se tomaron muestras cada tercer día, determinando la producción de biomasa por conteo de células en cámara Neubauer; la extracción y cuantificación de lípidos por el método de Bligh y Dyer, (1959) y el método de calcinación de Marsh y Weinstein (1966); para los pigmentos, se utilizó el protocolo de Jeffrey y Humphrey (1975). El medio de cultivo más eficiente en cuanto a la producción de biomasa algal fue el AC-H siguiéndole el BG11 en el ciclo 12:12. El contenido de β -caroteno fue de 5.12 y 13.57% y la concentración de lípidos totales fue 33.13% para el medio AC-H y 74.81% para el BG11. A pesar de la diferencia entre ambos medios en cuanto a la producción de lípidos, se recomienda el uso del biofertilizante como medio de cultivo ya que es más económico y eficiente para quienes quieran producir a gran escala. El uso de AC-H ofrece además ventajas ambientales ya que se trata de compuestos edáficos modificados por la actividad biológica de las lombrices, éstos son fácilmente atacados por la biota bacteriana reincorporándose a las microalgas con gran facilidad y rapidez favoreciendo la producción de biomasa a una tasa muy alta con la consecuente toma de CO₂ de la atmósfera.

Palabras clave: medios de cultivo, lípidos, β -caroteno.

Abstract

Dunaliella salina is an halophilic microalga that is commonly found in salt water bodies under extreme environmental conditions. We collected the *Dunaliella* in salt production places along seashores in Manzanillo, Colima. Microalgae were isolated by glass thinned micropipettes. Cultured medium used was L1 at 35 ups. Once cultures were stabilized they were submitted to 12:12 and 20:4 light:darkness cycle. After, cultures were growth in L1 and BG11 conventional culture media, Bayfolan Forte and earthworm humic acid. Experiments were carried out using 16 L bio-reactors. Samples were taken every third day. Biomass was calculated by cellular count using a Neubauer chamber. Lipids were obtained and quantified by Bligh and Dyer method (1959), and calcination Marsh and Weinstein method (1966). Pigments were processed by Jeffrey and Humphrey method (1975). The most efficient cultured medium for biomass production was earthworm humic acid with a 12:12 cycle. This was followed for BG11 medium with a 12:12 cycle. β -carotene content was 5.12% and 13.57%. Total lipid concentration was 33.13% for earthworm humic acid medium and 74.81% for BG11 medium. In spite of differences related to two media about lipids production, it is highly recommendable the earthworm

humic acid because of the minor price what is particularly useful if the aim is the great scale production. The use of AC-H also offers environmental benefits because it is modified by the biological activity of earthworms on soil compounds, these are easily attacked by bacterial biota rejoining to microalgae with great ease and speed favoring biomass production to a very high rate with the consequent taking of CO₂ from the atmosphere.

Key words: culture media, lipids, β -carotene.

Introducción

Las microalgas son un conjunto heterogéneo de microorganismos en su mayoría fotosintéticos, unicelulares, procariontes (cianobacterias) y eucariontes, que se localizan en hábitats diversos tales como aguas marinas, dulces, salobres, residuales o en el suelo, bajo un amplio rango de temperaturas, pH y disponibilidad de nutrientes; se les considera responsables de la producción del 50% del oxígeno y de la fijación del 50% del carbono en el planeta. Se han identificado alrededor de 40 000 especies aunque se estima que existen más de 100 000, de las cuales con frecuencia se desconoce su composición bioquímica y metabolismo (Arredondo y Vázquez-Duhalt, 1991; Sheehan *et al.*, 1998; Hu *et al.*, 2008; Ben-Amotz *et al.*, 2009).

Estos microorganismos pueden proporcionar una fuente constante de bioproductos donde sobresalen los precursores de biocombustibles, el metano producido por la digestión anaeróbica de la biomasa de algas (Spolaore *et al.*, 2006), el biodiesel derivado del aceite de microalgas (Sawayama *et al.*, 1995; Sheehan *et al.*, 1998; Banerjee *et al.*, 2002; Gavrilesco y Chisti, 2005) y producción de biohidrógeno fotobiológico (Ghirardi *et al.*, 2000; Akkerman *et al.*, 2002; Melis, 2002; Fedorov *et al.*, 2005; Kapdan y Kargi, 2006).

La biotecnología para cultivos de microalgas tiene muchas ventajas en contraste con los cultivos tradicionales de plantas. Se puede citar mayor eficiencia fotosintética, eficacia superior en la asimilación de nutrientes y periodos cortos de producción sostenida durante todo el año a causa de los breves tiempos de duplicación de las microalgas. Además los cultivos microalgales son independientes de la estacionalidad inherente a los cultivos agrícolas y de la fertilidad del suelo, requieren de menores cantidades de agua y son flexibles ante el tipo y la calidad de ésta, por lo que prosperan convenientemente tanto en aguas marinas, como dulces, salobres y residuales. Una ventaja adicional estriba en la posibilidad de obtener subproductos como proteínas, carbohidratos, biopolímeros, pigmentos, etc., a partir de la biomasa microalgal residual una vez que los lípidos han sido extraídos (Arredondo y Vázquez-Duhalt, 1991; Chisti, 2007; Williams, 2007; Dismukes *et al.*, 2008; Schenk *et al.*, 2008; Gouveia y Oliveira, 2009; Meng *et al.*, 2009; Rodolfi *et al.*, 2009).

México debido a su excelente ubicación geográfica, es un país que tiene una elevada biodiversidad y esta se ve reflejada en todos los grupos, particularmente en el fitoplancton; por lo que en el país se cuenta con el acervo biológico para establecer cultivos y explotar las microalgas nativas de manera provechosa, sin necesidad de importar especies microalgales de otros países o ceparios.

Dunaliella salina pertenece al Orden Volvocales y a la Familia Polyblepharidiaceae, es una especie halofítica o halotolerante, posee una membrana plasmática cubierta de una superficie mucosa la cual le permite adaptarse a las condiciones hipertónicas o hipotónicas. Aunado a esto produce una elevada cantidad de β -caroteno, aproximadamente 10 -14% de su peso seco, el cual ella utiliza para proteger el fotosistema de la irradiación y para el hombre es una excelente fuente de vitaminas, antioxidantes, ácidos grasos polisaturados (Kay, 1991; Chidambara-Murthy *et al.*, 2005; Hosseini-Tafreshi y Shariati, 2007) también se han reportado útiles en aplicaciones en la industria médica y farmacéutica para prevención del melanoma, carcinomas y para controlar los niveles de colesterol (Hosseini-Tafreshi y Shariati, 2007).

Dentro de las posibles aplicaciones también se menciona como fuente de biocombustible al producir glicerol líquido (Ben-Amotz *et al.*, 1985; Ginzburg y Ginzburg, 1993; Tsukahara y Sawayama, 2005), para biorremediación, tratando aguas residuales y removiendo metales pesados (Takimura *et al.*, 1996; Hirata *et al.*, 2001).

Sin embargo, aunque varios autores han estudiado esta especie no hay una metodología definida que indique exactamente como producir un incremento en la producción de lípidos y β -caroteno, por lo que se recomienda estudiar diferentes cepas, medios de cultivo y diferentes condiciones ambientales, para obtener estos bioproductos (Hosseini-Tafreshi y Shariati, 2009).

El objetivo principal del trabajo fue establecer cultivos clonales de la especie *Dunaliella salina* y cultivarla en diferentes medios para analizar la calidad de la biomasa obtenida principalmente en relación a los lípidos totales y β -caroteno.

Materiales y métodos

Recolecta del material

El muestreo se realizó en las costas de Manzanillo, Colima (19° 0' 10, 25" Norte y 104° 8' 48,64" Oeste), donde se encuentran varios depósitos de sal marina. Se tomaron muestras de salmuera y agua de la zona, para ello se utilizó una espátula y tubos de 50 ml con tapa de rosca. Las muestras se rotularon y trasladaron al laboratorio para su análisis.

Medios de cultivos

Se prepararon los medios convencionales; L1 (Guillard y Hargraves 1993) y BG11 (Stanier *et al.*, 1971) y como alternativos, los fertilizantes foliares Bayfolan forte y Ácido húmico de lombriz (AC-H) (Cuadro 1), los cuales se prepararon en una proporción de 1 ml por cada litro de agua destilada. A todos los medios se les agregaron 35 gramos/L de sal marina.

Cuadro 1. Comparación de nutrientes de los fertilizantes.

Bayfolan forte		Acido húmico de Lombriz AC-H	
Componentes	% en peso/peso	Componente	Cantidad
Nitrógeno total (N)	11.47%	Nitrógeno total (N)	8.68 ppm
Fósforo (P ₂ O ₅)	8%	Fósforo asimilable (K ₂ O)	2.5 ppm
Potasio (K ₂ O)	6%	Potasio asimilable (K ₂ O)	3.27 ppm
Boro (B)	0.036%	M.O.	60.12 ppm
Cobre (Cu)	0.040%	Ácidos húmicos y fúlvico	17.80 ppm
Hierro (Fe)	0.050%	Calcio	7.21 ppm
Molibdeno (Mo)	0.005%	Fito reguladores naturales	600 ppm
Zinc (Zn)	0.080%	Magnesio	0.48 ppm
Clorhidrato de Tiamina	0.004%	Azufre	3100 ppm
Azufre (S)	0.230%	Fierro	1500 ppm
Calcio (CaO)	0.025%	Zinc	70 ppm
Cobalto (Co)	0.002%	Manganeso	1500 ppm
Manganeso (Mn)	0.036%	Cobre	152 ppm
Magnesio (Mg)	0.025%	Boro	30 ppm
Ácido Indol Acético	0.003%	Molibdeno	50 ppm
		Cobalto	2 ppm

Aislamiento y establecimiento de los cultivos clonales

Las muestras de agua y de salmuera colectadas, se incubaron por 8 d en la cámara de cultivo a 22 °C y ciclo de luz:oscuridad de 12:12; las células y quistes de interés se aislaron por la técnica de micropipeta de punta adelgazada (Arredondo-Vega y Voltolina, 2007; Rodríguez-Palacio *et al.*, 2011), colocándose en tubos eppendorff con medio de cultivo L1 a 35 ups con las mismas condiciones durante 8 d. Pasado este tiempo, se procedió a escalarse a mayor volumen y posteriormente se mantuvieron en tubos de 15 ml con resiembras periódicas cada 30 d.

Bioensayos con los cuatro medios de cultivo

Se seleccionó una de las cepas clonales aisladas, para realizar la investigación, se trabajó en volúmenes de 1 L, probando los cuatro medios de cultivo L1 (Guillard y Hargraves 1993), BG11 (Stanier *et al.*, 1971) Bayfolan forte y Ácido húmico de lombriz, AC-H. Así mismo se colocaron en diferentes condiciones de fotoperíodo 12:12 y 20:4 de luz:oscuridad. Todo se realizó por triplicado. Se tomó 1 ml de cada matraz cada tercer día y se fijó con acetato de lugol para los conteos celulares, los cuales se hicieron utilizando la cámara de Neubauer (Arredondo-Vega y Voltolina, 2007) (Figura 1). Analizando los resultados obtenidos, se procedió a montar cultivos en biorreactores de 16 L en el medio de cultivo y ciclo de luz:oscuridad donde se obtuvo mayor crecimiento algal en corto tiempo.



Figura 1. Proceso de escalamiento (a) microfotografía de un cultivo en fase de crecimiento exponencial, (b) tubos con 10 ml de cultivo, (c) matraces con 100 ml de cultivo, (d) matraces con 1 L de cultivo que se utilizaron para inocular a los biorreactores de 16 L de cultivo (e).

El escalamiento de los cultivos se realizó en una proporción del 10% con cultivos siempre en fase de crecimiento exponencial.

Análisis bioquímicos

La biomasa algal se cosechó por centrifugación, se congeló y liofilizó. Para el análisis de lípidos se utilizó el método de Bligh y Dyer (1959) y el método de calcinación de Marsh y Weinstein (1966), las

muestras se leyeron en un espectrofotómetro Thermo Spectronic Genesys 10 UV a 375 nm, calibrando el equipo con un blanco de ácido sulfúrico que se trató de igual manera que las muestras.

La extracción y cuantificación de proteínas se realizó por el método de Lowry *et al.* (1951). Las muestras se leyeron en el espectrofotómetro a 750 nm, calibrado el equipo con un blanco preparado de 1 ml de NaOH 0.1 N. La determinación de carbohidratos totales se realizó por la técnica propuesta por Dubois *et al.* (1956) y se calculó a partir de la ecuación de la recta obtenida de la curva de calibración (Arredondo-Vega y Voltolina, 2007).

Análisis de pigmentos

Los pigmentos se analizaron con el protocolo para la extracción de pigmentos liposolubles de Jeffrey y Humphrey (1975) y Strickland y Parson, (1972). Se tomaron 20 ml de los cultivos los cuales fueron centrifugados a 4.500 rpm, durante 10 min, se desechó el sobrenadante y la pastilla celular se colocó en un tubo de vidrio limpio forrado con papel de aluminio y se resuspendió con acetona al 100% agitándolo con vortex. Las muestras se dejaron reposar 24 h a 4 °C.

Pasado este tiempo se sonicaron en baño de hielo por dos ciclos de 5 min y se centrifugaron, separando el extracto de pigmentos y pasándolo a un tubo limpio. Se leyeron en un espectrofotómetro previamente calibrado con acetona.

Para calcular la concentración de las clorofilas se utilizaron las ecuaciones 1 y 2 indicadas por Jeffrey y Humphrey (1975) y Humphrey (1979).

$$\text{clorofila } a = 11.93 A_{664} - 1.93 A_{647} \quad (1)$$

$$\text{clorofila } b = 20.36 A_{647} - 5.50 A_{664} A_{647} \quad (2)$$

Para los carotenos totales se usaron las ecuaciones de Strickland y Parsons (1972) ($\mu\text{g/ml}$):
Carotenoides = $10 A_{480}$.

Análisis estadísticos

Para el análisis de las curvas de crecimiento se probó la normalidad con la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Para probar diferencias significativas debidas al medio de cultivo se realizó un ANOVA univariado y para las medias se realizó una prueba de comparaciones múltiples de Tukey-Kramer.

Resultados

Tasas de crecimiento de Dunaliella salina

El Crecimiento de *D. salina* en los cuatro diferentes medios de cultivo en volumen de cultivo de 1 L, se observa en la Figura 2, y el crecimiento en los medios BG11 y AC-H en volumen de 16 L, en la Figura 3.

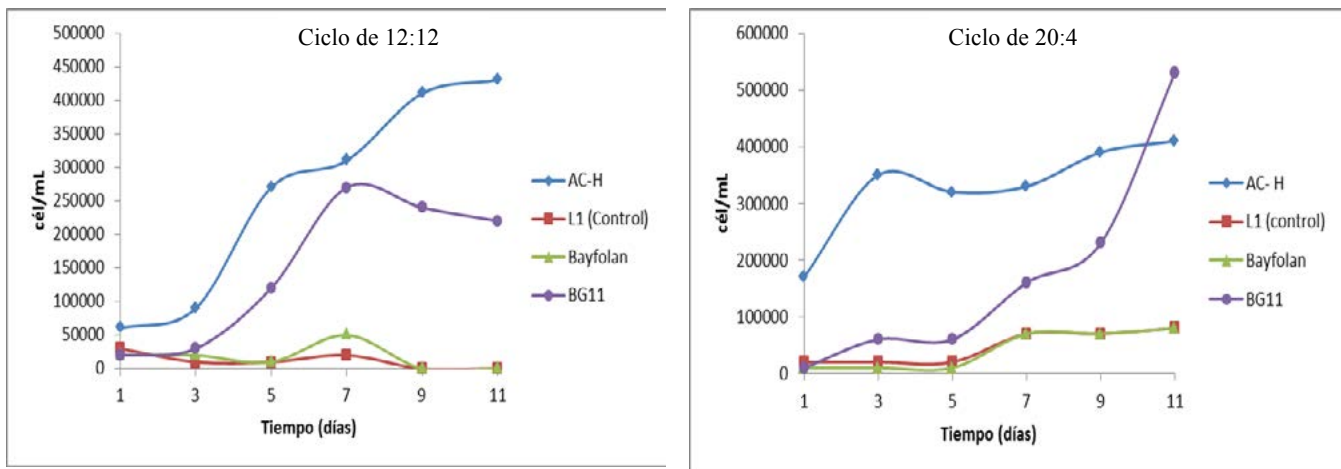


Figura 2. Crecimiento de *D. salina* en los cuatro diferentes medios de cultivo en volumen de cultivo de 1 L.

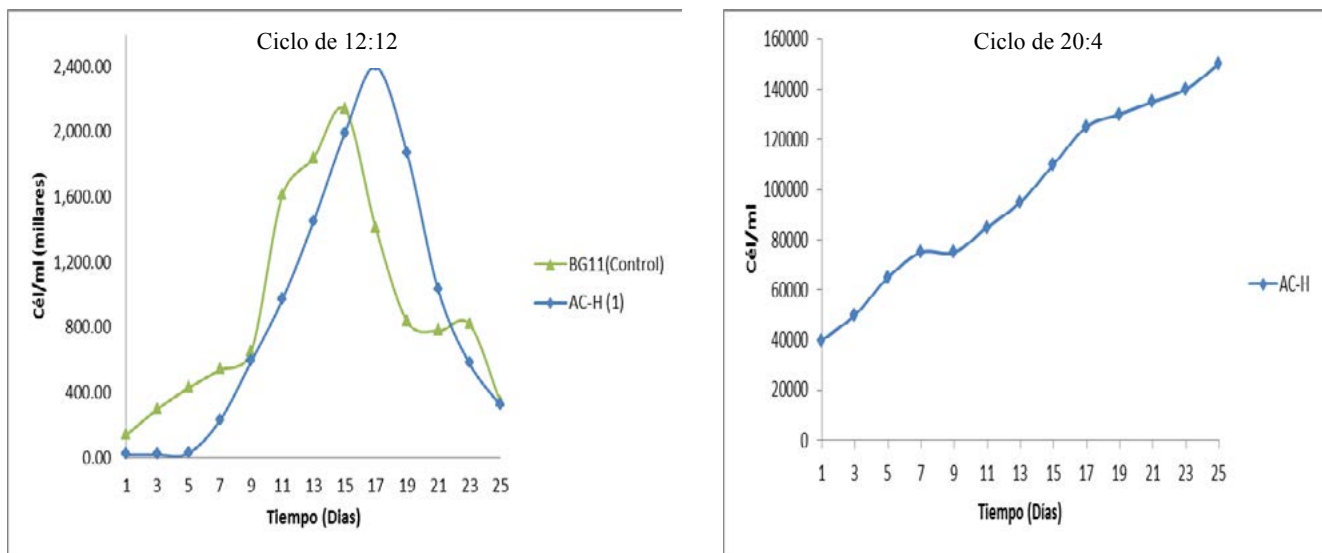


Figura 3. Crecimiento de *D. salina* en los medios BG11 y AC-H en volumen de 16 L.

Resultados de los análisis bioquímicos

En la Figura 4 se muestran los resultados de los análisis bioquímicos de lípidos, carbohidratos y proteínas y, en la Figura 5 y Cuadro 2 el contenido de pigmentos.

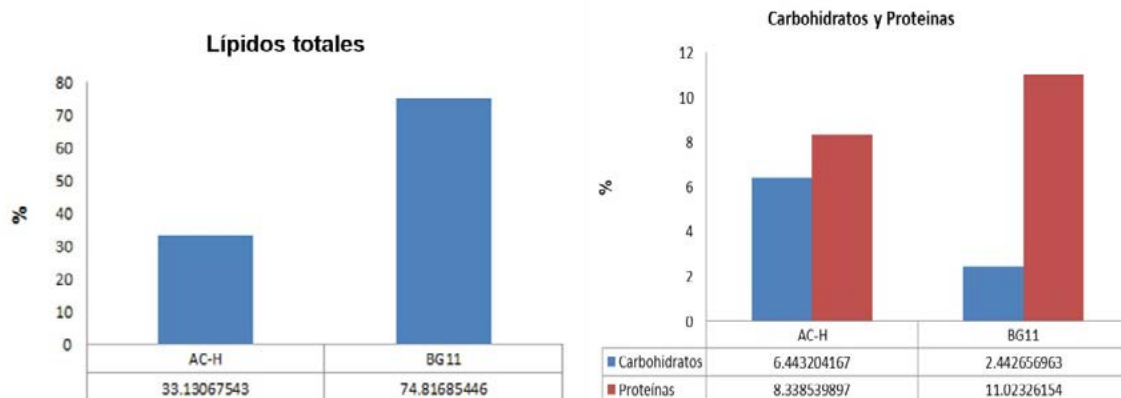


Figura 4. Lípidos, carbohidratos y proteínas.

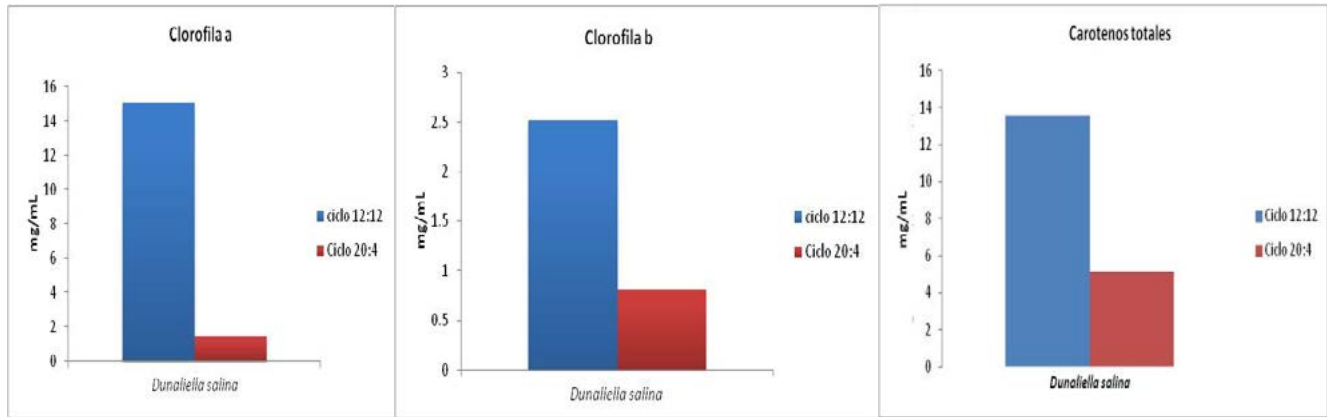


Figura 5. Contenido de Pigmentos.

Cuadro 2. Pigmentos.

Pigmentos	Ciclo 12:12	Ciclo 20:4
Clorofila a	15.06%	1.44%
Clorofila b	2.51%	0.81%
Carotenos totales	13.57%	5.12%

Análisis Estadístico

De las curvas de crecimiento realizadas con la prueba de Kolmogorov-Smirnov, se comprobó que todos los crecimientos obtenidos con los diferentes medios de cultivo presentaron normalidad. Para probar diferencias significativas debidas al medio de cultivo se realizó un ANOVA univariado y se realizó una prueba de comparaciones múltiples de Tukey-Kramer, los resultados fueron: Bioensayos en el ciclo 12:12 matraces de 1 L se observaron diferencias significativas con un alfa de 0.05 ($p < 0.005$).

La prueba de comparaciones múltiples de Tukey-Kramer agrupó como los mejores tratamientos a ACH y L1, agrupando a Bayfolan y BG-11 en un grupo sin diferencias significativas.

Bioensayos en el ciclo 20:4 matraces de 1 L se observaron diferencias significativas con un alfa de 0.05 ($p < 0.005$). La prueba de comparaciones múltiples de Tukey-Kramer agrupó como los mejores tratamientos a L1 y Bayfolan se agruparon sin diferencias significativas, quedando enseguida ACH y BG-11 al final.

Dunaliella salina en los ciclos 12:12 y 20:4 en bioreactores de 16 L el ANOVA no mostró diferencias significativas en estos tratamientos y condiciones experimentales.

Discusión

Existen reportes de cultivos de la especie *Dunaliella salina* para obtención de biomasa como alimento de peces, producción de glicerol y producción de carotenoides, principalmente β -caroteno (Borowitzka y Borowitzka, 1989; Vázquez-Suárez *et al.*, 2007), sin embargo también se ha documentado que esta producción varía dependiendo de la cepa, el medio y de las condiciones de cultivo (Hosseini-Tafreshi y Shariati, 2009).

Este trabajo se enfocó en el crecimiento celular en medios de cultivos convencionales y alternativos, buscando en éstos últimos una opción redituable para realizar cultivos a gran escala, ya que éstos fertilizantes son de bajo costo y fácil manejo.

Analizando la primera fase de crecimiento algal ciclo de 12:12 y en matraces de 1 L, la prueba de Tukey-Kramer agrupó como los mejores tratamientos a ACH y L1. En la Figura 2 se observa que en el medio AC-H registró una máxima densidad celular de 4.3×10^5 , en el ciclo de 12:12; siendo un poco menor en el ciclo de 20:4 con 4.1×10^5 .

En otros estudios donde utilizaron el medio de cultivo F/2 para la producción de biomasa de *Dunaliella* sp. se encontró que el crecimiento celular reportado por Fimbres *et al.* (2010) fue de 1.2×10^6 cél/ml, mientras que el registrado por Vázquez-Suárez *et al.* (2007) fue de 0.36 y 1.6×10^6 cél/ml, muy similar al que se obtuvo en este estudio al escalar en biorreactores de 16 L, ya que en ambas condiciones de iluminación, con el medio AC-H se logró una biomasa algal de 2.4×10^6 y en el medio convencional BG11 se obtuvo un resultado muy similar de 2.14×10^6 . En el ciclo de 20:4 se obtuvieron 1.5×10^5 en el mismo periodo de tiempo, lo cual indica un retraso en el crecimiento, sin embargo la curva se encontraba en fase de crecimiento exponencial (Figura 3). El ANOVA no mostró diferencias significativas en estos tratamientos y condiciones experimentales.

El porcentaje de lípidos totales que presentaron los cultivos de *Dunaliella salina* fue de 33.13% para el medio AC-H y 74.81% para el medio BG11 (Figura 4). Aunque la diferencia en biomasa algal no fue significativa, la concentración de lípidos en el BG11 duplicó la cantidad de lípidos presentes en el medio AC-H, con estos resultados se puede decir que el medio BG11 es mejor para inducir una mayor concentración de lípidos en las células.

En otros experimentos en donde se estudian diferentes aspectos para mejorar o evaluar las concentraciones de lípidos totales para *Dunaliella salina* se reportan las siguientes concentraciones: Vázquez-Suárez *et al.* (2007) reportan una concentración de 7.69%-10.75% de lípidos totales, Ben-Amotz *et al.*, (1985) y, Arredondo y Vázquez-Duhalt (1991), registran concentraciones que van desde 9.2-47.2% de contenido lipídico. Con base en los datos reportados por los autores antes mencionados, se afirma que se obtuvo una buena concentración de lípidos totales sobre todo en el medio BG11, lo cual abre la pauta para poder escalar los cultivos con fines industriales, para la producción de biomasa y extracción este bioproducto.

También se evaluó la cantidad de carbohidratos y proteínas (Figura 4). Para carbohidratos se obtuvo 6.44% en el medio AC-H y 2.44% en el medio BG11, Vázquez-Suárez *et al.* (2007) reportan una concentración de carbohidratos de 8.4-12.7%, similar a la publicada por Renaud *et al.* (1994) quienes reportan valores de 11%. Las proteínas tuvieron un porcentaje de 8.33% para AC-H y 11.02% para el medio BG11, estas concentraciones son muy bajas con respecto a las reportadas por Vázquez-Suárez *et al.* (2007), que registraron valores de 38.3-52.8%; desde el punto de vista nutricional, si los valores de el presente estudio hubieran sido más elevados, esta biomasa algal rica en proteínas y carbohidratos podría destinarse a larvicultura o acuicultura (Higuera 1989; Vázquez-Suárez *et al.*, 2007).

En cuanto a los pigmentos, los carotenos son de suma importancia para la célula y se conoce que estos aumentan según el nivel de irradiación que recibe el cultivo (Ben-Amotz *et al.*, 1988) y pueden alcanzar mayores concentraciones si se limita la disponibilidad de nitrógeno en el medio de cultivo, lo cual pudo haber ocurrido en esta investigación, porque se cosechó cuando el cultivo estaba en fase estacionaria. Loeblich (1982); Ben-Amotz *et al.* (1988); Ben-Amotz y Avron, (1989) y Marín *et al.* (1998) indican que el aumento de carotenoides y el cambio en la tonalidad de los cultivos se hace evidente en células estresadas por deficiencia de nutrientes.

La relación en producción de pigmentos en las gráficas (Figura 5 y Cuadro 2) indica que en el ciclo de 12:12 se obtuvo mayor producción de clorofila a, b y carotenos totales, esto último a pesar que las células en el ciclo de 20:4 estuvieron sometidas a mayor iluminación. Sin embargo se requieren condiciones extremas como elevada temperatura y salinidad para mejores resultados, ya que esta especie es capaz de almacenar cantidades significativas de este pigmento (desde 30 a 90%) (Ben-Amotz *et al.*, 2009); en el presente estudio se obtuvo contenido de β -caroteno entre 5.12 y 13.57% muy por debajo de lo que reporta la literatura para esta especie. Pero el contenido de lípidos superó lo reportado en la literatura especializada.

Conclusiones

Los cuatro medios de cultivo utilizados en este estudio demostraron ser de gran utilidad tanto en el mantenimiento de las diferentes cepas de *Dunaliella salina* como en diversas experiencias de cultivo.

Los mayores valores de densidad celular presentados por los medios de cultivo BG11 y sobre todo AC-H muestran la potencialidad de estos medios para ser utilizados en cultivos de forma masiva permitiendo disminuir costos en la producción de biomasa microalgal.

El fertilizante foliar AC-H es una buena alternativa para la producción masiva de biomasa algal en ambos ciclos de luz: obscuridad, siendo el ciclo de 12:12 el más conveniente.

Los resultados obtenidos en los análisis bioquímicos muestran un alto contenido lipídico y una excelente adaptación de la cepa a los medios alternativos lo cual reduce costos de producción cuando se piense en escalar para fines comerciales.

Se recomienda seguir trabajando con esta especie, ahora con diferentes concentraciones de salinidad a fin de determinar si esto influye en la mayor acumulación de lípidos susceptibles a la transesterificación.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la empresa Biomex, Biotecnología Mexicana en Microalgas. S.A. de C.V., por el financiamiento de la beca otorgada a la estudiante Acosta Martínez; asimismo al proyecto Divisional “Cultivos de Microalgas, Usos Potenciales. Caribe y Golfo de México” DCBS-UAMI.

Bibliografía

- Akkerman, I., M. Janssen, J. Rocha, and R.H. Wijffels. 2002. Photobiological hydrogen production: photochemical efficiency and bioreactor design. *International Journal of Hydrogen Energy* 27:1195-1208.
- Arredondo, B.O. y R. Vázquez-Duhalt. 1991. Aplicaciones biotecnológicas en el cultivo de microalgas. *Ciencia y Desarrollo* 17:99-111.
- Arredondo-Vega, B.O. y D. Voltolina. 2007. Métodos y Herramientas Analíticas en la evaluación de la biomasa microalgal. CIBNOR. 102 p.
- Banerjee, A., R. Sharma, Y. Chisti and U.C. Banerjee. 2002. *Botryococcus braunii*: a renewable source of hydrocarbons and other chemicals. *Critical Reviews in Biotechnology* 22:245-279.
- Ben-Amotz, A., T.G. Tornabene and W.H. Thomas. 1985. Chemical profile of selected species of microalgae with emphasis on lipids. *Journal of Phycology* 21:72-81.
- Ben-Amotz, A., S. Mokady and M. Avron. 1988. The beta-carotene-rich alga *Dunaliella bardawil* as a source of retinol in rat diet. *British Journal of Nutrition* 59:443.
- Ben-Amotz, A. and M. Avron. 1989. The biotechnology of mass culturing *Dunaliella* for products of commercial interest. *En: Cresswell, R.C., T.A.V. Rees and N. Shan (Eds.) Algal and Cyanobacterial Biotechnology*. Longman scientific and technical press. London. pp. 90-114.
- Ben-Amotz, A., J.E.W. Polle and D.V. Subba Rao. 2009. *The Alga Dunaliella Biodiversity, Physiology, Genomics and Biotechnology*. Science Publishers. 541 p.
- Bligh, G.E., and J.W. Dyer. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology* 37(3):911-917.
- Borowitzka, L.J. and M.A. Borowitzka. 1989. β -carotene (provitamin A) production with algae. In *Biotechnology of Vitamins, Pigments and Growth Factors* (Ed.). Vandamme, E.J., London: Elsevier Applied Science. pp. 15-26.
- Chidambara-Murthy, K.N., A. Vanitha, J. Rajesha, M. Mahadeva Swamy, P.R. Sowmya, and G.A. Ravishankar. 2005. *In vivo* antioxidant activity of carotenoids from *Dunaliella salina* -a green microalga. *Life Sciences* 76:1381-1390.
- Chisti, Y. 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances* 25:294-306.
- Dismukes, G.C., D. Carrieri, N. Bennette, G.M. Ananyev and M.C. Posewitz. 2008. Aquatic phototrophs: efficient alternatives to land-based crops for biofuels. *Current Opinion in Biotechnology* 19:235-240.
- Dubois, M., K.A. Gilles, J.K. Hamilton, P.A. Rebers, and F. Smith. 1956. Colorimetric method for determination of sugar and related substances. *Analytical Chemistry* 28:350-356.

- Fedorov, A.S., S. Kosourov, M.L. Ghirardi and M. Seibert. 2005. Continuous H₂ photoproduction by *Chlamydomonas reinhardtii* using a novel two-stage, sulfate-limited chemostat system. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 121-124:403-12.
- Fimbres, O.D., L.R.M. Castillo, A.M. López y J.A. López. 2010. Crecimiento y biomasa de *Dunaliella* sp. cultivada en medios limitantes en nitrógeno. *Biocencia* 7(3):58-66.
- Gavrilescu, M. and Y.Chisti. 2005. Biotechnology a sustainable alternative for chemical industry. *Biotechnology Advances* 23:471-499.
- Ghirardi, M.L., J.P. Zhang, J.W. Lee, T. Flynn, M. Seibert, and E. Greenbaum. 2000. Microalgae: a green source of renewable H₂. *Trends in Biotechnology* 18:506-511.
- Ginzburg, M. and B.Z. Ginzburg, 1993. Effect of light intensity of adaptation of *Dunaliella* to very high salt concentrations. *Journal of Experimental Botany* 44:1561-1567.
- Gouveia L., and A.C. Oliveira. 2009. Microalgae as raw material for biofuels production. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 36:269- 274.
- Guillard, R. and P.E. Hargraves. 1993. *Stichochrysis immobilis* is a diatom, not a Chrysophyte. *Phycology* 32:234-236.
- Higuera, M. 1989. Requerimientos de proteína y aminoácidos en peces. In: FAO (Ed.). *Nutrición y alimentación de peces y camarones cultivados*. Roma. pp. 53-98.
- Hirata, K., Y. Tsujimoto, T. Namba, T. Ohta, N. Hirayanagi, H. Miyasaka, M.H. Zenk, and K. Miyamoto. 2001. Strong induction of phytochelatin synthesis by zinc in marine green alga, *Dunaliella tertiolecta*. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 92:24-29.
- Hosseini-Tafreshi and Shariati. 2009. *Dunaliella* biotechnology: methods and applications. *Journal of Applied Microbiology* 107:14-35.
- Hu, Q., M. Sommerfeld, E. Jarvis, M. Ghirardi, M. Posewitz, M. Seibert and A. Darzins. 2008. Microalgal triacylglycerols as feedstock for biofuel production: perspectives and advances. *Plant Journal* 54:621-639.
- Humphrey, G. F. 1979. Photosynthetic characteristics of algae grown under constant illumination and light dark regimes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 40:63-70.
- Jeffrey, S.W. and G.F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, cl and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167:191-194.
- Kapdan, I.K. and F. Kargi. 2006. Bio-hydrogen production from waste materials. *Enzyme and Microbial Technology* 38:569-582.
- Kay, R. A. 1991 Microalgae as food and supplement. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 30:555-573.
- Loeblich, L. A. 1982 Photosynthesis and pigments influenced by light intensity and salinity in the halophile *Dunaliella salina* (Chlorophyta). *Journal of the Marine Biological Association. United Kingdom* 62:493-508.
- Lowry, O.H., N.J. Rosenbrough, A.L. Farr and R.J. Randall. 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry* 193:265-272.
- Marín, N., F. Morales, C. Loderiros and E. Tamigneaux. 1998. Effect of nitrate concentration on growth and pigment synthesis of *Dunaliella salina* cultivated under low illumination and preadapted to different salinities. *Journal of Applied Phycology* 10:405-411.
- Marsh, B.J. and B.D. Weinstein. 1966. Simple charring method for determination of lipids. *Journal of Lipid Research* 7:574-576.
- Melis, A. 2002. Green alga hydrogen production: progress, challenges and prospects. *International Journal of Hydrogen Energy* 27:1217-1228.
- Meng, X., X. Yang, X. Xu, L. Zhang, Q. Nie and M. Xian. 2009. Biodiesel production from oleaginous microorganisms. *Renewable Energy* 34:1-5.
- Renaud, S., L. Pary and T. Luong-Van. 1994. Microalgae for use in tropical aquaculture I: Gross chemical and fatty acid composition of twelve species of microalgae from the Northern Territory, Australia. *Journal of Applied Phycology* 6:337-345.
- Rodolfi, L., G.C. Zittelli, N. Bassi, G. Padovani, N. Biondi, G. Bonini and M.R. Tredici. 2009. Microalgae for oil: strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor. *Biotechnology & Bioengineering* 102:100-112.
- Rodríguez-Palacio, M.C., L. Crisóstomo-Vázquez, S. Álvarez-Hernández and C. Lozano-Ramírez. 2011. Strains of toxic and harmful microalgae, from wastewater, marine, brackish and freshwater. *Food Additives & Contaminants: Part A*, DOI:10.
- Sawayama, S., S. Inoue, Y. Dote and S.Y. Yokoyama. 1995. CO₂ fixation and oil production through microalga. *Energy Conversion and Management* 36:729-31.
- Schenk, P.M., S.R. Thomas-Hall, E. Stephens, U.C. Marx, J.H. Mussgnug, C. Posten, O. Kruse and B. Hankamer. 2008. Second generation biofuels: high-efficiency microalgae for biodiesel production. *BioEnergy Research* 1:20-43.



- Sheehan, J., T. Dunahay, J. Benemann and P. Roessler. 1998. A look back to the US Department of Energy's Aquatic Species Program-biodiesel from algae. National Renewable Energy Laboratory, Golden CO; Report NREL/TP-580-24190. 328 p.
- Spolaore, P., C. Joannis-Cassan, E. Duran and A. Isambert. 2006. Commercial applications of microalgae. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 101:87-96.
- Stanier, R.Y., R. Kunisawa, M. Mandel and G.Cohen-Bazire. 1971. Purification and properties of unicellular bluegreen algae (Order Chroococcales). *Bacteriological Reviews* 35:171-205.
- Strickland, J. and T. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada. Ottawa, Canadá. 310 p.
- Takimura, O., H. Fuse, K. Murakami, K. Kamimura and Y. Yamaoka. 1996. Uptake and reduction of arsenate by *Dunaliella* sp. *Applied Organometallic Chemistry* 10:753-756.
- Tsukahara, K. and S. Sawayama. 2005. Liquid fuel production using microalgae. *Journal of the Japan Petroleum Institute* 48:251-259.
- Vásquez-Suárez, A., M. Guevara, G. Salazar, B.O. Arredondo-Vega, R. Cipriani, N. Lemus y C. Lodeiros. 2007. Crecimiento y composición bioquímica de cuatro cepas de *Dunaliella* para ser utilizadas en acuicultura. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas Universidad Del Zulia, Maracaibo, Venezuela Volumen 41, No. 2, 2007. pp. 181-194.*
- Williams, P. J. 2007. Biofuel: microalgae cut the social and ecological costs. *Nature* 450:478.

2.3 Obtención de pectina y azúcares fermentables a partir de harinas de residuos de limón italiano (*Citrus limon* L. Burns)

Pacheco-López Neith¹; Herrera-Pool Emanuel¹; Gongora-Cauich José¹; González-Flores Tania¹; Patrón-Vázquez Jesús; Lizardi-Jimenez Manuel² y Sánchez-Contreras Angeles¹

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. Carretera Sierra Papacal-Chuburna Puerto Km 5, CP 97302, Sierra Papacal, Yucatán.

²Instituto Tecnológico Superior de Tierra Blanca, Veracruz, México.
Autor para correspondencia: npacheco@ciatej.mx

Resumen

La gran cantidad de residuos generados por la industria cítrica en México, ha llevado a la búsqueda de alternativas de aprovechamiento de los mismos, debido a que la cáscara, bagazo y semilla de limón presentan moléculas de interés biotecnológico como la pectina, celulosa y hemicelulosa entre otras, el presente trabajo tuvo como objetivo obtener pectina a partir de harinas de residuos de limón italiano así como evaluar la hidrólisis de dichos residuos para la obtención de azúcares fermentables. Lo anterior con la finalidad de poder ser utilizados como posibles sustratos para producción de bioetanol. Los resultados indicaron la factibilidad de la recuperación de pectina con un rendimiento del 20%, en cuanto a la liberación de glucosa a partir de harinas de limón italiano gastadas de polifenoles y pectinas, se observó que de los cuatro tipos de hidrólisis evaluadas (explosión a vapor, hidrólisis asistida por sonicación, hidrólisis ácida e hidrólisis básica), la hidrólisis básica presentó los mejores resultados (40 g de glucosa por kg de harina) ya que no sólo se obtuvieron mayores concentraciones de glucosa sino también se evitó la formación de hidroximetilfurfural y furfural, lo anterior utilizando condiciones de 30 min de hidrólisis a 60 °C con una concentración de hidrolizante 1 N.

Palabras clave: biomasa, hidrólisis glucosa, furfural.

Abstract

The large amount of waste generated by the citrus industry in Mexico, has led to the search for alternatives to use them. Due to lemon skin, bagasse and seeds have molecules of biotechnological interest as pectin, cellulose and hemicellulose among others, this study aimed to obtain pectin from flours obtained from Italian lemon waste and evaluate the hydrolysis of such waste to produce fermentable sugars. This with the purpose to be used as potential substrates for bioethanol production. The results indicated the feasibility of pectin recovery with yield around 20%. In relation to the release of glucose from Italian lemon flours of polyphenols and pectin free, it was observed that from the four types of hydrolysis evaluated (steam explosion, hydrolysis assisted by sonication, acid and alkaline hydrolysis), alkaline hydrolysis showed the best results (40 g of glucose per kg flour). Not only because a higher glucose concentrations obtained, but also because formation of hydroxymethylfurfural and furfural is avoided, using conditions of hydrolysis for 30 min at 60 °C with a 1N NaOH concentration.

Key words: biomass, glucose hydrolysis, furfural.



Introducción

México ocupa el quinto lugar a nivel mundial en producción de cítricos con un valor estimado de 8000 millones de pesos por año, lo que hace a la citricultura una actividad de gran importancia en el país, siendo los principales productos cultivados la naranja y el limón, seguidos de mandarina y toronja.

A su vez Yucatán se encuentra dentro de los mayores productores de limón del país, sin embargo sólo alrededor del 40% del producto es aprovechado como aceite, esencia o jugo y el 60% restante considerado como un residuo formado de cáscaras, bagazo y semillas es desechado a los alrededores.

Los subproductos generados en la industria citrícola son conocidos por su alto contenido de moléculas bioactivas. En particular la cáscara y pulpa son una fuente de fibra dietética ya que proporcionan una cantidad equilibrada de la fracción soluble en agua (Russo *et al.*, 2014). Además contienen compuestos de interés industrial como los polifenoles, flavonoides, limonoides, ácidos fenólicos, cumarinas, polimetoxiflavonas, carotenoides y un alto contenido de pectina, la cual ha sido ampliamente utilizada en la industria alimenticia. Adicionalmente estos residuos presentan celulosa y hemicelulosa que mediante procesos de hidrólisis química, física o enzimática, pueden liberar azúcares como hexosas y pentosas para su futura aplicación como sustrato en la obtención de bioetanol.

Hoy en día se hace necesario el procesamiento de materiales generados en la industria alimentaria considerados como de desecho, con el fin de disminuir el impacto ambiental producido, así como otorgarle un valor agregado que justifique la inversión del capital en el tratamiento del mismo, esta evolución toma en manifiesto el aprovechamiento integral de subproductos considerados como residuos buscando posibles compuestos que puedan ser aprovechados en otras áreas de la industria.

El objetivo de este trabajo fue obtener pectina a partir de harinas de residuos de limón italiano así como la hidrólisis de dichos residuos para la obtención de azúcares fermentables.

Materiales y métodos

Materia prima

El material vegetal utilizado fue harina de limón italiano (*Citrus limón* L Burns) libre de polifenoles obtenido a partir de residuos generados por la Juguera de Akil del Estado de Yucatán.

Análisis proximales

La humedad (NMX-F-428-1982), acidez titulable (método 942.15, AOAC), cenizas (método 923.03, AOAC), pH (NMX-F-317-S-1978), proteína soluble, determinación de fibra total, soluble e insoluble (Van Soest) y azúcares reductores.

Obtención de pectina

Extracción mediante hidrólisis ácida mediante la utilización de ácido cítrico al 0.1 N a 90 °C por 90 min y precipitación con etanol al 96%.

Hidrólisis física y química

Evaluación de dos métodos físicos para la hidrólisis de las harinas de limón: a) explosión a vapor en el cual se evaluó el tiempo de exposición de las harinas (5, 10, 15, 20, 40 y 60 min), a temperatura fija de 120 °C; 1.0 g de harina (B.S) en proporción 1:20 p/v con agua destilada, las pruebas fueron realizadas en una autoclave (Esterilizador Vertical Ecoschel) y, b) hidrólisis asistida por ultrasónico en el cual se evaluó el tiempo de exposición de las harinas (5, 10, 15 y 20 min), a una temperatura fija de

22 °C, y una amplitud de onda del 50%; 1.0 g de harina (B.S.) en una proporción 1:20 p/v con agua destilada, las pruebas fueron realizadas en un sonicador por ultrasonido (Ultrasonic processor CV 188).

Para la hidrólisis química se planteó un diseño factorial 3 x 2 en el que se evaluó tiempo, temperatura y concentración; se realizaron dos tipos de hidrólisis química, una empleando H₂SO₄ (hidrólisis ácida) y la otra con NaOH (hidrólisis básica); para cada prueba se empleó 1.0 g de harina (B.S.) en una proporción 1:20 p/v con el solvente. Los niveles de prueba de cada factor para la hidrólisis ácida y básica se representan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Niveles de prueba de factor de hidrólisis ácida y básica.

Factor	Bajo	Alto
1 Concentración de H ₂ SO ₄ /NaOH /(N)	0.5	1.0
2 Temperatura (°C)	60	90
3 Tiempo (min)	30	60

Determinación de furfural e hidroximetilfurfural por Cromatografía líquida de ultra eficiencia (UPLC)

En la determinación de los compuestos inhibidores de la fermentación se utilizó una columna Acquity UPLC HSSC₁₈ de 130Å, 1.8 µm, 2.1 x 50 mm. El método bifásico usado contenía para ambas fases agua: ácido acético: metanol, eluyente A (80:2:18) y un eluyente B (8:2:90), siguiendo un sistema de gradiente. Se mantuvo un flujo de 0.2 ml/min y el volumen de inyección fue de 2 µm. El PDA fue operado con una resolución de 4.8 nm a una longitud de onda de 280 nm. Las muestras fueron previamente neutralizadas y filtradas antes de la inyección. Las concentraciones de furfural e hidroximetilfurfural en las muestras se determinaron a partir de curvas de calibración elaboradas en un rango de 1 a 50 mg/L, con una mezcla de estándares de grado cromatográfico (Sigma-Aldrich) que incluía ambos compuestos. Todas las muestras fueron analizadas por duplicado.

Determinación de azúcares

Posterior a la centrifugación de las muestras a 4500 rpm a 25 °C durante 10 min, el sobrenadante se filtró y se cuantificó la glucosa liberada en los tratamientos empleados para la hidrólisis de las harinas mediante un analizador bioquímico (YSI modelo 2900D) en la cual se empleó una membrana selectiva YSI 2365 con enzimas inmovilizadas cuyo ingrediente activo fue glucosa oxidasa de *Aspergillus niger* que respondían únicamente a glucosa.

Resultados y discusión

Obtención de pectina

A partir de la hidrólisis química para obtención de pectina se obtuvo un porcentaje de recuperación del 20.3% de pectina en base seca y alrededor del 60% de harina. Los rendimientos obtenidos son similares a valores de 20 a 35%.

Caracterización de harinas libres de pectina

La caracterización fisicoquímica de las harinas residuales después de la obtención de pectina se presentan en el Cuadro 2, como se puede observar el tamaño de partícula se homogenizó a menos de 500 micrómetros, la humedad presentó un valor que cumple con lo establecido por el CODEX Alimentarios para harinas correspondiente a un porcentaje menos al 14.5%. El pH obtenido fue de 2.96, el porcentaje de acidez titulable de 13.49%, los valores de proteína y fibra cruda indicaron valores

que demuestran la factibilidad de las harinas de limón italiano gastadas de polifenoles y pectina para su uso como materia prima adecuada para procesos de sacarificación.

Cuadro 2. Caracterización fisicoquímica de harinas de limón italiano libre de polifenoles y pectina.

Parámetro	Resultado
pH	2.96±0.01
color	L* (63.05±0.04) a* (5.16±0.09) b* (20.50±0.02)
Fibra cruda (%)	36.41±0.80
Acidez titulable (%)	13.49±0.00
Cenizas (%)	12.81±0.05
Actividad de agua (aw)	0.53±0.00
Humedad (%)	6.80±0.30
Azúcares libres (%)	0.56±0.10
Azúcares totales (%)	68.78±1-55

Hidrólisis física

El pretratamiento de explosión a vapor fue evaluado empleando intervalos de tiempo que van de 5 a 60 min de exposición. Este es considerado un pretratamiento térmico que tiene como ventajas lograr entre un 80 al 100% de hidrólisis de la hemicelulosa, reducción del tamaño de partícula con un bajo gasto energético, una baja despolimerización de la celulosa y una recuperación sencilla de esta última por medio de lavados. Sin embargo, presenta la formación de inhibidores los cuales pueden reducir la producción de etanol (Hendriks y Zeeman, 2009). Tras la hidrólisis a las condiciones sometidas, la harina de limón liberó entre 5.7 y 12.5g de glucosa/kg de harina (Figura 1), presentando una correlación lineal de 0.94 de la liberación de glucosa con respecto al tiempo de exposición, el análisis estadístico indicó que el tiempo de exposición tiene un efecto significativo en la liberación de glucosa.

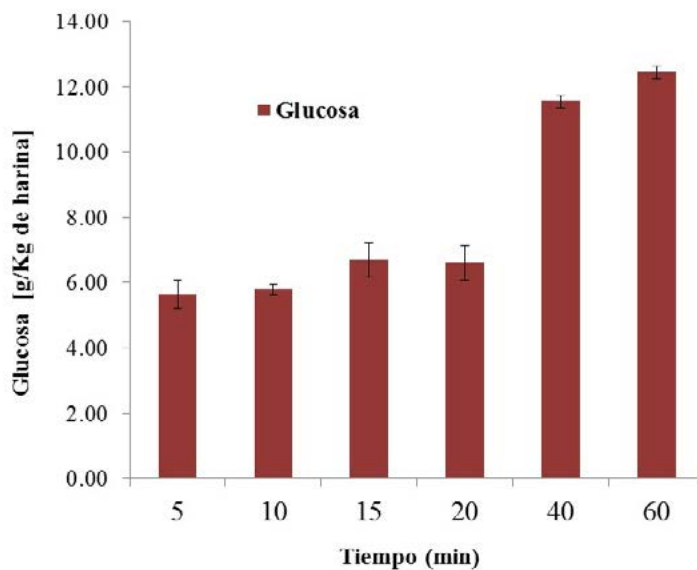


Figura 1. Azúcares liberados mediante la hidrólisis de residuos de limón italiano mediante explosión a vapor.

Los resultados de la hidrólisis asistida por ultrasonido evaluada en un intervalo de tiempos de 5 a 20 min se muestran en la Figura 2, en donde la liberación de glucosa fue relativamente menor en

comparación con la explosión a vapor ya que se obtuvieron valores entre 5.8 y 10.4 g de glucosa/kg de harina. Esta técnica que principalmente es empleada para la extracción de lignina y hemicelulosa, puede tener un efecto muy superficial en comparación con otro tipo de pretratamientos de acuerdo a lo reportado por Yu *et al.* (2009).

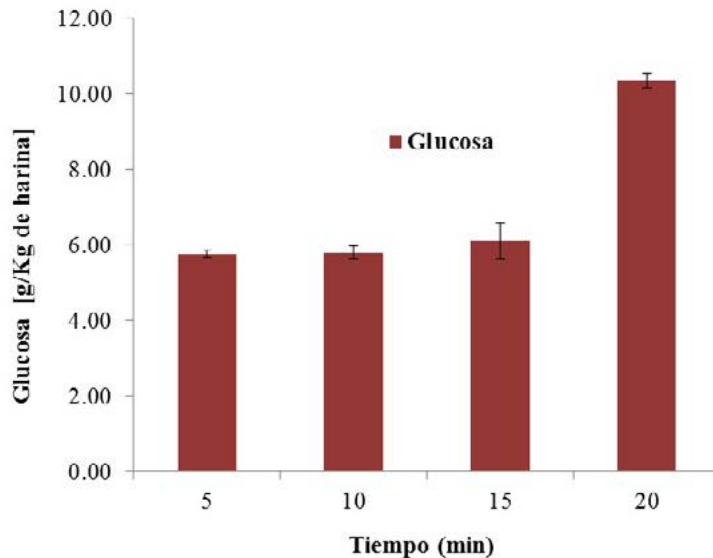


Figura 2. Azúcares liberados mediante hidrólisis de residuos de limón italiano asistida por ultrasonido.

Para la hidrólisis ácida se utilizó un diseño factorial 3^2 , el ANOVA multifactorial indicó que los factores de concentración, temperatura y tiempo tienen un efecto significativo en la liberación de glucosa obteniendo mayores valores de azúcares liberados conforme el aumento del tiempo y temperatura, en la Figura 3 se muestran los resultados obtenidos para cada uno de los tiempos y temperaturas evaluadas mismos que se encuentran en un intervalo de 5 a 36 g de glucosa por kg de harina. De acuerdo a Keller (1996) en tratamientos empleando ácidos concentrados es posible obtener rendimientos de hidrólisis superiores al 90% de total de los polímeros disponibles, mientras que usando ácidos diluidos como pretratamiento se puede hidrolizar del 80 al 100% de la hemicelulosa, siendo la temperatura un factor importante en este tipo de método, y efectivo también para la hidrólisis de la celulosa; una de sus principales desventajas es la gran cantidad de ácido que se requiere emplear cuando se utiliza como tratamiento de sacarificación, sin embargo la recuperación del ácido conlleva una alta inversión en equipamiento y requiere de una etapa adicional de neutralización del subproducto pretratado o hidrolizado previo al proceso de fermentación, además de que se presenta el riesgo de formación de compuestos inhibitorios.

Para el pretratamiento por hidrólisis básica al igual que la hidrólisis ácida se utilizó un diseño factorial 3^2 , los resultados se muestran en la Figura 3, al realizar el análisis de varianza se observa que la concentración de hidróxido de sodio, el tiempo y la temperatura tienen un efecto significativo sobre la liberación de glucosa, a su vez señala que la interacción entre el tiempo y la temperatura juegan un papel importante en el proceso. Una de las principales ventajas de los pretratamientos con álcalis es que se pueden aumentar el área superficial interna de la biomasa, disminuir la cristalización de la celulosa y aún más importante, lograr la rotura y separación entre la lignina y los diferentes polisacáridos de la materia lignocelulósica.

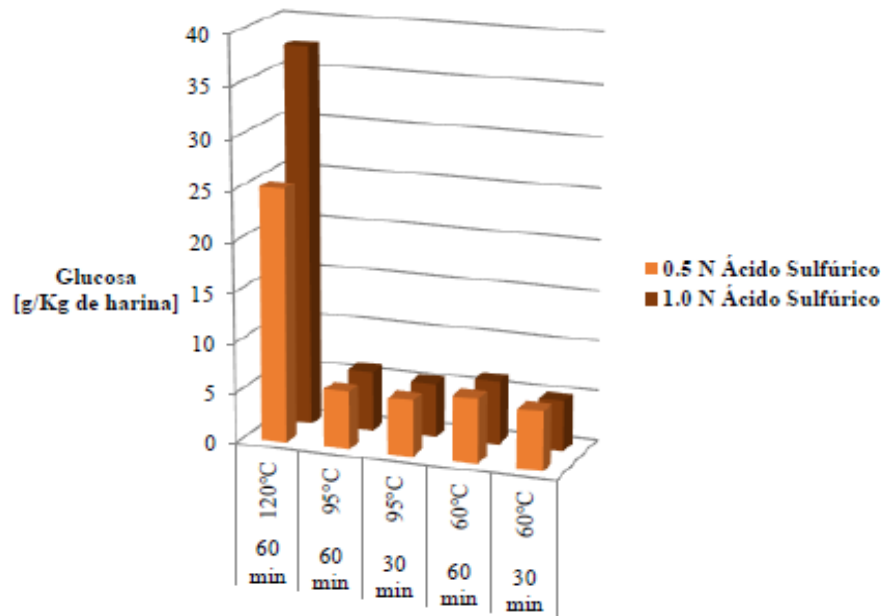


Figura 4. Glucosa liberada mediante hidrólisis con ácido sulfúrico de residuos de limón italiano.

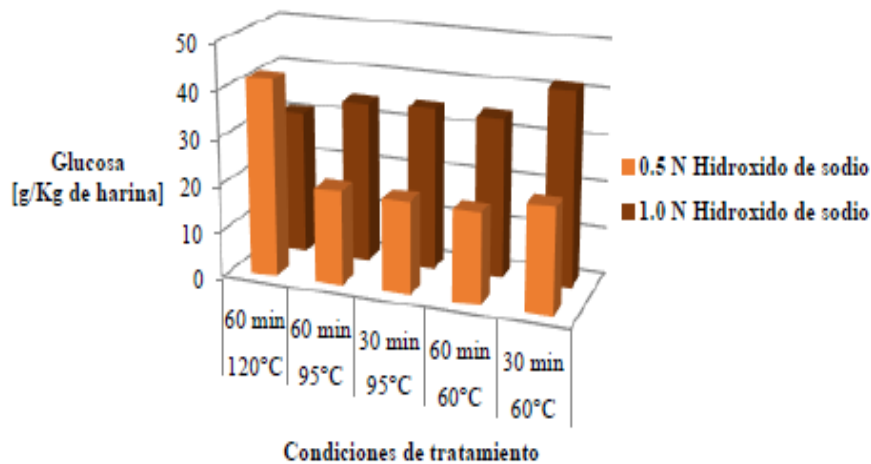


Figura 5. Glucosa liberada mediante hidrólisis con hidróxido de sodio de residuos de limón italiano.

Al comparar los tratamientos químicos se pudo observar que la hidrólisis básica mostró mayor liberación de glucosa siendo el mejor tratamiento utilizando temperatura de 60 °C por un periodo de 30 min.

En cuanto a la producción de hidroximetilfurfural y furfural para las hidrólisis realizadas mediante métodos físicos se obtuvieron valores entre 2.25 y 3 ppm de hidroximetilfurfural y alrededor de 1 ppm de F en ambos métodos probados, para el caso de las hidrólisis químicas sólo la hidrólisis con ácido presentó estos compuestos; lo anterior indica que el mejor método para la obtención de glucosa a partir de residuos de limón italiano es la hidrólisis básica.

Conclusiones

La harina de limón italiano representa una fuente importante de pectina ya que como se observa en el presente trabajo es factible la recuperación de este producto con un rendimiento del 20%.

En cuanto a la liberación de glucosa a partir de harinas de limón italiano gastadas de polifenoles y pectinas, se observó que de los cuatro tipos de hidrólisis evaluadas (explosión a vapor, hidrólisis asistida por sonicación, hidrólisis ácida e hidrólisis básica), la hidrólisis básica presentó los mejores resultados (40 g de glucosa por kg de harina) ya que no sólo se obtuvieron mayores concentraciones de glucosa sino también se evitó la formación de hidroximetilfurfural y furfural, lo anterior utilizando condiciones de 30 min de hidrólisis a 60 °C con una concentración 1 N.

Este trabajo presenta una opción para dar valor agregado a un residuo que actualmente es desechado y que representa una opción potencial como sustrato para la obtención de biocombustibles.

Agradecimientos

Fondo Mixto CONACyT-Gobierno del Estado de Yucatán (Proy. 169165).

Bibliografía

- Hendriks, A. and G. Zeeman. 2009. Pretreatments to enhance digestibility of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology* 100(1):10-18.
- Keller, F.A. 1996. Integrated bioprocess development for bioethanol production. *Handbook on bioethanol: production and utilization*. pp. 351-357.
- NMX-F-317-S-1978. 1978. Norma Mexicana Determinación de pH en alimentos. México.
- NMX-F-428-1982. 1982. Norma Mexicana Determinación de Humedad en alimentos. México.
- Russo, M., I. Bonaccorsi, G. Torre, M. Sarò, P. Dugo and L. Mondello. 2014. Underestimated sources of flavonoids, limonoids and dietary fibre: Availability in lemon's by-products. *Journal of Functional Food* 9:18-16.
- Yu, J., J. Zhang, J. He, Z. Liu and Z. Yu. 2009. Combinations of mild physical or chemical pretreatment with biological pretreatment for enzymatic hydrolysis of rice hull. *Bioresource Technology* 100:903-908.



2.4 Hidrólisis de *Opuntia* para la obtención de azúcares fermentables

Gongora-Cauich José¹; Pacheco-López Neith¹; González-Flores Tania¹; Yam-Ucan Gonzalo¹; Espinosa-Solares Teodoro² y Sánchez-Contreras Angeles¹

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. Carretera Sierra Papacal-Chuburna Puerto Km 5, CP 97302, Sierra Papacal, Yucatán.

²Universidad Autónoma de Chapingo. Carretera México-Texcoco Km 38.5, Chapingo, CP 56230, Texcoco de Mora, México.
Autor para correspondencia: msanchez@ciatej.mx

Resumen

México ocupa el primer lugar a nivel mundial como productor de nopal; sin embargo, reportes recientes han indicado que en los meses de producción, gran parte de este cultivo se pierde en el campo debido a la saturación del mercado, disminuyendo su precio y causando pérdidas al sector agrícola. Para evitar desaprovechar esta biomasa como fuente de carbono, se han estudiado alternativas para generar productos de valor agregado para la producción de bioenergía. El objetivo de este estudio, fue evaluar las características fisicoquímicas del nopal variedad Atlixco, proveniente del campo experimental de la Universidad Autónoma de Chapingo; así como el establecimiento de un proceso de hidrólisis química para la obtención de azúcares fermentables a partir de cladodios de nopal y la cuantificación de subproductos inhibidores de la fermentación como el furfural (F) e hidroximetilfurfural (HMF). La hidrólisis química se realizó mediante un diseño factorial donde se consideraron cuatro factores: agente hidrolizante (ácido y alcalino), concentración, tiempo y temperatura; estableciendo como mejores condiciones el uso de ácido sulfúrico, a una concentración 1 N, con una temperatura de 30 °C y un tiempo de 120 min, obteniéndose 4.6 g de azúcares fermentables por kg de harina de nopal.

Palabras clave: biomasa, diseño factorial, pretratamiento.

Abstract

Mexico ranks first worldwide as a producer of cladodes of *Opuntia* spp. (nopal). However, recent reports have indicated that during production months, much of the harvest is lost due to market saturation, reducing the price and causing losses to the agricultural sector. To avoid wasting this biomass as a carbon source, alternatives have been studied to generate added value products for bioenergy production. The aim of this study was to evaluate the physicochemical characteristics of prickly pear variety Atlixco, from the experimental field of the University of Chapingo; as well as the establishment of a chemical hydrolysis process for producing fermentable sugars from cladodes *Opuntia* spp. and quantification of inhibitory products such as furfural (F) and hydroxymethylfurfural (HMF). The chemical hydrolysis is carried out using a factorial design where four factors were considered: hydrolyzing agent (acid and alkaline), concentration, time and temperature; establishing as best conditions using sulfuric acid at a concentration 1N, at a temperature of 30 °C and a time of 120 min, yielding 4.6 g of fermentable sugar per kg of nopal flour.

Key words: biomass, factorial desing, pretreatment.

Introducción

En la actualidad la disminución progresiva de la reserva de petróleo sigue siendo un problema latente; por ser un recurso no renovable. Pese a ello, el consumo energético crece a pasos agigantados, esperándose que al año 2030, el consumo mundial de energía sea una 35% mayor que al año 2010 (Juri, 2010). Debido a esto es de suma importancia encontrar alternativas que permitan sustituir el uso de los combustibles fósiles por otros de características renovables y menos contaminantes. En México se han desarrollado políticas energéticas las cuales se basan en el fomento y propagación de diversas especies vegetales, cuya sustentabilidad ambiental y económica sea rentable para la generación de energía alternativa (Méndez *et al.*, 2011).

La República Mexicana posee una gran variedad de frutas y vegetales, lamentablemente muchos de estos se pierden en la cosecha o no se aprovechan correctamente por sobreproducción. Es el caso del nopal y la tuna, productos apreciados por sus cualidades alimenticias y medicinales, además se sabe que se cultiva en todo el país aunque la mayor producción se registra en 10 estados dentro de los cuales se encuentra Zacatecas, Morelos y la Ciudad de México.

México es el principal país productor de nopal, alcanzando en el 2014 hasta 824 602.36 ton producidas, siendo la delegación de Milpa Alta en la ciudad de México, una de las zonas de mayor producción; reportes recientes han indicado que gran parte de este se pierde en el campo debido a la saturación del mercado durante los meses de producción causando pérdidas económicas y contaminación ambiental. Por ello, para evitar desaprovechar el valor que este cultivo tiene como potencial insumo bioenergético, se ha considerado la producción de bioetanol, ya que este cultivo posee una amplia gama de componentes lignocelulósicos, ricos en azúcares, las cuales se encuentran en redes de polisacáridos difíciles de degradar directamente para ser empleadas en el proceso de obtención biotecnológica de etanol.

El objetivo del presente estudio fue el de establecer un proceso integral de hidrólisis química para obtener el mayor rendimiento de azúcares fermentables a partir de cladodios de nopal de la variedad Atlixco.

Materiales y métodos

Materia prima

El material vegetal utilizado fue harina de cladodios de nopal de la variedad Atlixco de 12 meses de edad, la cual se obtuvo de una zona experimental de la Universidad Autónoma de Chapingo.

Análisis proximales

La humedad (NMX-F-428-1982), acidez titulable (método 942.15, AOAC), cenizas (método 923.03, AOAC), pH (NMX-F-317-S-1978), proteína soluble (Lowry, 1951), determinación de minerales por espectrofotometría de absorción atómica (NOM-117-SSA1-1994), determinación de fibra total, soluble e insoluble (Van Soest) y azúcares reductores (Miller, 1959).

Hidrólisis química

Para el pretratamiento químico se realizó un diseño factorial donde se evaluaron cuatro factores: agente hidrolizante (KOH, NaOH, H₂SO₄ y HPO₄), concentración (0.5, 0.75 y 1 N), tiempo (45, 70 y 120 min) y temperatura (30, 60 y 95 °C), la variable de respuesta fue la concentración de azúcares reductores obtenidos, así como también el contenido de subproductos (furfural e hidroximetilfurfural).

El procedimiento se llevó a cabo usando 2 g de harina de cladodios de nopal la cual fue colocada en frascos de plástico, posteriormente se les agregó 25 ml de solución hidrolizante, manteniendo una relación materia seca/solvente de 0.08 g ml^{-1} , todos los experimentos fueron realizados por duplicado.

Determinación de furfural e hidroximetilfurfural por Cromatografía líquida de ultra eficiencia (UPLC)

En la determinación de los compuestos inhibidores de la fermentación se utilizó una columna Acquity UPLC HSSC₁₈ de 130Å, 1.8 μm , 2.1 x 50 mm. El método bifásico usado contenía para ambas fases agua: ácido acético: metanol, eluyente A (80:2:18) y un eluyente B (8:2:90), siguiendo un sistema de gradiente. Se mantuvo un flujo de 0.2 ml/min y el volumen de inyección fue de 2 μl . El PDA fue operado con una resolución de 4.8 nm a una longitud de onda de 280 nm. Las muestras fueron previamente neutralizadas y filtradas antes de la inyección. Las concentraciones de furfural e hidroximetilfurfural en las muestras se determinaron a partir de curvas de calibración (Figura 1) elaboradas en un rango de 1 a 50 mg/L, con una mezcla de estándares de grado cromatográfico (Sigma-Aldrich) que incluía ambos compuestos. Todas las muestras fueron analizadas por duplicado.

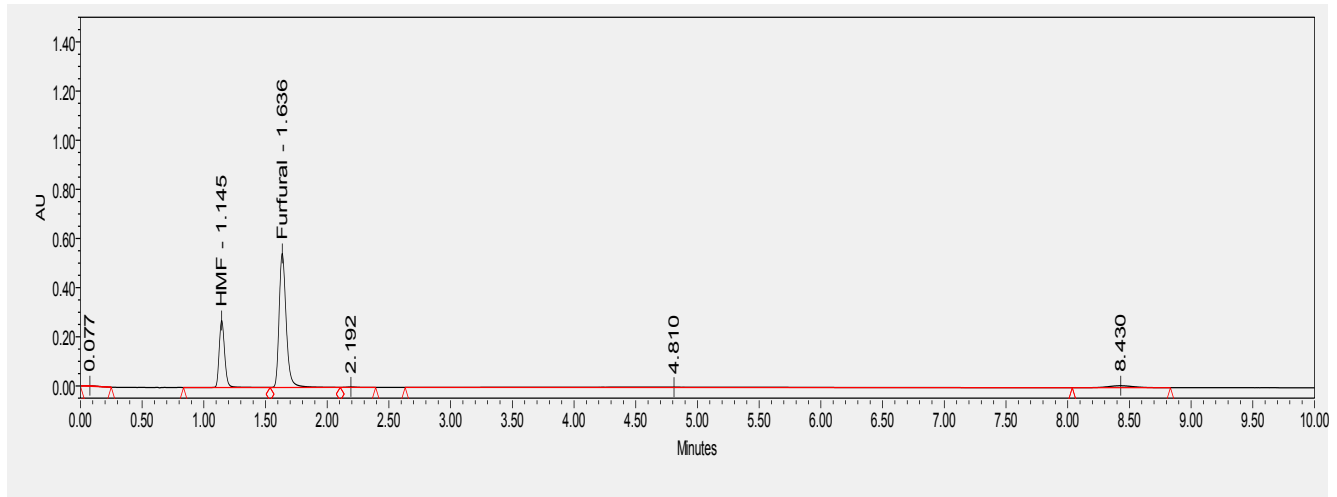


Figura 1. Cromatogramas de los estándares de hidroximetilfurfural y furfural.

Resultados y discusión

Análisis proximales

Se realizó la caracterización fisicoquímica de la materia prima, cuyos resultados se presentan en el Cuadro 1. El porcentaje de acidez titulable obtenido fue de 0.221%, el rango de valores reportado por otros autores para acidez titulable suele estar entre 0.12-0.87% de ácido cítrico, el valor de pH en la muestra fue de 4.87. De acuerdo a la bibliografía el porcentaje de humedad en harina y liofilizados de cladodios de nopal se encuentra entre 4-7% dependiendo de la variedad y la edad, esto mismo sucede para las cenizas que van de 14-24%, en cuanto al contenido de minerales, este suele ser variable ya que depende del tipo de riego, suelo y proceso de fertilización que se le aplique a los cultivos de nopal, además de la variedad y la edad. Algunos porcentajes de minerales presentes en cladodios de nopal son: calcio 1.3-5.64%, fósforo 0.15-0.38, sodio 0.12-0.21%, potasio 2.35-6.84% y magnesio 0.19%. Uno de los componentes más importante es la fibra total y el porcentaje de fibra soluble e insoluble en harina de nopal que suele estar entre 25-60 %, en el presente estudio el contenido de fibra total determinado fue de 25.56 %, lo que indica que los cladodios de nopal son un buen sustrato para la hidrólisis, sacarificación y posterior producción de bioetanol.

Cuadro 1. Composición fisicoquímica de la harina de nopal, Atlixco.

Constituyentes	Concentración (%) este estudio	Concentración (%) Literatura
Humedad	7.29	4-7 ¹
Cenizas	22.08	14-24 ^{1,2}
Calcio	4.78	1.3-5.64 ^{2,3}
Magnesio	0.98	0.19 ^{2,3}
Potasio	3.36	2.35-6.84 ^{2,3}
Sodio	0.0061	0.12-0.21 ^{2,3}
Fósforo	0.064	0.15-0.38 ^{2,3}
Fibra dietaria total	25.26	25-65 ⁵
Soluble	5.45	
Insoluble	19.81	
Proteína soluble	0.01	
Acidez titulable	0.221	0.12-0.87 ⁴
Azúcares reductores	11.46	

¹Rodríguez *et al.* (2007); ²Hernández *et al.* (2011); ³Magloire *et al.* (2006); ⁴Bensadón *et al.* (2010); ⁵Betancourt *et al.* (2006).

Hidrólisis química

Los resultados obtenidos durante el diseño factorial muestran cómo se comportan los diversos tratamientos con respecto a la formación de azúcares reductores (Figura 2).

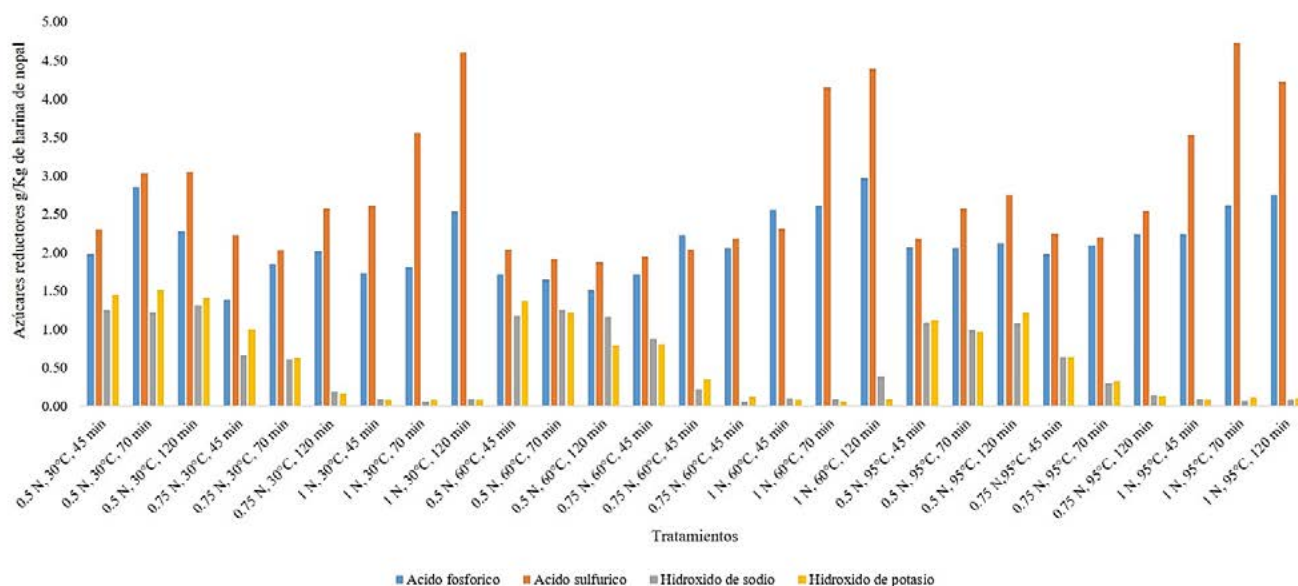


Figura 2. Tratamientos y las diversas concentraciones de azúcares reductores obtenidas en cada uno de éstos.

El análisis de varianza (ANOVA) de los resultados de la hidrólisis química de los cladodios de nopal mostró que existen interacciones (AB, AC, AD, BC y CD) que tienen un efecto significativo sobre la cantidad de azúcares reductores producidas durante la hidrólisis en harina de nopal; de igual manera cabe mencionar que los factores principales: agente hidrolizante (A), temperatura (C) y tiempo (D) tienen efecto sobre la variable de respuesta, ya que el valor-*P* es menor al nivel de significancia $\alpha=0.05$ establecido.

En la Figura 3 se presentan las diversas interacciones, donde es posible observar que en la interacción Hidrolizante-Concentración (AB) (Figura 3a), el ácido sulfúrico libera una concentración aproximada de 3 g de azúcares reductores/kg de harina de nopal a una concentración de 1 N, en la interacción Hidrolizante-Temperatura (AC) (Figura 3b) se observa que la temperatura de 95 °C tiene el mayor efecto con respecto a las otras soluciones hidrolizantes liberándose hasta 3.8 g de azúcares reductores/kg, en la Figura 3c que corresponde a la interacción Hidrolizante-Tiempo (AD), se aprecia, al igual que en las anteriores interacciones, que el ácido sulfúrico tiene un efecto marcado sobre la liberación de azúcares el cual aumenta con el tiempo de 120 min liberándose aproximadamente hasta 3.2 g/kg de azúcares fermentables. Finalmente, de acuerdo a la interacción Temperatura-Tiempo (CD) (Figura 3d) la mejor condición es manejar una temperatura de 95 °C con un tiempo de 120 min.

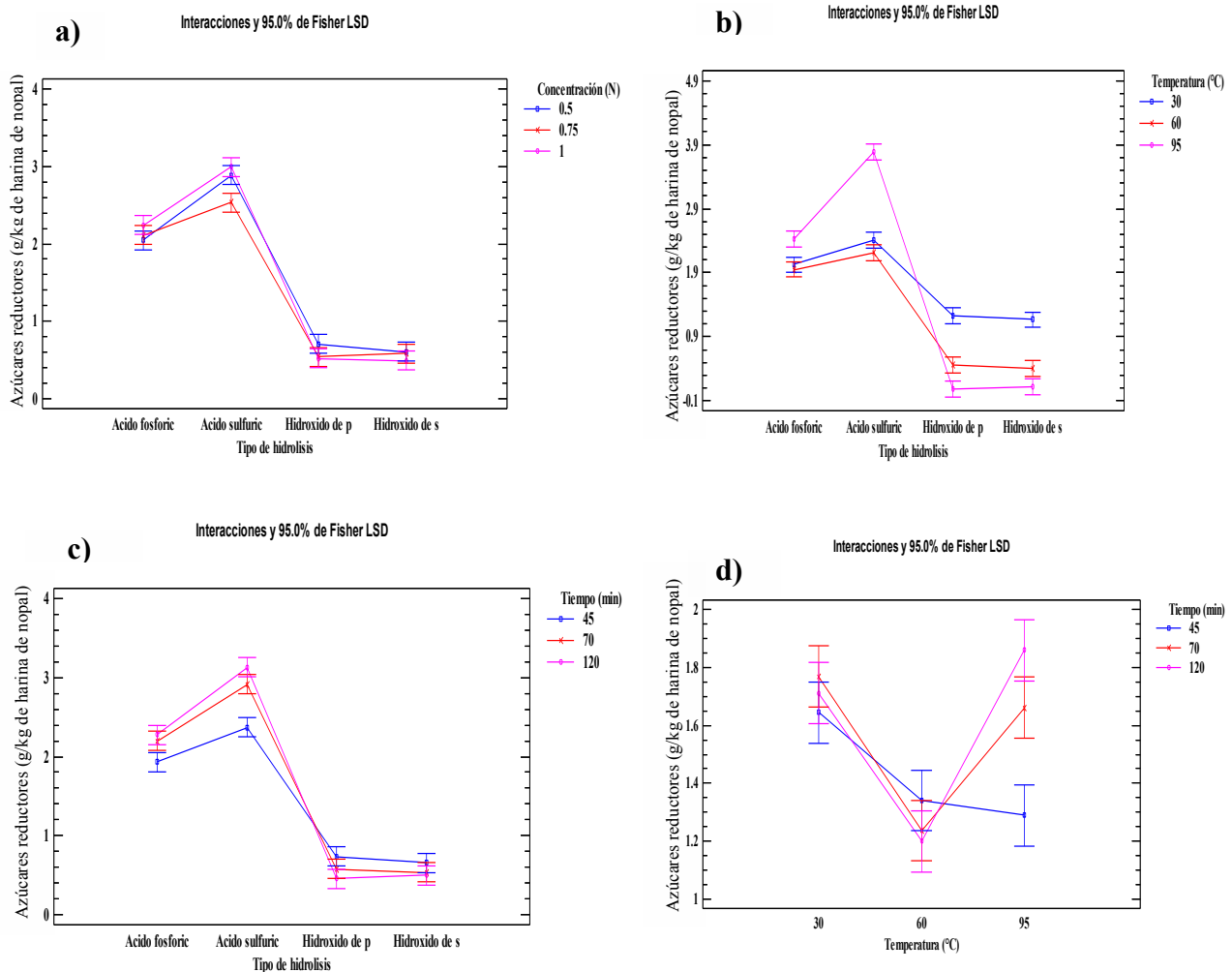


Figura 3. Interacciones para azúcares reductores: (a) hidrolizante-concentración, (b) hidrolizante-temperatura, (c) hidrolizante-tiempo y (d) temperatura-tiempo.

Es factible considerar que las mejores condiciones de hidrólisis química en harina de cladodios de nopal, son: ácido sulfúrico como hidrolizante, a concentración 1 N, temperatura de 95 °C y tiempo de 70 min, para obtener una liberación de hasta 4.72 g de azúcares fermentables por kg de harina de nopal.

Determinación de Furfural e Hidroximetilfurfural por Cromatografía líquida de ultra eficiencia (UPLC)

El análisis por UPLC de las muestras de hidrólisis, revela que en las muestras tratadas con hidrolizantes básicos no hay formación de ninguno de los dos inhibidores a diferencia de los tratamientos donde se utilizaron hidrolizantes ácidos; las muestras hidrolizadas con ácido fosfórico mostraron una formación menor de 1 mg/L de hidroximetilfurfural y no hubo presencia de furfural, y algunas de las muestras que fueron pretratadas con ácido sulfúrico presentaron una mayor concentración de hidroximetilfurfural y de igual manera no hubo formación de furfural (Cuadro 2).

Cuadro 2. Concentración de azúcares reductores e hidroximetilfurfural durante la hidrólisis con ácido sulfúrico.

Número	Tratamientos	Concentración de azúcares reductores (g/kg harina de nopal)	Concentración de hidroximetilfurfural (mg/L)
1	0.5 N, 30 °C, 45 min	2.295±0.06	< 1
2	0.5 N, 30 °C, 70 min	3.03±0.10	< 1
3	0.5 N, 30 °C, 120 min	3.05±0.01	< 1
4	0.75 N, 30 °C, 45 min	2.22±0.00	< 1
5	0.75 N, 30 °C, 70 min	2.03±0.11	< 1
6	0.75 N, 30 °C, 120 min	2.57±0.01	< 1
7	1 N, 30 °C, 45 min	2.60±0.01	< 1
8	1 N, 30 °C, 70 min	3.55±0.01	4.80±0.03
9	1 N, 30 °C, 120 min	4.60±0.01	< 1
10	0.5 N, 60 °C, 45 min	2.04±0.02	< 1
11	0.5 N, 60 °C, 70 min	1.91±0.01	< 1
12	0.5 N, 60 °C, 120 min	1.87±0.01	< 1
13	0.75 N, 60 °C, 45 min	1.94±0.04	< 1
14	0.75 N, 60 °C, 45 min	2.04±0.06	< 1
15	0.75 N, 60 °C, 45 min	2.18±0.02	< 1
16	1 N, 60 °C, 45 min	2.30±0.11	< 1
17	1 N, 60 °C, 70 min	4.15±0.08	< 1
18	1 N, 60 °C, 120 min	4.39±0.09	5.76±0.01
19	0.5 N, 95 °C, 45 min	2.18±0.02	< 1
20	0.5 N, 95 °C, 70 min	2.57±0.09	< 1
21	0.5 N, 95 °C, 120 min	2.75±0.20	< 1
22	0.75 N, 95 °C, 45 min	2.24±0.04	< 1
23	0.75 N, 95 °C, 70 min	2.19±0.05	28.84±0.31
24	0.75 N, 95 °C, 120 min	2.54±0.01	67.84±0.01
25	1 N, 95 °C, 45 min	3.53±0.04	< 1
26	1 N, 95 °C, 70 min	4.72±0.06	31.42±0.11
27	1 N, 95 °C, 120 min	4.22±0.08	78.29±0.06

El tratamiento número 27 del Cuadro 2, presenta las mejores condiciones (1 N, 95 °C, 70 min) para la liberación de la mayor concentración de azúcares fermentables, también muestra una alta formación de hidroximetilfurfural siendo 31.42 mg/L, este compuesto inhibidor se forma a partir de la deshidratación de las hexosas, y afecta en los procesos fermentativos. Con todo ello se establecieron nuevamente las mejores condiciones de hidrólisis química, resultando: el manejo de ácido sulfúrico a una concentración 1 N, temperatura de 30°C a un tiempo de 120 min, liberándose hasta 4.6 g de azúcares reductores/kg de harina de nopal, pero sin la formación de hidroximetilfurfural.



Conclusiones

En el diseño factorial establecido para la hidrólisis química, los pretratamientos alcalinos no producen compuestos inhibitorios, sin embargo presentan una menor producción de azúcares fermentables llegando a liberarse hasta una concentración entre 0.06-1.31 g/kg de harina de nopal, a diferencia de las hidrólisis con los ácidos que liberan entre 1.3-4.7 g/kg de azúcares reductores.

El análisis estadístico de azúcares reductores y el UPLC, establecen que las mejores condiciones de hidrólisis en harina de cladodios de nopal, son ácido sulfúrico, a concentración 1 N, con temperatura de 30 °C y un tiempo de 120 min para obtener la mayor concentración de azúcares fermentables liberada siendo 4.6 g/kg de harina de cladodios de nopal, sin la formación de inhibidores.

Agradecimientos

Al Fondo SAGARPA-195157, a CONACyT por la beca N° 339866 otorgada para la realización de este proyecto.

Bibliografía

- Bentacourt, M., T. Hernández, P. García, A. Cruz and O. Paredes. 2006. Physico-Chemical changes in cladodes (Nopalitos) from cultivated and wild cacti (*Opuntia* spp.). *Plant Foods for Human Nutrition* 61:115-119.
- Besandón, S., D. Hervert, S. Sáyago and I. Goñi. 2010. By-Products of *Opuntia ficus-indica* as a source of antioxidant dietary fiber. *Plant Foods for Human Nutrition* 65:210-216.
- Hernández, M., E. Pérez and M. Rodríguez. 2011. Chemical analysis of nutritional content of prickly pads (*Opuntia ficus indica*) at varied ages in an organic harvest. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8:1287-1295.
- Juri, S. 2011. Sacarificación y fermentación simultánea para la producción de bioetanol de segunda generación, mediante pretratamientos alternativos: líquidos iónicos reciclados y hongos de pudrición blanca. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Química y Biotecnología. Santiago de Chile, Chile.
- Lowry, O., N.J. Rosebrough, A. Lewis-Farr and R.J. Randall. 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry* 193:265-275.
- Magloire, J., P. Konarski, D. Zou, F. Conrad and C. Zou. 2006. Nutritional and medicinal use of cactus pear (*Opuntia* spp.) cladodes and fruits. *Frontiers in Bioscience* 11:2574-2589.
- Méndez-Gallegos, S. de J., D. Rössel, A. Amante-Orozco, D. Talavera-Magaña, J. García-Herrera y Vélez-Jiménez. 2011. Biocombustible a base de nopal y maguey. *Revista Salud Pública y Nutrición* 5:83-93.
- Miller, G. 1959. Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar. *Analytical Chemistry* 31:426-428.
- NMX-F-317-S-1978. 1978. Norma Mexicana Determinación de pH en alimentos. México.
- NMX-F-428-1982. 1982. Norma Mexicana Determinación de Humedad en alimentos. México.
- NOM-117-SSA1-1994. 1994. Determinación de minerales por espectrofotometría de absorción atómica. México.
- Rodríguez, M., C. Hernández, E. Cornejo, M. Palacios, A. Rojas, I. Rojas, R. Reynoso and C. Muñoz. 2007. Physicochemical characterization of nopal pads (*Opuntia ficus indica*) and dry vacuum nopal powders as a function of the maturation. *Plant Foods for Human Nutrition* 62:107-112.

3 Dimensión Social

3.1 La ciencia del ciclo del carbono en América del Norte: Investigación científica y cooperación internacional

Sosa-Núñez Gustavo S.¹

¹Instituto de Investigaciones Dr. José María Luis Mora, Programa de Investigación en Cooperación Internacional, Desarrollo y Políticas Públicas. Madrid No. 82, Col. Del Carmen, Coyoacán, C.P. 04100, Ciudad de México.
Autor para correspondencia: gsoa@mora.edu.mx

Resumen

Se presenta el contexto en el cual se encuentra la cooperación internacional en materia de estudio del ciclo del carbono en América del Norte. Se señalan los diversos tipos de contribución existentes, identificando un desfase entre el trabajo académico-técnico y el ámbito de política pública en la materia. Ante esta situación, se propone profundizar la participación de actores políticos mexicanos en los procesos de interacción técnico-académica a escala regional. Recíprocamente, debe progresar el papel que el ámbito técnico-académico desempeña en los procesos de política pública en México. Se advierte de la importancia de estrechar el intercambio de información, metodologías, conocimientos e infraestructura que permita a México estandarizar sus trabajos con los que realizan sus contrapartes. Así se ahondará la investigación en la materia.

Palabras clave: trabajo académico-técnico, regional, América del Norte, CARBONA.

Abstract

This contribution presents the context in which international cooperation for carbon cycle study is found in North America. Pointing at different current types of collaboration, a mismatch between technical-academic and public policy areas is identified. Because of this, participation of Mexican political actors in academic gatherings and agenda-setting at the regional level should be encouraged. Oppositely, academics should enhance their participation in public policy processes in Mexico. In addition, strengthening knowledge, methodologies and infrastructure sharing should be of utmost importance for Mexico so as to homologate developments with its northern counterparts. This could result in a widened scope for carbon cycle research.

Key words: academic-technical work, regional, North America, CARBONA.

Introducción

Las rutas naturales de intercambio de carbono se han visto afectadas por el incremento de las actividades humanas. El uso incesante y constante de combustibles fósiles ha ocasionado un aumento en el dióxido de carbono (CO₂) atmosférico, que a su vez fomenta los efectos negativos, ya presentes, del cambio climático. En este sentido, y a fin de buscar estrategias de mitigación y adaptación a este fenómeno de escala planetaria, se debe fomentar el estudio y el entendimiento del ciclo del carbono. Dicha acción permitirá profundizar en el conocimiento sobre la manera en que la atmósfera, los océanos, ecosistemas terrestres, y el clima del planeta evolucionarán en el futuro.

Un primer paso debe ser el estudio del ciclo del carbono por regiones geográficas. Tomando en cuenta que América del Norte es fuente importante de CO₂ a la atmósfera, con 1856 millones de toneladas métricas de carbono (MMTC), con una variación posible de 10%, ésta región contribuye con 27% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI) (King *et al.*, 2007), desde hace



más de diez años. De los tres países, Estados Unidos contribuye al 85% de emisiones, Canadá con el 9%, mientras que México participa con el 6%. La causa principal es la conversión de combustibles fósiles en electricidad, con 42%; mientras que el sector transporte tiene el segundo lugar con el 31% de emisiones. En carácter de sumideros, la vegetación de la región removió un estimado de 530 000 000 ton de C (Carbono) de la atmósfera en 2003, almacenándolo como material de planta y materia orgánica en el suelo (King *et al.*, 2007). Sin embargo, es complicado realizar este tipo de estimaciones, pues es incierta la manera en que los bosques y sumideros de carbono responderán a cambios en el clima y mayores concentraciones de CO₂ en la atmósfera. Mismo caso concierne a los océanos, donde la acidificación del agua, entre otras consecuencias del cambio climático, tiene implicaciones importantes para corales y arrecifes, entre otros organismos marinos. Los distintos ámbitos que abarca el estudio del ciclo del carbono también contemplan el comportamiento de otros compuestos carbónicos, como el metano (CH₄) y el monóxido de carbono (CO).

Este tipo de investigaciones se realiza, supuestamente, con la finalidad de proveer de información oportuna a los tomadores de decisiones políticas sobre las implicaciones de las acciones que afectan el ciclo del carbono (Wofsy y Harriss, 2002). A partir de los trabajos que iniciaron a escala nacional en Estados Unidos, se empezaron a desarrollar esquemas de colaboración regional.

Así, el interés por estudiar el ciclo del carbono ha permitido desarrollar esquemas de colaboración que refieren al diseño de programas de cooperación trilateral que ha permitido conocer los trabajos de las respectivas contrapartes nacionales. Dando énfasis a los ámbitos científicos y tecnológicos, la cooperación internacional en cuanto al estudio del ciclo del carbono muestra matices que deben ser analizados pertinentemente; pues su transposición a políticas públicas dista de ser idónea.

Métodos

La delimitación de América del Norte como área geográfica obedece a diversas razones: (i) la incertidumbre en torno a la magnitud de las contribuciones de América del Norte a sumideros de carbono del hemisferio norte, (ii) es una región con emisiones significantes que provienen de combustibles fósiles, (iii) existen avances en infraestructura para describir los mecanismos que controlan las fuentes y los sumideros de América del Norte y (iv) la escala continental es la escala más pequeña de integración que permite analizar información en un contexto global (Wofsy y Harriss, 2002).

Los programas que desarrollados a escala trilateral a partir de los esfuerzos de Estados Unidos a nivel nacional, inician la cooperación internacional sobre el estudio del ciclo del carbono. El arranque se da con la aparición del Programa de Investigación sobre Cambio Global (USGCRP) para “asistir a la nación y al mundo a entender, examinar, predecir y responder a los procesos de cambio global tanto naturales como los inducidos por los humanos” (USGCRP, 2016). En el programa participan agencias con diferentes mandatos, como son agricultura, comercio, defensa, energía, espacio, transporte, salud, cooperación para el desarrollo, ambiente y ciencia. En esta dinámica se conforma el Grupo Interagencial sobre el Ciclo del Carbono (CCIWG) que coordina la investigación financiada por las agencias de los sectores previamente señalados. En este contexto, el Programa de la Ciencia del Ciclo del Carbono (USCCSP) ha fomentado la investigación sobre la medición y el entendimiento de las fuentes y los sumideros de CO₂, CH₄ y CO en América del Norte y sus océanos adyacentes. Específicamente, apoya la investigación mediante la revisión de pares a través de distintos contextos del gobierno a nivel federal. Destaca la omisión de una visión pragmática sobre la ciencia del carbono; tomando en cuenta que una de las agencias participantes es USAID.¹

¹USAID busca promover sociedades resilientes, además de combatir la pobreza extrema (USAID, 2016).

En esta tónica son tres tipos de instrumentos desarrollados: el Programa de Biogeoquímica y Carbón del Océano (OCB), el Programa de Carbono para América del Norte (NACP), así como actividades internacionales, entre las que destaca CARBONA.

El primero tiene como misión científica el estudio del papel evolutivo que desempeñan los océanos en el ciclo global de carbón frente a la variabilidad y los cambios ambientales, al valorar ciclos biogeoquímicos y ecosistemas asociados (OCB, 2015). Por su parte, el NACP busca cuantificar la magnitud y la distribución de fuentes terrestre, de agua dulce, oceánica y atmosférica de carbono, así como de los sumideros, usando escalas de tiempo estacional y a largo plazo; a fin de producir análisis consistentes sobre presupuestos de carbono en América del Norte que permitan explicar las contribuciones a nivel continental y su variabilidad anual (USCCSP, 2016a).

Las actividades internacionales comprenden a CARBONA, que busca cohesionar la identificación de prioridades continentales y la promoción de investigación colaborativa y experiencia complementaria (CARBONA, 2016), en áreas de interés común, como el comportamiento humano, el clima y sus cambios relacionados, predicciones climáticas y estrategias de mitigación, así como nuevas tecnologías relacionadas al carbón (USCCSP, 2016b). Así, CARBONA incluye el trabajo que se realiza en el contexto tanto de NACP como de OCB; lo que implica que compila esfuerzos de los otros dos programas, ahora destinados a valorar y entender el ciclo de carbono a escala sub-continental.

Resultados y discusión

Se observa que los participantes de cada país provienen de distintos sectores, lo que no implica diferencia de perfiles, puesto que el enfoque científico y de investigación es el que destaca, como ya se señaló. No obstante, esta situación refleja la importancia que los gobiernos nacionales le dan a la ciencia del ciclo del carbono tanto a nivel nacional como a escala internacional.

Así, los estadounidenses forman un grupo diverso con la Agencia de Protección Ambiental (EPA), la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA), la Administración Nacional Espacial y de Aeronáutica (NASA), el Servicio Geológico (USGS), el Servicio para la Conservación de Recursos Naturales (NRCS), el Servicio Forestal (USFS), el Instituto Nacional de Alimentación y Agricultura (NIFA), el Departamento de Energía (USDE), la Fundación Nacional de Ciencia (NSF), el Servicio de Investigación sobre Agricultura (ARS), el Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST), y el Servicio de Investigaciones Económicas (ERS). Para efectos trilaterales, o debido a la participación de México, ya involucra a USAID.

Por su parte, el Programa de Carbono de Canadá (CCP) trabaja en colaboración con el Servicio Forestal Canadiense (CFS) del Ministerio de Recursos Naturales (NRC), la Dirección de Ciencias Atmosféricas y Tecnología del Ministerio de Ambiente y Cambio Climático (EC), y el Consejo de Investigación en Ingeniería y Ciencias Naturales. Destaca la interacción con la División de Monitoreo Global de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de Estados Unidos. El trabajo se da en el contexto de la Red de Investigación Fluxnet-Canadá (FCRN), que a su vez forma parte de la Red Global del mismo nombre que busca integrar las mediciones de flujos de CO₂, agua y energía a nivel mundial y que depende de un centro de información sobre Dinámica Biogeoquímica y Ecología Terrestre (ORNL DAAC), financiado por la Administración Nacional Espacial y de Aeronáutica (NASA) (Fluxnet, 2016). Así, se observa la participación indirecta de agencias estadounidenses en el CCP. Dicha colaboración muestra la cercanía entre instituciones de los dos países; lo cual no sorprende, tomando en cuenta similitudes culturales y de desarrollo.

México presenta características diferentes. Los esfuerzos en la materia han sido liderados por el Programa Mexicano del Carbono (PMC), al coordinar las diversas actividades científicas que se realizan en México. Entre sus objetivos, destaca la proyección de fungir como contraparte de programas similares en otros países para fomentar investigación y sistematizar información (PMC,



2016); lo cual indica que el PMC ocupa un espacio institucional con la intención de consolidar la investigación sobre la ciencia del ciclo del carbono, entre otros temas.

El PMC surge como enlace con las contrapartes internacionales. En este sentido, es necesario fomentar la participación de instituciones gubernamentales a una instancia mayor que la pura gestión de apoyos, a fin de formalizar la agenda. Dicha acción puede influir en el alcance de los trabajos que se realizan en el contexto del PMC.

Es importante destacar que la presencia de un mayor número de dependencias para los casos estadounidense y canadiense –en comparación con el caso mexicano– no infiere que haya una participación activa de actores políticos en su proceder habitual. Dicha presencia obedece a la conformación de una política pública coordinada entre distintos sectores gubernamentales que tienen objetivos entrelazados. Esta interacción se ha reforzado por la creciente presencia del cambio climático en el discurso y la toma de decisiones de índole ambiental de los gobiernos en turno. El tema ya es visto como riesgo estratégico y, en consecuencia, forma parte de la agenda de seguridad de Estados Unidos (Busby, 2007; Climate Security Consensus Project, 2016; Femia y Werrell, 2012), así como de Canadá (Kabilan, 2015).

El caso mexicano es diferente. Aunado a la ausencia de participación –e interés– por parte de dependencias gubernamentales a participar en el desarrollo, valoración y promoción de la investigación sobre la ciencia del ciclo del carbono; no existe una adecuada implementación de la política nacional de cambio climático. Esto a pesar de ser uno de los pocos países que cuentan con un marco legal al respecto. Tampoco se considera como tema de la agenda de seguridad nacional. En esta dinámica, conforme transcurra el tiempo y los efectos del cambio climático sean más visibles –y reconocidos como tales– la investigación sobre la ciencia del ciclo del carbono puede adquirir la importancia política que inherentemente tiene en el plano de las ciencias naturales.

Por otra parte, es importante resaltar que los programas que Estados Unidos tiene a nivel nacional, y que destacan por su relevancia en el contexto de la agenda política interna –sea ambiental, de seguridad, económica, o de cualquier otra índole– no son traspuestos con el mismo ahínco a nivel regional con sus contrapartes. Consecuentemente, los esfuerzos realizados en el marco de la cooperación internacional se diluyen.

Ocean Carbon & Biogeochemistry

El estudio de la absorción y liberación de CO₂ y otros GEI es de vital importancia para evaluar los cambios en la química del océano; situación apremiante ante los cambios del clima inducidos de manera antropogénica y natural. Los impactos ya observables, como la acidificación y la expansión de condiciones de bajo oxígeno, demandan el desarrollo de políticas públicas tierra adentro para gestionar adecuadamente a los océanos como reservorios de carbono. No obstante, la relevancia de OCB se ha visto diluida al incorporarlo a CARBONA, pues a nivel trilateral se ha dado prioridad a las dinámicas del carbono en ámbitos terrestre y atmosférico.

North American Carbon Program

El NACP tiene una combinación de objetivos científicos, tecnológicos, políticos, incluso geoestratégicos, que confirman la importancia del estudio del ciclo del carbono a escala regional y, por ende, en el ámbito nacional de cada uno de los tres países. Sin embargo, tales objetivos están categorizados jerárquicamente. Mientras que el liderazgo científico estadounidense aparece como estrategia de estado, la promoción de la cooperación internacional queda escuetamente establecida en esquemas de colaboración y reparto de información que distan de ser contundentes para México.

CARBONA

Se presenta como una iniciativa de los tres gobiernos nacionales en áreas de interés común, a fin de complementar experiencias e investigaciones de índole nacional. Los trabajos conjuntos han apuntado a la priorización de temas eminentemente técnicos, como la comparación de datos espaciales, el impacto del fuego en el presupuesto de carbono terrestre, y muestreos geoquímicos sobre contenido de suelo, entre otros. Su coordinación recae en un Comité Científico Ejecutivo, conformado por ciudadanos de los tres países que provienen de los ámbitos académico y técnico-gubernamental. Esto sugiere la falta de examinación de temas políticos, económicos y sociales que fomenten la interdisciplinariedad y transversalidad que el ciclo del carbono tiene en distintos ámbitos cotidianos. Si se lograra, permitiría llegar a una mayor audiencia, fomentando el interés y la colaboración de un mayor número de actores de distintos sectores.

Por su parte, los actores políticos sí contemplan la importancia del carbono en las políticas públicas, específicamente las relacionadas al cambio climático; aunque lo hacen de forma desagregada y sin el conocimiento técnico que podría proveer la investigación que se realiza en el contexto de CARBONA. Un ejemplo corresponde a las últimas modificaciones hechas a la Ley General de Cambio Climático de México (LGCC), que buscan: (a) la reducción de emisiones de carbono para transitar a una economía competitiva y sustentable, (b) las transacciones y el comercio de emisiones, (c) la reducción del contenido de carbono antropogénico en vegetación natural, ecosistemas y suelos y, su posible reversión (reforestación), (d) el mantenimiento e incremento de sumideros de carbono, (e) la absorción y conservación de carbono en áreas naturales protegidas y (f) el desarrollo de instrumentos destinados al financiamiento de programas, proyectos, estudios e investigación científica y tecnológica que asista al desarrollo de tecnologías de baja emisión en carbono (Cámara de Diputados, 2015).

Esta información es de suma importancia para establecer investigación multidisciplinaria que asista al entendimiento del ciclo del carbono, tanto de la sociedad en general como de los tomadores de decisiones; a fin de promover la administración adecuada y a largo plazo del medio ambiente, entendido como sistema socio-ecológico (Collins *et al.*, 2010). Es en esta dinámica que los ámbitos social y biofísico-químico deben complementarse para conocer las interacciones entre ecosistemas y seres humanos.

Así, la investigación sobre temas naturales, como es el caso del ciclo del carbono, debe desarrollarse en un entorno que obligue a identificar el papel que las sociedades humanas tienen como causantes y receptoras de consecuencias.

Conclusiones

La agenda de cooperación trilateral se enfoca en el estudio y la investigación del ciclo de carbono. Ahora es necesario desarrollar una estructura de carácter político-social que permita formalizar estos esfuerzos y comprometer a los tomadores de decisiones respecto a la importancia de su inclusión en las respectivas agendas ambientales nacionales.

El estudio del ciclo del carbono puede adquirir un matiz diferente si quienes promueven el intercambio comercial de este elemento ubican su importancia. Esto es, la identificación y gestión de sumideros terrestres de carbono, como ya se realiza a través de programas como el correspondiente a la Reducción de Emisiones de Carbono causadas por la Deforestación y la Degradación de los Bosques (REDD), puede ocasionar una reacción en cadena que permita profundizar en el conocimiento del ciclo del carbono a otras zonas, incluyendo los océanos adyacentes.

Si la tendencia a seguir consumiendo combustibles fósiles continúa, y la cantidad de sumideros de carbono se reduce, se mantiene constante o es incapaz de absorber el CO₂ de origen antropogénico; se deberán considerar distintas acciones. Alternativas para mejorar la captación de CO₂ en sumideros, mediante el aumento de bosques o el secuestro de carbono en suelo agrícola, pueden complementar



acciones que giren en torno a la reducción de emisiones de combustibles fósiles. Esto implica una disminución en su consumo, y el fomento y la utilización de energías renovables, así como el empleo de tecnologías relacionadas a la captura de carbono y el almacenamiento geológico. Para lograr todo esto, es crucial involucrar a los actores políticos.

Implementar estas opciones requerirá de instrumentos de política a escalas continental, internacional, nacional, y local; que vayan de acciones voluntarias a incentivos económicos, permisos negociables de emisiones, así como regulaciones (King *et al.*, 2007). Los cambios que se logren estarán basados en la investigación que se realiza sobre la ciencia del ciclo del carbono. Mientras tanto, es posible hablar de una adecuada implementación de NACP y CARBONA en el sentido de que se están llevando a cabo los trabajos, evaluaciones y reuniones trilaterales. Sin embargo, México tiene un área de oportunidad grande.

Si bien es cierto que este país trabaja para adquirir la infraestructura adecuada para llevar a cabo los trabajos estipulados en el contexto de CARBONA; también es pertinente mencionar que, debido a su situación de vecindad con Estados Unidos, debe haber un intercambio de información, metodologías, conocimientos, e infraestructura que permita a México estandarizar sus trabajos con los que realizan sus contrapartes. De lo contrario, la disparidad de la información tripartita puede resultar en avances limitados en conocimiento y transferencia ineficiente de información (Rübelke, 2011).

Aunado a esto, México debe definir qué tipo de cooperación quiere con sus vecinos del norte. Una relación entre iguales o recibir apoyos asistenciales. La primera opción sería la idónea. Para ello, México debe mostrar el interés que merece la importancia del ciclo de carbono, incorporando a diversos sectores gubernamentales que permita una verdadera homologación de pares. Quizá el establecimiento de un grupo interagencial, similar al estadounidense, pudiera ser una opción. El cambio climático y los compromisos que México ha presentado a escena internacional pueden servir de coyuntura para lograrlo. En este sentido, sería interesante conocer las posturas y participaciones de instituciones como Petróleos Mexicanos (PEMEX), la Secretaría de Economía (SE) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), por imaginar unos pocos, en un grupo interagencial mexicano sobre la ciencia del ciclo de carbono.

De ahí la importancia de referir a la variable antropogénica en el ciclo del carbono. Esto es, los tomadores de decisiones necesitan conocer la forma en cómo las actividades humanas están incidiendo en el ciclo del carbono, independientemente de la ubicación de líneas divisorias.

Bibliografía

- Busby, J. W. 2007. Climate Change and National Security: An Agenda for Action. CSR No. 32. Nueva York, NY: Council on Foreign Relations.
- Cámara de Diputados. 2015. Ley General de Cambio Climático. México. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGCC_130515.pdf (Consulta: enero 20, 2016).
- CARBONA. 2016. Mission Statement – Goals. <http://nacarbon.org/carbona/index.htm> (Consulta: noviembre 29, 2015).
- Climate Security Consensus Project. 2016. Climate Security Consensus Project Statement. <https://climateandsecurity.org/consensus/> (Consulta: septiembre 29, 2016).
- Collins, S.L., S.R. Carpenter, S.M. Swinton, D.E. Orenstein, D.L. Childers, T.L. Gragson, N.B. Grimm, J.M. Grove, S.L. Harlan, J.P. Kaye, A.K. Knapp, G.P. Kofinas, J.J. Magnuson, W.H. McDowell, J.M. Melack, L.A. Ogden, G.P. Robertson, M.D. Smith and A.C. Whitmer. 2010. An Integrated Conceptual Framework for Long-Term Social-Ecological Research. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:351-357.
- Femia, F. and C. Werrell. 2012. Secretary of Defense Panetta Reaffirms Climate Change as a National Security Risk. 10 de mayo. The Center for Climate and Security. <https://climateandsecurity.org/2012/05/10/secretary-of-defense-panetta-reaffirms-climate-change-as-a-national-security-risk/> (Consulta: septiembre 29, 2016).
- Fluxnet. 2016. Introduction. <http://fluxnet.ornl.gov/introduction> (Consulta: febrero 10, 2016).
- Kabilan, S. 2015. Climate Change, Security, and Defence: Why These Matter to Canadians. 9 de noviembre. The Conference Board of Canada. http://www.conferenceboard.ca/topics/security-safety/commentaries/15-11-09/climate_change_security_and_defence_why_these_matter_to_canadians.aspx (Consulta: septiembre 29, 2016).

- King, A.W., L. Dilling, G.P. Zimmerman, D.M. Fairman, R.A. Houghton, G.H. Marland, A.Z. Rose and T.J. Wilbanks. 2007. The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. Washington, DC: US Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research.
- OCB. 2015. Welcome to OCB. Ocean Carbon and Biogeochemistry. <http://www.us-ocb.org/> (Consulta: noviembre 27, 2015).
- PMC. 2016. Misión. Programa Mexicano del Carbono. México. <http://pmcarbono.org/pmc/mision.php> (Consulta: febrero 12, 2016).
- Rübelke, D. 2011. International Support of Climate Change Policies in Developing Countries: Strategic, Moral, and Fairness Aspects. *Ecological Economics* 70:1470-1480.
- USAID. 2016. Mission, Vision and Values. <https://www.usaid.gov/who-we-are/mission-vision-values> (Consulta: febrero 12, 2016). United States Agency for International Development.
- USCCSP. 2016a. North American Carbon Program (NACP). United States Carbon Cycle Science Program. <https://www.carboncyclescience.us/north-american-carbon-program> (Consulta: noviembre 27, 2015).
- USCCSP. 2016b. International Activities. United States Carbon Cycle Science Program. <https://www.carboncyclescience.us/international-activities> (Consulta: noviembre 28, 2015).
- USGCRP. 2016. Legal Mandate. United States Global Change Research Program. <http://www.globalchange.gov/about> (Consulta: enero 10, 2016).
- Wofsy, S.C. and R.C. Harriss. 2002. The North American Carbon Program (NACP). Report of the NACP Committee of the US Interagency Carbon Cycle Science Program. Washington, DC: USGCRP.



3.2 Re-thinking REDD+ for the Mexican sink

Skutsch Margaret¹; Paneque-Gálvez Jaime¹; Ghilardi Adrian¹; Morfin-Ríos Jorge²; Michel-Fuentes José M.³ and Carrillo Oswaldo³

¹Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, campus Morelia. Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, CP 58190, Morelia, Michoacán.

²UNDP, Proyecto Fortalecimiento del proceso de preparación para REDD+ en México y el fomento de la Cooperación Sur-Sur, CONAFOR. Periférico Poniente No. 5360, Col. San Juan de Ocotán, CP 45019, Zapopan, Jalisco.

³FAO, Proyecto Fortalecimiento del proceso de preparación para REDD+ en México y el fomento de la Cooperación Sur-Sur, CONAFOR. Periférico Poniente No. 5360 Col. San Juan de Ocotán, CP 45019, Zapopan, Jalisco.

Autor para correspondencia: mskutsch@ciga.unam.mx

Abstract

Recent official reports based on data from two rounds of the Mexican National Forest Inventory, INFyS, show that contrary to popular opinion, Mexico's forests represent a net CO₂ sink. The sink is the result of natural uptake of CO₂ across forests that remain forests, which was largely not accounted for in the national greenhouse gas inventories, for methodological reasons. The average absorption of these forests more than offsets not only emissions from degradation but also the net losses due to deforestation. It is not clear whether this effect is simply due to natural recovery of forests that have, in the past, been subject to degradation, or whether it is also occurring in intact, old-growth forests, but it is in line with findings at global level and in neo-tropical secondary forests as reported in recent literature. The finding brings into question how REDD+ will function in the future, both in terms of how the National Reference Emission Level (NREL) should be constructed, but also, more importantly, what kinds of carbon impacts Mexican REDD+ policy should pursue. Should it aim primarily to reduce deforestation rates (which have in any case been declining in the last few years), should it aim to reduce degradation in forests which are subject to such pressures, or should it focus on enhancing and promoting the natural uptake effect in degraded forests? These choices are of course not mutually exclusive and need to be considered from the point of view of (a) biophysical potential and (b) economic efficiency and likelihood of social benefit and social approval at the local level. We conclude that apart from efforts to reduce deforestation and conserve existing stocks, a strategy aimed at stimulating enhancement of carbon stocks in forests areas which have been degraded in the past should take a central place in REDD+ in Mexico.

Key words: sink, forest enhancement, emissions versus removals, splitting the difference.

Resumen

Contrariamente a la opinión popular, análisis recientes basados en datos de dos ciclos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de México, muestran que los bosques del país constituyen un sumidero neto de CO₂. Este sumidero es resultado de la absorción natural de CO₂ en bosques que permanecen como bosques, los cuales en su mayoría no fueron tomados en cuenta en los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero por razones metodológicas. La absorción media de CO₂ en estos bosques compensa no sólo las emisiones derivadas de la degradación forestal, sino aquéllas derivadas de la deforestación. No está claro si este fenómeno es debido simplemente a la recuperación natural de bosques degradados, o si está también ocurriendo en bosques maduros intactos, *i.e.*, no degradados, pero en cualquier caso está en consonancia con resultados obtenidos en estudios recientes a nivel global y en bosques neo-tropicales. Los resultados cuestionan cómo funcionará REDD+ en el futuro, no solo con respecto a la construcción de un Nivel Nacional de Emisiones de Referencia

(NREL), sino también, más importante, qué tipo de actividades REDD+ se deben incentivar en México. ¿Deberían dichas actividades estar dirigidas sobre todo a disminuir la deforestación (la cual ha estado disminuyendo de todas maneras en los últimos años), o a disminuir la degradación en bosques degradados, o a mejorar y promover la absorción natural de CO₂ en bosques degradados?. Estas opciones no son mutuamente excluyentes y es necesario que sean consideradas desde el punto de vista de (a) su potencial biofísico y (b) su eficiencia económica y la posibilidad de beneficios y aceptación social a nivel local. Se sugiere que aparte de los esfuerzos para reducir la deforestación y la conservación de los almacenes existentes, una estrategia basada en estimular la recuperación de almacenes de carbono en bosques degradados debería ser central en la política REDD+ en México.

Palabras clave: sumidero, recuperación de almacenes, emisiones versus absorciones, ‘splitting the difference’.

Introduction

The discovery of the Mexican sink

Mexico has carried out five national Greenhouse Gas (GHG) inventories and submitted five National Communications GHG emissions to the UNFCCC. All of these showed Mexico’s forests, and the Land Use, Land Use Change and Forestry Sector (LULUCF) as a whole, as net emitters of CO₂, although the size of these emissions was reported as having steadily decreased over time in both absolute and relative terms; the most recent National Communication indicated that for 2010 total national emissions were 748 252 Gg CO₂ and the net contribution of the LULUCF sector was 45 670 Gg CO₂ (6.3%).

The first Biennial Update Report (BUR) to the UNFCCC (INECC-SEMARNAT, 2015) shows that net emissions have been reducing rapidly and were 32 425 Gg CO₂ in 2013 (4.9% of the total), based as before on changes in land use between the categories forest land, grasslands, cropland, urban uses and other uses (Table 1). However, for the first time, calculations were also included for the emissions and removals of CO₂ in forest that remains forest. These are based on comparison of 14 687 sample plots of second cycle of the national forest inventory (INFyS) measured between 2009 and 2013 and 26 220 measured in the first cycle between 2004 and 2007. This shows high levels of removals due to recuperation (‘forest enhancement’ in the terminology of REDD+), mainly in forests but also to a lesser extent in grasslands which remain grasslands (Table 2), with the result that the net sink for the LULUCF sector was -140 573 Gg CO₂.

Table 1. Emissions and removals of GHGs due to changes in land cover in the LULUCF sector (Biennial Update Report to UNFCCC, INECC-SEMARNAT, 2015).

	Total GHG Gg CO ₂ e	CO ₂ Gg CO ₂ e	CH ₄ Gg CO ₂ e	N ₂ O GgCO ₂ e
Land converted to forest land	-12 582.75	-12 582.75		
Sub-total, removals	-12 582.75	-12 582.75		
Lands converted to grasslands	28 877.56	28 877.56		
Lands converted to croplands	4425.85	4425.85		
Lands converted to urban uses	783.93	783.93		
Lands converted to other uses	1306.18	1306.18		
Fires	9614.08	8650.82	633.51	633.51
Sub-total, emissions	45 007.61	44 044.35	633.51	633.51
Total	32 424.86	31 461.60	633.51	633.51

**Table 2.** Removals in lands that remain unchanged (Biennial Update Report to UNFCCC, INECC-SEMARNAT, 2015).

	Removals, Gg CO₂e
Forest lands that remain forest lands	-150 232.25
Grasslands that remain grasslands	-21 672.10
Croplands that remains croplands	-1093.27
Total	-172 997.61
Net emissions (areas with land use change + areas that do not change)	-140 572.75

The difference in these estimates is not only due to the fact that new data have become available as a result of the second cycle of the INFyS. It has its roots more deeply in the methodologies and definitions applied. The GHG inventories and the National Communications follow IPCC methodology which rules that increments in forest biomass should only be taken into account when they are the result of anthropogenic forces, in what are known as 'managed forests' (IPCC, 1996 and 2003). In the Mexican National Communications, the term 'managed forests' has been interpreted very narrowly, to include only (1) forests which are under official management plans for timber extraction, which accounted for only 6.2 million ha in 2010 (about 7% of the total forest area, which was 88.1 million ha in 2011), and (2) land which had been abandoned and which reverted to forest (5.8 million ha in 2010). The remaining forest area (>86% of the total) was assumed to have been unaffected by anthropogenic forces.

The BUR by contrast used direct measurements of changes in standing biomass levels in sample plots in all forests, regardless of their human use. It is widely acknowledged that most of Mexico's forests have been anthropogenically altered through informal and undocumented uses by rural communities, which are thought to cause some degradation though not a change in land use. These uses include shifting cultivation, grazing of cattle, extraction of fence poles and non-timber forest products, etc. that tend to result in small per hectare losses of biomass. These are hardly captured in official estimates of degradation, which are based on change from 'primary' to 'secondary' forest, as indicated on land cover maps of the national institute for geography and statistics, INEGI. It is clear however that areas subject to such activities should be considered as 'managed forests' in the sense intended by IPCC. The difficulty is to determine what proportion of the total forest area is so affected and what proportion should be considered 'unmanaged' (*i.e.*, untouched by man). Expert opinion suggests that 80% of Mexico's forests have been influenced by human activities, although hard data on this is still lacking.

Materials and method

Methodological uncertainties

In addition to the fact that it is not clear how much of the forest should be considered 'managed' (and therefore included in GHG emissions estimates) and how much is 'untouched' (and therefore to be excluded), there are some uncertainties relating to the data from INFyS. It has been argued (personal communication: Rafael Mayorga, Ben de Jong, Fernando Paz) that the data are unreliable because the plots used for the measurements in the second round do not in all cases exactly overlap with those used during the first round. This is because the sampling system used conglomerates; biomass measurements were taken in four small circular plots around a central point that was geo-referenced. Although the central point was in theory the same in both rounds, the precise location of the subplots may not have been, owing to minor differences as regards the bearings and distances used to locate the subplots. This means that it is not possible to compare stock levels over time at the plot or even at stand level. At national level, however, and at the level of forest type, the sample is sufficiently large to enable us to

consider the results as representative of two independent samples, so that the average change over the entire set should in principle give a statistically valid estimate of the average change in stock over the country or over the different forest types. And while it may be true that individual tree measurements were not always carried out with due care and attention, there would be no reason for a one way bias in the results due to this.

There remains a methodological difficulty in that the estimates of annual change in the BUR are based on the time intervals between the measurements in each individual plot, which vary from 1.23 to 9.06 years with an average of 5.34. Since it is not statistically correct to compare data at the plot level, the data are currently being reviewed using the average time difference between all the plots of each forest types, which will unfortunately result in less precision (wider standard deviations around the means). It is without doubt however that the results will continue to demonstrate that Mexico's LULUCF sector is a net sink. The question is only how large, exactly, this sink is, and with what confidence we can estimate it.

Global and regional corroborating evidence

Although the idea that Mexico's LULUCF sector is a net sink runs contrary to the popular belief regarding rates of forest loss in Mexico, it is fully in line with recent findings from other parts of the world. Jang *et al.* (2014), using the Carbon Tracker system developed by the US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) for modeling carbon fluxes, find that Mexico's biosphere provided a net sink of 0.020 PgC/year on average between 2000 and 2009, while across Latin America as a whole the sink was 0.030 PgC/year, although they do not attempt to explain the mechanism behind this. Lewis *et al.* (2009) first showed that intact (*i.e.*, primary, old-growth) humid tropical forests continue to absorb carbon from the atmosphere despite being at their ecological climax position. This study dealt with very dense forests on the order of >450 tons biomass per ha, over which the uptake of carbon was found to be 0.59 tons/ha/year or around 2 tons CO₂, and would thus be equivalent to an absorption of around 0.0045 tons CO₂ per ton of standing biomass per year. However, since these forests are intact, and in very isolated areas, they must be considered 'un-managed', that is, not anthropogenically modified. Pan *et al.* (2011) explored the difference between intact and re-growth (*i.e.*, secondary) forests, and found that while the world's 1392 million ha of intact tropical forests absorbed 1.19 (+/-0.41) Pg C per year from 1990 to 2007, the 557 million ha of re-growth forests in the tropics absorbed 1.64 (+/-0.52) Pg C per year. This indicates that absorption rates in anthropogenically modified (*i.e.*, degraded but regenerating) forests are more than three times higher than those in intact forests across the tropics. More recently, Poorter *et al.* (2016) have provided evidence of carbon uptake rates in secondary forests across the neo-tropics which are up to 11 times higher than those in intact forests, at around 3 ton C or 11 ton CO₂ per ha per year. They find that rates of recovery in re-growth forests vary greatly as a result of differences in water availability but not as a result of differences in soil fertility, such that in Mexico rates of recovery were low in the tropical dry forests of Yucatan and Jalisco but much higher in the humid forests of Chiapas.

Policy implications for REDD+

Poorter *et al.* (2016) use their findings to make a strong case that forest policies under the Convention on Biodiversity (CBD), the Aichi targets for CBD, the New York Declaration on Forests and also under REDD+ should focus on promoting forest enhancement in re-growth forests, since the potential for this is high. In principle we are in agreement with this proposition, but as regards the adoption of this strategy under REDD+, we suggest that there are three important policy and technical aspects which need to be considered: (1) how the national reference level or other baselines for enhancements will be constructed, (2) what the most cost effective and practicable approach to

monitoring performance is and (3) what policy instruments in practice could be applied to stimulate and promote enhancement and recovery rates. We develop our views about each of these points in what follows.

Baselines/reference levels

Under REDD+, international finance is tied to improvements compared to the 'business as usual' scenario, which is represented by a baseline, following the principle of additionality. UNFCCC policy states that the baseline (known as a National Reference Emission Level or Nation Reference Level, the difference between which we explain below) should cover the entire forest area of a country¹ and should reflect trends over a relevant historical period, but may be modified according to 'national circumstances'. This just means that past trends in annual forest loss, when predicted into the future, may be adjusted to take into account future circumstances which would be expected to impact this regardless of REDD+. For example, the planned construction of a major road into previously isolated forest regions would likely increase deforestation rates; influx of migrants might also have such an effect.

A *National Reference Emission Level* (NREL) takes into account past trends in deforestation and may also include trends in degradation. For deforestation, the NREL is usually developed by comparing changes in the forested area over time ('activity data') using remote sensing, and then applying a multiplier ('emission factor') to represent the typical carbon lost per hectare in each main forest type when it gets deforested (e.g., 95% of the average standing stock, which will be different in different forest types). The inclusion of degradation in the NREL is hampered by the fact that it is very difficult accurately to map the areas that have been subjected to small changes in biomass density using moderate resolution remotely sensed imagery such as Landsat and vastly more difficult to assess how much loss in density has occurred (how many tons per hectare) in any given area. To date, such data can only be obtained from a time series of ground-based forest inventories (Morales-Barquero *et al.*, 2014), or perhaps from extremely-high spatio-temporal resolution data acquired by small drones (Paneque-Gálvez *et al.*, 2014). However, few countries have carried out systematic ground-based surveys and forest drone surveys are still in their infancy. The utility and reliability of automatic interpretation of very high resolution images such as RapidEye are still to be determined in this respect.

A *National Reference Level* (NRL) is a more complex baseline which includes not only emissions due to past rates of deforestation and degradation but also removals due to past rates of forest enhancement or recovery. The estimation of past removal rates suffers from the same technical challenges as degradation, since it involves quantifying small increases in biomass in disparate forested areas.

Since REDD+ is performance-based, international finance will only be issued for items that are included in, and can be shown to be additional when measured against, the national baseline. The revised NREL that Mexico submitted to UNFCCC in 2015 (CONAFOR, 2015a), which is based on data from 2000 to 2010, includes only gross deforestation, although estimates of degradation defined as net change between primary and secondary forest area (which is a very rough approximation, since degradation is occurring in all types of forest regardless of their formal designations as 'primary' or 'secondary'), as well as estimates of losses due to forest fires, are included in the appendices. This implies that at present, only reduced deforestation could be used to claim performance-based funds.

The national strategy for REDD (ENAREDD+) (CONAFOR, 2015b) refers to all five REDD+ activities (reduced deforestation, reduced degradation, sustainable management of forests, conservation

¹In exceptional cases, large jurisdictions within a country, such as provinces or islands, could apply for REDD+ as separate units, but this would be agreed only when inclusion of the whole country is impracticable, for example when parts of the national territory are not fully under the control of the central government as a result e.g., of insurgency.

and enhancement), and it may be expected that baselines for degradation, sustainable management of forests and conservation may be developed in good time. However, international claims for performance-related payments for forest enhancement could face both technical and legal difficulties. Given the finding that Mexico's forests are currently a net sink, if the country wishes to claim for enhancements in the future, an NRL would be needed to distinguish between those gains in stock which would have occurred anyway in the absence of REDD+, and those that can reasonably be said to be the result of deliberate measures taken to promote such increases, which raises quite severe technical challenges.

But there may also be legal challenges relating to ownership of carbon. Carbon which is saved as a result of reduction in deforestation and degradation is counterfactual, and legal expertise suggests that property rights cannot exist for something which is not a designated entity in the form of property or of usufructure. For a number of practical and legal reasons, therefore, it may be necessary to 'split the difference' (Balderas-Torres and Skutsch, 2012), distinguishing clearly between ownership of emission reductions and ownership of removals. Carbon performance related to reductions in emissions is likely to be attributed to the state (CONAFOR, 2015b and 2016; Skutsch, Balderas-Torres and Carrillo, 2015), although the government has guaranteed to use all the resulting money, and more, for investments in improved management practices at the community level (this upholds the General Law on Sustainable Forest Management which states that the owners of forest property have rights to the financial benefits that result from environmental services they provide).

The most recent draft of the ENAREDD+ (October 2015) suggests that reductions of carbon emissions as a result of reduced rates of deforestation and degradation will be assessed at the jurisdictional (state or national) level using baselines at these levels, and compensation/rewards for this performance will be claimed from international funds at the national level. The financial resources that result will be used as 'investments', *i.e.*, as up-front payments to communities to initiate sets of management practices designed to support sustainable management of their natural resources (for the case of existing projects which are already claiming credits for reduced D&D, these would have to be registered and the credits deducted from the NREL in order to avoid double counting).

On the other hand, removals due to increments of carbon as a result of growth of the biomass are clearly a designated entity as they are physically present and measurable on any given territory. For this reason, they would be considered the property of the forest owners (communities or small land owners). Provided they register the area in the national forest monitoring system, the owners would in principle be free to have the carbon removals verified and to market the resulting credits on voluntary national or international markets (Climate Action Reserve, 2013; CONAFOR, 2016). The Mexican government has recently issued Norms for such carbon projects which should simplify the marketing process (Secretaría de Economía, 2015), and the law has recently been changed to allow companies to offset part of their carbon tax through the purchase of such verified carbon credits. The Norms do not specify or provide operational rules for how the baselines for these carbon enhancement projects would be constructed, but state that projects will have to follow baseline methodologies approved by the national forest commission, CONAFOR, with support from national institute for ecology and climate change (INECC) and a Consultative Committee, and that these methodologies will reflect the principle of additionality.

The Norms state that the increments in carbon stock would have to exceed those that would have occurred in any case if the forest had been managed according to existing laws, statutes and rules. Since deforestation everywhere in Mexico is illegal without a special permit, this means that the baseline cannot be constructed on the basis that deforestation would be likely to occur without the project. Degradation is however not illegal, and data showing that degradation would have been present without the project may therefore be acceptable in a baseline which is to be used to claim credits for enhancement.

However there are not many precedents that support the development of methodology for baselines for enhancement. Natural rate of increase does not appear to be considered in any of the internationally accepted project methodologies relating to forest climate projects. Methodology used in association with Clean Development Projects (CDM) does not include it since these projects (afforestation, reforestation) can only be carried out in areas which are not under forest already. The Verified Carbon Standards (VCS), which is the world's largest voluntary sector carbon organization, do not include this factor (most of these projects covered by the VCS are concerned either with avoided deforestation or degradation or with afforestation/reforestation, they do not deal with enhancement of forests that remain forests); nor do the Carbon Action Reserve (CAR) programmes, despite the fact that these focus on enhancement, especially for the case of Mexico (Climate Action Reserve, 2013; John Nickerson, personal communication 21.03.2016).

The simplest way to resolve the issue would be use the presence of ongoing degradation as the baseline for forest enhancement, since if it can be shown that before the project, degradation was occurring but with the project there is enhancement, then all the increase in biomass may be considered additional (the unmeasured, unclaimed reduction in degradation being a conservative co-benefit). At this micro level, maps of the kind illustrated in Figure 1 (comparing high resolution SPOT5 images over time) could be used to show the rate of transition between intact and degraded forest, for example. If it can be established that there has been on-going increases in degraded area compared to intact, this could be used as a proxy simply to verify that degradation has been present, without further quantification.

The alternative would be to establish a conservative estimate of the rate of natural enhancement (tons/ha/year) by forest type and geographical zone, and to use this as a standard baseline, such that only increments above this level could be credited, without reference to degradation. This however would run into considerable difficulties since the range of values of natural growth varies greatly, and to obtain a reasonable level of certainty, data over many years would be required.

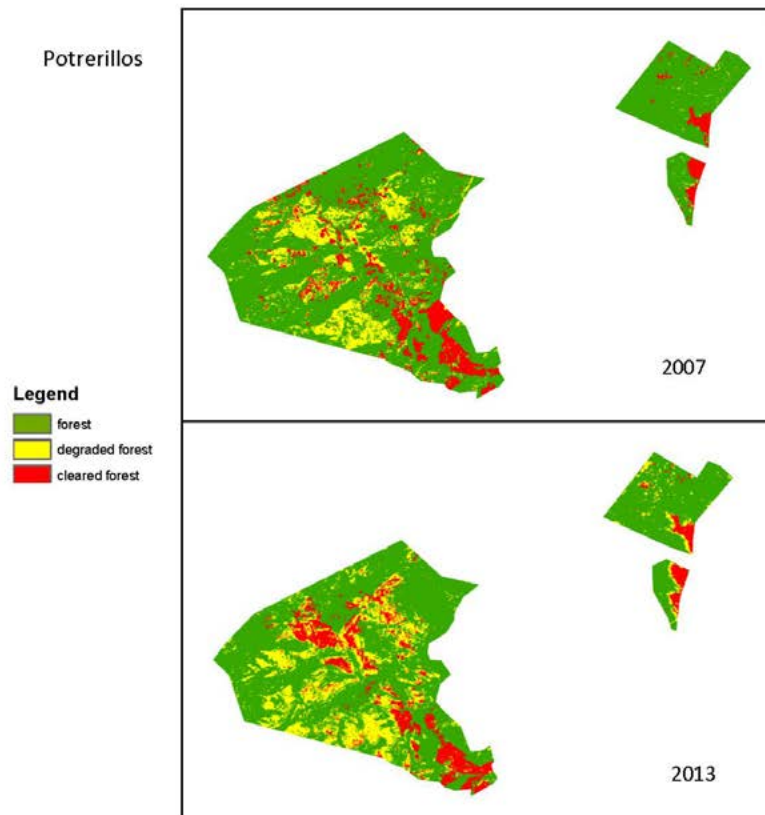
Results

Cost effective measuring and monitoring of degradation and enhancement at the project level

As we have noted already, assessing relative increases and decreases of carbon stock within forest that remains forest presents considerable technical challenges when this has to be carried out at national scale. However since enhancements are more likely to be claimed at the project level, at least for the time being, we focus on this scale, at which there are real opportunities currently available to generate reasonably accurate data. It should be noted however that projects that generate forest enhancement credits would also be viewed as contributing to the overall rural development goals espoused by the ENAREDD+.

From baselines created at the property level through use *e.g.*, of SPOT5 imagery, it is possible accurately to identify the different transitions between forest, degraded forest and cleared forest, including recuperation of degraded forest to full forest and from cleared land to recovering forest (Figure 1), although this does require specialist image interpretation skills (the case shown, for a community with an area of just over 2500 ha, took a trained geography student approximately 4 working days to analyze). Local, on-the-ground forest inventory measurements, for example by trained community members or landowners, could be used to generate data on typical stock levels in conserved versus degraded and recuperating forests, to calibrate carbon losses due to degradation. Several studies have indicated that with training and given technical inputs to design the sampling frame, local communities are competent to take the biometric measurements that are required for this (Skutsch 2011; Butt *et al.*, 2015). The difficulty is to sustain the process to provide the monitoring data necessary to assess the impacts of any interventions in the long term. This problem could potentially be

alleviated by the use of drones, controlled by the communities themselves or by technical assistants. Good quality photo images and videos taken from drones could be correlated with the on-the-ground measurements of standing stock in real time, and future estimates could then be made using pattern recognition algorithms, by vegetation type.



map class/year	area in Ha	
	2007	2013
1 (forest)	2145	1998
2 (degraded forest)	368	508
3 (cleared forest)	325	331

From*	To*	Annual Transition Rate %	Annual Transition in ha.
1	2	0.025865	55
1	3	0.006132	13
2	1	0.057954	21
2	3	0.036225	13
3	1	0.054202	18
3	2	0.028507	9

Figure 1. Analysis of transitions between intact forest, degraded forest and cleared forest: Case of Ejido Potrerillos, Mascota, Jalisco, using SPOT5 images for 2007 and 2013.



Appropriate policy instruments

The public consultation process which has taken place in Mexico, through the Comité Técnico Consultativo REDD+ (CTC-REDD+), guided by a number of key national NGOs, and through workshops at community level in the Early Action Areas, has resulted in a vision of REDD+ which is extremely broad and more akin to sustainable rural development than a carbon programme as such. There are many reasons for this, including acceptability to the communities themselves, sustainability in the long term and the need for a range of benefits both environmental and social. Under the IRE, investment packages will be developed for coherent geographical areas by 'public agencies for territorial development' (APDTs) (examples of APDTs are the Juntas Intermunicipales dedicated to environmental management in Jalisco), in consultation with the individual communities within these areas. The IRE proposal (CONAFOR, 2016) states the criteria for selection of activities for investment are the following: (1) they have to be able generate income locally, (2) they have to increase the economic value of the forest; (3) they have to tackle activities which negatively affect forests. The main groups of activities envisaged include: improved shifting cultivation practices, sustainable cattle rearing, sustainable (timber) management, renovation of coffee plantations, bee-keeping, reconversion of abandoned land, economic activities for those people who have no land, Payment for Environmental Services (PES), strengthening of local governance and strengthening institutional regulations (CONAFOR, 2016). Communities will in all likelihood adopt several of these types of interventions simultaneously in their REDD+ effort. Clearly, some of the activities are expected to have an indirect rather than a direct impact on carbon stocks or rates of loss of these. It is also clear that the success of activities aimed at reducing deforestation will require a high level of coordination with, and support from, authorities in the non-forestry sector, in particular with SAGARPA, the Ministry of Agriculture. This may be quite difficult to achieve since the goal of reducing deforestation can easily conflict with that of increasing agricultural production, although of course there are some win-win opportunities in the form of intensification of production, agro-forestry etc.

While the World Bank's carbon fund does require attention to deforestation, for pragmatic reasons it may be easier and possibly more efficient to focus REDD+ in the first instance on driving down degradation rates and promoting greater forest enhancement, rather than (or in addition to) tackling deforestation. If this is the aim, then the most appropriate interventions might be of the kind listed in Table 3. The real problem at present is that there is virtually no information available on the effectiveness of these interventions in terms of quantities of carbon per hectare that are likely to be saved, so gauging their relative cost-effectiveness in different forest types and in different contexts is not yet possible. As we note above, interventions at community level will not be implemented individually but in packages, which makes the evaluation of the effectiveness of individual activities very difficult. One of the primary tasks in the REDD+ Early Action Areas should clearly be to generate this kind of data, if not at community level then at the level of APDT intervention area, using well selected control areas to demonstrate the effectiveness of the packages of interventions in areas of treatment. This should be a priority activity for the organizations supporting REDD+ in Mexico and academics evaluating REDD+.

Table 3. Management options to reduce degradation and increase enhancement of carbon stocks in forests that remain forests.

Degraded forests currently used for timber production		
General aim: to bring these forests under sustainable timber management		
Type of intervention	Main effect	Implementation requires
Extension of rotation age	Enhancement	Management decision
Select healthy trees, remove others, for improved growth and vigour	Enhancement	Management decision
Convert logged forest to conservation forest	Enhancement	PES incentives
Exclude illegal loggers	Reduced degradation, possibly also enhancement	Financial support for forest patrols, strong legal assistance
Fire control	Reduced degradation	Financial support for forest patrols and fire crews
Enrichment planting	Enhancement	Incentives
Remove impediments for natural regeneration	Enhancement	Exclude cattle and other degradation drivers
Degraded forests not currently used for timber production		
General aim: to modify or remove the activities that cause degradation, to allow natural regeneration processes that stimulate forest enhancement		
Modify shifting cultivation practices to maximize tree cover	Reduced degradation	Provision of inputs (fertilizers, pesticides)
Modification of grazing practices	Reduced degradation, enhancement	Stimulation of more intensive cattle feeding systems
Management (<i>e.g.</i> , of <i>acahuales</i>) for production of a variety of non-timber products (particularly charcoal)	Reduced degradation	Change in laws regarding the status of <i>acahual</i> , such that these kinds of uses are no longer prohibited. Change in permit system for charcoal.
Fire control	Reduced degradation	Financial support for forest patrols and fire crews
Remove impediments for natural regeneration	Enhancement	Exclude cattle and other degradation drivers
Provide alternative for forest products extracted (firewood, posts)	Enhancement	Improved stoves, alternatives to fence posts, encouragement of live fences etc,
Restock areas that no longer have root stock	Enhancement	Labour payments

Another policy aspect that needs attention is targeting. Targeting areas which are likely to be deforested is difficult, because although it is possible to model the areas which are in general most vulnerable (*e.g.*, INECC, 2011), identifying *within these areas* the particular properties that would be deforested in any given time period (for example, to provide them with PES payments) is impossible. In an area of high risk -with say a 7% probability of being cleared in a given year- payments would have to be made to 93 properties that would not have deforested in addition to every 7 that would, and this is not a cost effective approach.

Degradation is easier to target than deforestation the sense that it is much more widespread. It is also a more gradual process and has lower opportunity costs (Borrego and Skutsch, 2014). It is relatively easy to identify communities that already have degraded forests, even if the level and rate of degradation is not fully quantified, and clearly those with larger degraded areas have potentially the greatest opportunity for reversing this and gaining carbon through forest enhancement. All other things being equal, it would be most cost-effective to select those with the greatest areas of degraded forest in absolute terms for intensive interaction with the promoters of REDD+. At present however the



recruitment of communities for participation in REDD+ activities in the Early Action Areas is not systematically based on any such analysis. In practice it tends to focus (a) on those communities which have at least some (more or less) intact forests, with a view to promoting continued conservation; and for practical reasons, (b) on communities which have cooperated in forestry programmes earlier, who for a variety of underlying reasons have a more positive attitude towards interventions in the forestry sector. Moreover, for political reasons REDD+ activities are being focused almost entirely on properties in social ownership (*i.e.*, ejidos or comunidades indígenas). While these tenure arrangements cover 80% of the forest area in the Yucatan Peninsula, in the state of Jalisco as a whole they cover only 30%. No systematic analysis has yet been made of the relative rates of degradation in private properties compared to communal properties in Mexico, and this is another priority area for research. Even without further research however it is clear that in Mexico more private properties will have to be targeted, and that REDD+ cannot focus solely on communities.

Conclusions

In selecting communities for participation in early actions in REDD+, undoubtedly the need to adhere to social safeguards and to consider equity considerations would always have to play a large part. However, a strategy involving REDD+ investments to areas which are clearly identified at the local level as degraded could (1) help to concentrate the REDD+ efforts cost effectively, pinpointing communities which have large areas of degraded forest, *i.e.*, those with the most biophysical enhancement potential or 'room to grow' and (2) engage communities and landowners, not only through 'investments' in activities which stimulate improved management of the territory, but also, in addition, through the potential of a local or international carbon market dealing in enhancements, which could give them ownership of the carbon savings and thus a potential income source (which might be considered a social co-benefit). At the same time it could result in (3) reducing degradation in a much broader sense than as defined for the purposes of the NREL; although credits for avoiding this kind of degradation cannot at present be claimed from international REDD+ funds by Mexico, it would contribute significantly to overall national mitigation efforts, and could be considered a valuable environmental co-benefit of the programme.

The analysis has also indicated that there are a number of areas where there is an urgent need for more research. Perhaps the most pressing is the quantitative assessment of the carbon impacts of the different activities undertaken as a result of investments in the Early Action Areas (as well as the social and economic impacts). This information is essential if REDD+ is to be cost effective in the future. There is also a need to address deforestation and degradation on privately owned properties compared to properties in social ownership, and this requires an analysis of the relative rates of loss (and gain) of carbon stocks and of whether the primary drivers are the same or different. Thirdly, more accurate methods are needed for quantifying degradation *e.g.*, for the purposes of the NREL, both at national and at local level. The net transition of forest between primary and secondary forms represents only part of the total degradation and enhancement going on in forests, and misses the very widespread small scale losses and gains. Finally, there will be a need for monitoring at the local level. It is important that communities become involved in this, and experiments are needed to find the most efficient way forward.

References

- Balderas-Torres, A. and M. Skutsch. 2012. Splitting the difference; a proposal for benefit sharing in reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD+). *Forests* 3(1):137-154.
- Borrego, A. and M. Skutsch. 2014. Estimating the opportunity costs of activities that cause degradation in tropical dry forests: implications for REDD+. *Ecological Economics* 101:1-9.

- Butt, A., K. Epps, H. Overman, T. Iwamura and J.M.V. Fragoso. 2015. Assessing carbon stocks using indigenous peoples' field measurements in Amazonian, Guyana. *Forest Ecology and Management* 338:191-100.
- Climate Action Reserve. 2013. Mexico Forest Protocol. <http://www.climateactionreserve.org/how/protocols/mexico-forest/>
- CONAFOR. 2015a. Mexico's forest reference emissions level proposal (revised). Submitted to UNFCCC. http://redd.unfccc.int/files/frel_mexico_modified.pdf
- CONAFOR. 2015b. Estrategia Nacional para REDD+. Comisión Nacional Forestal, México. Draft for consultation, Octubre, 2015. [http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/35/6462Estrategia%20Nacional%20para%20REDD_%20\(para%20consulta%20p%C3%ABblica\)%202015.pdf](http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/35/6462Estrategia%20Nacional%20para%20REDD_%20(para%20consulta%20p%C3%ABblica)%202015.pdf)
- CONAFOR. 2016. Documento de la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE). Draft for consultation, Febrero 2016. <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/iniciativa-de-reduccion-de-emisiones/> (Accessed: March 27, 2016).
- INECC. 2011. Index of economic pressure to (risk of) deforestation, INE-IRDef-2.0. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. www.inecc.gob.mx/irdef-eng.
- INECC-SEMARNAT. 2015. First Biennial Update Report to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- IPCC. 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry.
- Jang, W.Y., I.L. Park, S.S. Ha, S.H. Jang, K.W. Chung, G. Lee, W.H. Kim and Y.J. Choi. 2014. Preliminary analysis of the development of the Carbon Tracker system in Latin American and the Caribbean. *Atmosfera* 21(1):61-76.
- Lewis, S.L., G. López-González, S. Bonaventure, K. Affum-Baffoe, T.R. Baker, L.O. Ojo, O.L. Phillips, J.M. Reitsma, L. White, J.A. Comiskey, M.-N. Djuikouo, C.E.N. Ewango, T.R. Feldpausch, A.C. Hamilton, M. Gloor, T. Hart, A. Hladik, J. Lloyd, J.C. Lovett, J.-R. Makana, Y. Malhi, F.M. Mbago, H.J. Ndagalasi, J. Peacock, K.S.-H. Peh, D. Sheil, T. Sunderland, M.D. Swaine, J. Taplin, D. Taylor, S.C. Thomas, R. Votere and H. Wo'll. 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical 469 forests. *Nature* 457(7232):1003-1006.
- Morales-Barquero, L., M. Skutsch, E.J. Jardel-Peláez, A. Ghilardi, C. Kleinn and J.R. Healey. 2014. Operationalizing the Definition of Forest Degradation for REDD+, with Application to Mexico. *Forests* 5(7):1596-1617.
- 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.
- Paneque-Gálvez, J., M. McCall, B. Napoletano, S. Wich and L.P. Koh. 2014. Small Drones for Community-Based Forest Monitoring: An Assessment of Their Feasibility and Potential in Tropical Areas. *Forests* 5:1481-1507.
- Poorter, L., F. Bongers, T. Mitchell-Aide, A.M. Almeyda-Zambrano, P. Balvanera, J.M. Becknell, V. Boukili, P.H. Brancalion, E.N. Broadbent, R.L. Chazdon, D. Craven, J.S. de Almeida-Cortez, G.A. Cabral, B.H. de Jong, J.S. Denslow, D.H. Dent, S.J. DeWalt, J.M. Dupuy, S.M. Durán, M.M. Espírito-Santo, M.C. Fandino, R.G. César, J.S. Hall, J.L. Hernandez-Stefanoni, C.C. Jakovac, A.B. Junqueira, D. Kennard, S.G. Letcher, J.C. Licona, M. Lohbeck, E. Marín-Spiotta, M. Martínez-Ramos, P. Massoca, J.A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y.R. Nunes, S. Ochoa-Gaona, A.A. de Oliveira, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E.A. Pérez-García, D. Piotto, J.S. Powers, J. Rodríguez-Velázquez, I.E. Romero-Pérez, J. Ruíz, J.G. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeifa, N.B. Schwartz, M.K. Steininger, N.G. Swenson, M. Toledo, M. Uriarte, M. van Breugel, H. van der Wal, M.D. Veloso, H.F. Vester, A. Vicentini, I.C. Vieira, T.V. Bents, G.B. Williamson and D.M. Rozendaal. 2016. Biomass resilience of neotropical secondary forests. *Nature* DOI:10.1038/nature16512.
- Secretaría de Economía. 2015. Norma Mexicana para el registro de proyectos forestales de carbono y la certificación del incremento en el acervo de carbono. NMX-AA-173-SCFI-2015. México.
- Skutsch, M. 2011. Community forest monitoring for the carbon market; opportunities under REDD. London: Earthscan. 186 p.
- Skutsch, M., A. Balderas-Torres and J.C. Carrillo. 2016. Technical and level challenges for pro-poor distribution of REDD+ Benefits in Mexico. In preparation.



3.3 Carbono orgánico del suelo y beneficios económicos en la producción de nopal verdura en Milpa Alta, Ciudad de México

Nicolás-González Alfredo¹; Rivera-Martínez Juan G.¹; Vela-Correa Gilberto² y Silva-Torres Beatriz¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Delegación Iztapalapa, CP 09340, Ciudad de México.

²Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: niquito_1784@hotmail.com

Resumen

Las actividades agrícolas convencionales han generado diferentes daños al ecosistema, uno de los más evidentes es en suelos. El manejo que reciben los suelos agrícolas generalmente implica la pérdida del carbono orgánico, este problema deriva en erosión, disminuyendo los rendimientos productivos. Sin embargo existen prácticas agrícolas para elevar los niveles de carbono orgánico en suelos, aumentando los niveles de producción, trayendo beneficios al ambiente y a la economía de los productores. Dichas prácticas se denominan agricultura de conservación y se basan en la labranza mínima o cero, uso de cobertura orgánica sobre el suelo y rotación de cultivos, así como en el uso de cultivos perennes. El cultivo de nopal verdura presente en la delegación Milpa Alta es un cultivo que se acerca a la agricultura de conservación por sus características de manejo. Se determinaron los niveles de carbono orgánico en tres suelos con cultivo de nopal verdura en la delegación Milpa Alta, sacando una relación con sus niveles de producción. Los resultados se compararon con un cultivo bajo diferente manejo como lo es el maíz. El análisis de *t* de Student mostró diferencia significativa entre los niveles de carbono orgánico del suelo ($P \leq 0.0016$) y el rendimiento productivo entre los dos tipos de cultivos. Se encontró una relación positiva entre los niveles de carbono orgánico del suelo y el rendimiento productivo del nopal.

Palabras clave: agricultura de conservación, *Opuntia ficus-indica*, rendimiento.

Abstract

Conventional agriculture activities had generated different problems in ecosystem; one of the most evident is on soils. Management receiving agricultural soils usually imply lost of organic carbon, deriving in soil erosion and decreasing yields. There are agricultural practices to elevate the Soil Organic Carbon (SOC) levels, increasing production levels and improving the economy of farmers. These practices are named conservation agriculture and are based in minimum tillage, use of organic coverture and crops rotation, as well as use of perennial crops. The nopal verdure present in Milpa Alta delegation is a crop that approach to conservation agriculture because of its management characteristics. Levels of organic carbon were determinated in three soils with crops of nopal in Milpa Alta. Results were compared with the production of each plot. The information obtained was compare with a corn crop, which is under different management conditions. The student *t* test analysis showed significance different between SOC levels ($P \leq 0.0016$) and yields between the two crops ($P \leq 0.0039$). The database of SIAP was used to determinate the economical value of nopal verdure and corn. A positive relation was found between COS levels and economical income in nopal production.

Key words: conservation agriculture, *Opuntia ficus-indica*, performance.

Introducción

El suelo constituye un ecosistema terrestre primario que sirve como medio de soporte, reciclaje y limpieza de desperdicios de plantas y animales (Rosenzweig, 2000). La fertilidad del suelo y la acumulación de reservas orgánicas como en Carbono Orgánico del Suelo (COS) están determinadas por la interacción compleja de factores climáticos, edáficos, biológicos y, para el caso de la agricultura, el tipo de manejo (Lal, 2004). La agricultura ha pasado de un sistema donde se utilizaban pequeñas extensiones de suelo, herramientas manuales y fuerza animal a una agricultura moderna, la cual hace uso de grandes extensiones de suelo, maquinaria y fertilizantes químicos (Lal, 2009).

A pesar que la agricultura moderna ha incrementado la productividad durante los últimos 50 años, ha derivado en diversos problemas ambientales entre los que destacan la liberación de gases de efecto invernadero y la degradación del suelo. La degradación del suelo está relacionada con la pérdida de materia orgánica y representa un problema que para los agricultores ante la pérdida de tierras de cultivo y por consiguiente pérdidas económicas. Estos problemas ambientales han derivado en la necesidad de prácticas agrícolas con un bajo impacto ambiental.

Una de las alternativas para disminuir el impacto ambiental es la agricultura de conservación. La FAO (2016) indica que la agricultura de conservación tiene como objetivo lograr una agricultura sostenible y rentable y en consecuencia dirigida al mejoramiento del sustento de los agricultores mediante la aplicación de sus tres principios, los cuales son: (i) perturbación mínima del suelo, (ii) cobertura permanente del suelo y (iii) rotación de cultivos.

La perturbación mínima 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. Sobre el suelo se utilizan coberturas orgánicas como plantas vivas o abonos, por ejemplo tréboles y estiércol respectivamente, para proteger al suelo de factores ambientales adversos. El uso de plantaciones perennes es otra alternativa, pues sus características hacen que los suelos no sean perturbados por resiembra (FAO, 2002).

Entre los principales beneficios de la agricultura de conservación se menciona la disminución del impacto al ecosistema, aumento del COS y la fertilidad, aumento de los rendimientos agrícolas y en consecuencia aumento de los ingresos para el agricultor (Verhulst, 2015). La FAO (2016), destaca el beneficio económico que se puede obtener con la aplicación de la agricultura de conservación, siendo este uno de los principales paliativos para fomentar dicha práctica entre los pequeños agricultores.

El cultivo de nopal verdura (*Opuntia ficus-indica* L.) presente en la delegación Milpa Alta, al sur de la Ciudad de México, se acerca al manejo de la agricultura de conservación. El suelo de este cultivo es abonado con aproximadamente 600 ton anuales de estiércol bovino (Rivera, 2002), es una planta perenne y maneja una labranza mínima. Además de reportar altos rendimientos productivos. De acuerdo al Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de México, el cultivo de nopal verdura en 2013 obtuvo un rendimiento promedio de 62 ton/ha (SIAP, 2015).

Se espera que el manejo que reciben los suelos de las nopales de la delegación Milpa Alta repercuta en niveles altos de COS y, consecuentemente, influya positivamente los niveles de producción, haciendo de este cultivo una actividad rentable.

Los objetivos del presente trabajo de investigación tienen como objetivos la evaluación del COS y los beneficios económicos que resultan del manejo que reciben los suelos del cultivo de nopal verdura, localizados en la delegación Milpa Alta. Los resultados se comparan con las mismas mediciones realizadas en una parcela de maíz de manejo tradicional presente en la misma zona.

Materiales y métodos

El trabajo se realizó en la delegación Milpa Alta, situada al sur del Distrito Federal. La delegación cuenta con una extensión de 28 813 ha y una altitud entre 2200-3600 m s.n.m. La temperatura oscila

entre los 6-16 °C y la precipitación anual entre 700-1600 mm. Con base en INEGI (2015) Milpa Alta cuenta con un uso de tierra que se distribuye de la siguiente manera; agricultura (33%), zona urbana (10%), bosque (49%) y pastizal (8%).

Para la evaluación de los niveles de COS en los suelos de las nopaleras, se muestrearon tres parcelas de nopal y una de maíz (Figura 1). La toma de muestras se realizó a una profundidad de 0 a 20 cm, los resultados se muestran en toneladas por hectárea y se observa el resultado promedio de las parcelas de nopal. Se utilizó la prueba de *t* de Student para el análisis estadístico que comparó los resultados de los dos cultivos. El muestreo se realizó entre los meses de mayo y junio de 2014. Los valores de producción para cada parcela se obtuvieron con la información proporcionada directamente por los productores. Para realizar la determinación de los valores económicos los resultados, se utilizó los valores económicos agrícolas dados por el SIAP.



Figura 1. Parcelas de muestreo.

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, la cual se refiere al estudio, muestreo y análisis de suelos. El método para la obtención del COS, fue por el de Walkey y Black (1947). Se realizó en análisis estadístico de *t* de Student para evaluar los niveles de COS entre parcelas.

Resultados y discusión

Los resultados para los niveles de COS es de 105.9 ton/ha para el caso del cultivo de nopal (el promedio de las tres parcelas muestreadas) y de 72 ton/ha para el cultivo de maíz. La prueba de *t* de Student indica que sí existe diferencia significativa entre cultivos ($P \leq 0.0016$) con 0.05 de significancia. Por lo que se deduce que los niveles de COS en los suelos de nopal son significativamente mayores que en suelos de maíz. Los rendimientos que los productores reportaron en sus cultivos ascendieron a 48 y 1.5 ton/ha para nopal y maíz respectivamente, la *t* de Student muestra diferencia significativa ($P \leq 0.0039$) entre los valores reportados (Figura 2).

Valores de COS, Rendimiento por hectárea y Valor al mercado por tonelada de cada cultivo

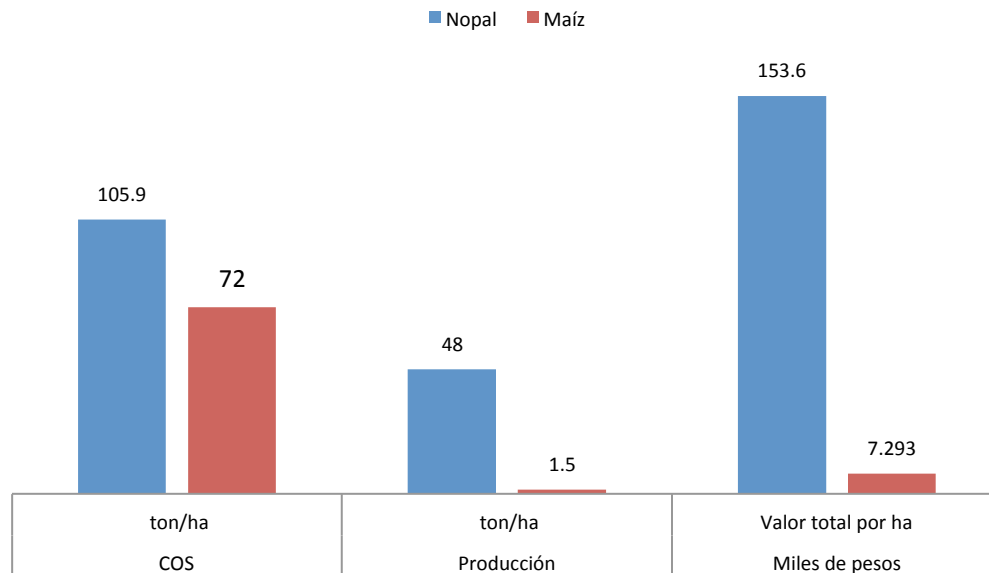


Figura 2. Niveles de COS, producción y valor al mercado de los cultivos de nopal y maíz.

En el Cuadro 1 se encuentran los datos del resumen productivo 2013 del cultivo de nopal y maíz proporcionado por el SIAP. Los valores reportados por los campesinos respecto a la producción, y el consecuente rendimiento económico, de sus parcelas son muy parecidos a los reportados por el SIAP. En la información que corresponde al año 2013, el precio anual promedio de la tonelada de nopal fue de \$3200 pesos, para el cultivo de maíz fue de \$4862 pesos. Esto da un valor total de la producción por hectárea de \$7293 para el maíz contra un valor de \$153 600 para el cultivo de nopal (Figura 2).

Cuadro 1. Datos del cierre de la producción agrícola para en nopal y maíz correspondiente al Distrito Federal en 2013.

Cultivo	Sup. Sembrada (Ha)	Sup. Cosechada (Ha)	Producción (ton)	Rendimiento (ton/ha)	PMR (\$/ton)	Valor Producción (Miles de Pesos)
Maíz	3957.00	3957.00	5250.60	1.33	4861.51	25 525.87
Nopal	4331.00	4331.00	270 064.00	62.36	3198.20	863 717.56

Los niveles de carbono orgánico en el cultivo de nopal son significativamente más altos que el cultivo de maíz, lo cual se refleja en niveles de producción superiores. Dichos resultados probablemente se deben a la alta adición de estiércol bovino fresco a los suelos de las nopaleras. Esto se sustenta en datos del INIFAP (2008), el cual realizó estudios donde se indican que los cultivos de nopal abonados con 100 ton/ha de estiércol bovino, obtuvieron un rendimiento aproximadamente 25% superior a los cultivos que no habían sido abonados. El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC, 2015) menciona que los suelos de las nopaleras de Milpa Alta reciben entre 50 y 100 ton de es estiércol bovino por hectárea, mientras que Lozada (2001) reportó que reciben aproximadamente 600 ton/ha. Los resultados también coinciden con Amiri y Fallahi (2009), quienes adicionaron parcelas de manzana con 30 ton/ha de estiércol bovino, aumentando el volumen de



producción en aproximadamente una tonelada. Koga y Tsuji (2009) experimentaron con la adición de estiércol combinado y reducción de labranza en cultivos de trigo y patata, aumentando los rendimientos en aproximadamente 1 y 4 ton/ha respectivamente.

Los niveles de COS en la parcela de maíz se encuentran significativamente por debajo de los niveles de las nopaleras, sin embargo, estos resultados son superiores a los reportados por (Salazar *et al.*, 2010; Trejo *et al.*, 2013). Este resultado podría ser consecuencia que las tierras habían estado sin laboreo durante los últimos cinco años previos al estudio, en base a la información proporcionada por el productor.

A pesar de que el maíz tiene un mayor precio por tonelada en el mercado que el nopal, la gran diferencia entre el rendimiento del cultivo de nopal con el maíz hace que el precio final total por hectárea sea alrededor de 20 veces mayor para el nopal. El mayor rendimiento económico del nopal es claro. Estos resultados son similares a los reportados por Rivera (2002), quien destaca la alta rentabilidad económica del cultivo de nopal en la Delegación Milpa Alta, además de que brinda cohesión social al ser el principal motor económico de la delegación. Los resultados también coinciden con los argumentos de FAO (2016) para la implementación de la agricultura de conservación. Al aplicar dichas técnicas se obtuvieron mayores rendimientos de COS, lo que impactó en mayores ingresos económicos al aumentar la producción de nopal verdura.

Conclusiones

El cultivo de nopal verdura presente en la Delegación Milpa Alta contiene altas cantidades de COS debido al manejo que recibe, el cual se acerca a la agricultura de conservación. Queda demostrado que el cultivo de nopal es una opción más rentable que el cultivo de maíz bajo manejo convencional. Pudiendo además, acercarse al concepto de sustentabilidad mejorando el suelo y la economía de los productores, manteniendo una cohesión social.

Bibliografía

- Amiri, M. and E. Fallahi. 2009. Impact of Animal Manure on Soil Chemistry, Mineral Nutrients, Yield, and Fruit Quality in 'Golden Delicious' Apple. *Journal of Plant Nutrition* 32(4):610-617.
- FAO. 2002. Agricultura de conservación. Estudio de caso para América Latina y África. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- FAO. 2016. Agricultura de conservación. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. <http://www.fao.org/ag/ca/es/>.
- INECC. 2015. ¿Qué se está haciendo para mitigar el cambio climático? Ámbito global. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. <http://www.inecc.gob.mx/> (Consulta: enero 12, 2015).
- INEGI. 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://www.inegi.org.mx/> (Consulta: enero 28, 2015).
- INIFAP. 2008. Producción Invernal de Nopal de Verdura. Instituto Nacional de Investigación Forestal, Agrícola y Pecuaria, Méxco. ISBN 978-607-425-706-9.
- Koga, T. y Tsuji. 2009. Effects of reduce tillage, crop residue management and manure application practices on crops yields and soil carbon sequestration on an Andisol in Northern Japan. *Soil Science and Plant Nutrition* 55(4):546-557.
- Lal. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and foodsecurity. *Science* 304:1632-1627.
- Lal. 2009. The plow and the agricultural sustainability. *Journal of Sustainable Agriculture* 33:66-84.
- Lozada. 2001. Assessing the sustainability of a terraced agroecosystem for production of nopal vegetable (*Opuntia ficus-indica*) in the Metropolitan Mexico City. *American Journal of Alternative Agriculture* 16 DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0889189300008997>.
- Rivera. 2002. The sustainable potential of two contrasting agricultural systems in the terrace areas of Mexico City. Thesis (PhD.) University of London.
- Rosenzweig. 2000. Soil and global climate change: challenges and opportunities. *Soilscience* 165:47-56.
- Salazar, E., H.I. Trejo-Escareño, J.D. López-Martínez, C. Vázquez-Vázquez, J.S. Serrato-Corona, I. Orona-Castillo y J.P. Flores-Márgez. 2010. Efecto residual de estiércol bovino sobre el rendimiento de maíz forrajero y propiedades del suelo. *Terra Latinoamericana* 28:381-390.

- SIAP. 2015. Sistema de Información Agropecuaria y de Pesca. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, México. <http://www.siap.gob.mx/>.
- Trejo, H., E. Salazar-Sosa, J.D. López-Martínez y C. Vázquez-Vázquez. 2013. Impacto del estiércol bovino en el suelo y producción de forraje de maíz. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 4(5):727-738.
- Verhulst. 2015. Agricultura de conservación y captura de carbono en el suelo: entre el mito y la realidad del agricultor. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), México.
- Walkey, y Black. 1947. An examination of the deghareff method for determining soil organic and a proposed modification of chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.



3.4 Herramienta para la estimación de la huella de carbono individual en diferentes regiones del estado de Jalisco

Balderas-Torres Arturo¹; Garmendia-Lemus Sergio¹ y Marín-Maisterra Ana B.¹

¹Centro de Investigación y Proyectos en Ambiente y Desarrollo, CIPAD, A.C. Itzacíhuatl 1342-14, CP 45050, Zapopan, Jalisco.
Autor para correspondencia: arturo@cipad.mx

Resumen

La implementación de medidas de mitigación del cambio climático requieren como paso previo la identificación de las opciones disponibles para la reducción de emisiones. La elaboración de inventarios de emisiones de GEI (Gases de Efecto Invernadero) o el cálculo de la huella de carbono permite generar información sobre la contribución al cambio climático entre diferentes actores sociales incluyendo funcionarios públicos, el sector privado, la sociedad civil organizada y los ciudadanos. En este trabajo se describe una propuesta metodológica para calcular la huella de carbono a nivel de los ciudadanos del estado de Jalisco incluyendo variantes específicas a nivel municipal y regional. Se preparó un cuestionario de 52 preguntas y una hoja de cálculo para estimar las emisiones de GEI directas e indirectas por persona. La herramienta incluye el cálculo de las emisiones por uso de combustibles en el hogar, uso de electricidad, transporte cotidiano y foráneo, consumo general de bienes y servicios y aquella asociada al manejo de aguas residuales y residuos sólidos. Para determinar la magnitud de cada fuente de emisión se utilizan factores de emisión publicados en la literatura internacional, nacional y regional. La herramienta permite estimar el área requerida para neutralizar las emisiones al considerar el tipo de vegetación presente en cada municipio. Para mostrar el uso de la herramienta se presentan los resultados obtenidos al responder el cuestionario con tres perfiles hipotéticos correspondientes a hogares de un ingreso y consumo alto, bajo y medio de los municipios de Guadalajara, Tapalpa y Mezquitic respectivamente. Los resultados indican que las categorías de transporte (local y foráneo), consumo de bienes y servicios, así como el manejo de residuos, tratamiento de agua representan las categorías con mayor contribución a las emisiones individuales. Como parte final del cálculo de la huella de carbono, se determina el área necesaria para neutralizar los efectos de las emisiones considerando el tipo de vegetación presente, este resultado es extrapolado a todos los habitantes del municipio considerando que llevarán el mismo estilo de vida y consumo. En un futuro se busca aplicar esta herramienta entre la población en general para obtener los patrones de consumo y de generación de emisiones y contribuir a la creación de conciencia sobre la contribución individual al cambio climático.

Palabras clave: inventario de emisiones, hogares, participación social, educación ambiental.

Abstract

Implementation of climate change mitigation efforts requires as a first step to identify the options available for reducing emissions. The development of emission inventories of greenhouse gases or the calculation of the carbon footprint can generate information on the contribution to climate change among different stakeholders including government officials, private sector, civil society organizations and citizens. This paper describes a methodology to calculate the carbon footprint at the level of citizens of the state of Jalisco including specific municipal and regional variants. We prepared a questionnaire of 52 questions and a spreadsheet to estimate personal GHG emissions from direct and indirect sources. The tool includes calculation of emissions from fuel use in the home, use of electricity, everyday and foreign transport, general consumption of goods and services and those

associated with the management of wastewater and solid waste. To determine the magnitude of each emission source, emission factors published in the international, national and regional literature are used. The tool allows the requirements for carbon offsets considering the type of vegetation present in each municipality area. To show how the tool works three hypothetical profiles corresponding to households with high, medium and low incomes and consumption patterns were modelled for three municipalities of Jalisco (*i.e.*, Guadalajara, Tapalpa and Mezquitic). The results indicate that the categories of local and foreign transport, consumption of goods and services as well as waste management, water treatment represent the categories with the largest contribution to individual emissions. As a final part of the calculation of the carbon footprint, the area necessary to offset emissions is estimated considering local vegetation types, this is extrapolated to all the inhabitants of the municipality. In the future we seek to apply this tool among the general population to explore consumption and emissions patterns and contribute to raising awareness of the individual contribution to climate change.

Key words: GHG inventories, household analysis, social participation, environmental education.

Introducción

El término huella de carbono se ha utilizado recientemente como una herramienta para indicar la magnitud de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) que se generan a nivel global, nacional o individual o en la fabricación de un producto (Wiedmann y Minx, 2007). La huella de carbono reporta la generación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) expresadas en toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO_2e), o bien, en unidades de área equivalente es decir el número de hectáreas de ecosistemas naturales -bosques y selvas- necesarias para neutralizar dichas emisiones. A nivel individual la huella de carbono muestra en un solo indicador las emisiones de GEI que se generan por el uso de recursos y hábitos de consumo.

En este artículo se describen las actividades realizadas para el diseño y prueba de una herramienta para estimar la huella de carbono a nivel individual de los ciudadanos del estado de Jalisco, México, incluyendo variantes a nivel municipal y regional.

La huella de carbono a nivel individual encuentra su antecedente en la elaboración de inventarios de emisiones a nivel nacional o corporativo. Dentro de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC) y con el apoyo del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) se han establecido requerimientos, procedimientos y guías metodológicas para estimar las emisiones de GEI y las remociones de carbono en sumideros a nivel país (IPCC, 1996; 2000; 2003 y 2006a). A partir de estos compromisos los países a su vez han publicado legislaciones y metodologías para generar esta información a nivel sub-nacional, sectorial o corporativo. Un inventario de emisiones de GEI es una herramienta donde se reporta de forma cuantitativa, la cantidad de emisiones de GEI y las fuentes de emisión correspondientes a una organización determinada (SEMARNAT, 2014).

El método general de cálculo de emisiones que propone el IPCC consiste en combinar información sobre el alcance de una actividad humana (denominado datos de la actividad) con los coeficientes que cuantifican las emisiones o absorciones por actividad unitaria; a éstos se les denomina factores de emisión. Sin embargo, para poder hacer la estimación de las emisiones de GEI a nivel hogar es posible adoptar varios enfoques metodológicos. Zhag y colaboradores presentan una revisión de la literatura de las diferentes metodologías utilizadas para el cálculo de emisiones de carbono provenientes de hogares.

Con base en la revisión de numerosos estudios identificaron los siguientes métodos de cálculo como los más utilizados: la modelación insumo-producto elaborado a nivel de economías regionales o nacionales (Input-Output Modelling, IOM); la evaluación del ciclo de vida de un producto (Life Cycle



Assesment, LCA); el método de coeficientes o factores de emisión (Emission Coefficient Method, ECM) y; el análisis del estilo de vida de un consumidor (Consumer Lifestyle Approach, CLA).

Cada método tiene diferentes atributos. La IOM, por ejemplo, provee un método estándar de análisis que puede ser aplicado a diferentes poblaciones de manera uniforme a nivel regional o nacional -no individual- y puede ser fácilmente combinado con otro método; sin embargo, carece de fiabilidad en predicciones a largo plazo y supone un coeficiente de tecnología fijo que no es capaz de reflejar mejoras tecnológicas (Liu *et al.*, 2009). Por otra parte, en el método LCA se reflejan los efectos del consumo de productos o servicios en específico considerando todas las etapas de su ciclo de vida (producción, distribución, uso, y disposición final), pero éste requiere una gran cantidad de información lo que demanda recursos para realizar los cálculos. Por el contrario, el método ECM consiste en un proceso de cálculo fácil, basado en los valores por defecto publicados por el IPCC, pero implica el uso de coeficientes de emisión que pueden ser difíciles de determinar. Como parte de este trabajo se utiliza el método de factores de emisión para determinar la huella de carbono a nivel hogar e individual; para lograr obtener las estimaciones se hace una revisión de la literatura de los diferentes factores de emisión disponibles para caracterizar los procesos de generación de emisiones de GEI presentes en los hogares.

Para delimitar el alcance del análisis del impacto ambiental individual se definen dos tipos generales de emisiones de GEI: las emisiones directas y las indirectas. Las emisiones *directas* son aquellas que se generan en el hogar a partir de la quema de ciertos combustibles que se utilizan como parte del estilo de vida de una persona. En contraste, las emisiones *indirectas* corresponden a aquellas que no se generan en el hogar, pero pueden vincularse a los patrones de consumo -y de producción de los bienes y servicios comprados- y los métodos de disposición de residuos y descargas.

Las emisiones indirectas se dividen en dos tipos: primero, en las emisiones de GEI generadas para *producir* los bienes y servicios utilizados por los individuos que habitan el hogar; y segundo, en las emisiones de GEI generadas como parte de los procesos de generación y *disposición* de residuos sólidos y descarga de aguas residuales domésticas. El análisis de este segundo tipo de emisiones permite también recabar información a nivel municipal sobre el desempeño del manejo ambiental en estos dos rubros (*i.e.*, manejo de residuos y tratamiento de aguas residuales).

Materiales y métodos

El método de cuantificación de emisiones GEI utilizado está basado en el análisis del consumo de diferentes bienes y servicios en el hogar, para los cuales se utilizan diferentes factores de emisión para estimar las emisiones totales. Este es el enfoque general propuesto también por el IPCC basado en el uso de datos de actividad y factores de emisión. En el alcance se incluyen emisiones directas e indirectas y el cálculo de las áreas requeridas para neutralizar las emisiones de GEI.

La escala de análisis corresponde a nivel hogar e individual y la temporalidad será anual. La Figura 1 muestra las etapas generales del algoritmo para estimar el indicador ambiental.

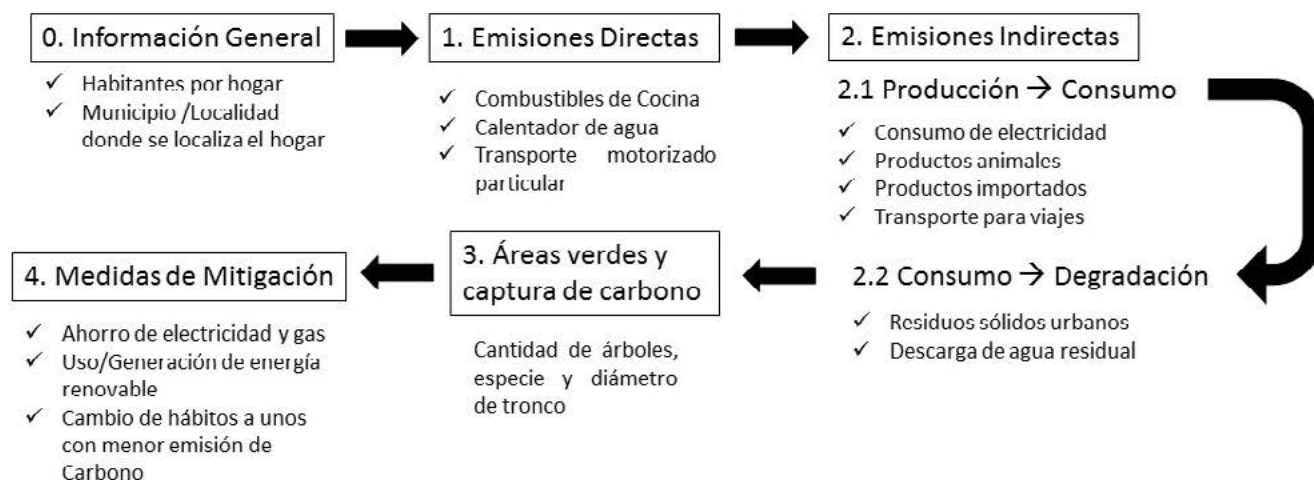


Figura 1. Algoritmo para el cálculo de la Huella de Carbono.

Para estimar la huella de carbono de los habitantes del Estado de Jalisco, se preparó un cuestionario con 52 preguntas y una hoja de cálculo las cuales se encuentran divididas en diferentes secciones. Primero se incluyó un apartado de información general del usuario dentro del cual se definió el municipio de residencia. Para la determinación de las emisiones directas se hizo la contabilización de las emisiones por el uso de combustibles en el hogar (*e.g.*, gas, leña) con base en el consumo mensual. A continuación, se realizaron preguntas para determinar las emisiones asociadas al transporte cotidiano de acuerdo a los consumos de combustible promedio para diferentes modos de transporte. Asimismo, se determinaron las emisiones por transporte foráneo también considerando el tipo de transporte (*e.g.*, vehículo, avión) y distancia promedio.

Para la determinación de las emisiones indirectas, se contabilizaron las emisiones por consumo de energía eléctrica y las emisiones asociadas al consumo de agua acorde al tipo de suministro. Asimismo, el usuario indicó el ingreso mensual en su hogar, con el cual se establecieron emisiones asociadas a productos y servicios a los que tiene acceso en función de este. Por otro lado, también se determinaron las emisiones asociadas a la alimentación con base en la dieta básica del usuario y el tipo de manejo que da a los residuos en su hogar, o bien, el tipo de manejo que se le da en el municipio. En la última sección se solicitó información de actividades relacionadas al ahorro de agua, gas, energía, utilización de energías renovables, separación de residuos, utilización de transporte público y, en caso de que los hogares cuenten con áreas verdes, se cuantifican los almacenes y la captura de carbono en la biomasa arbórea como medidas de mitigación.

Para caracterizar cada una de las fuentes de emisiones de GEI tanto directas como indirectas se utilizaron factores de emisión recomendados por las metodologías del IPCC y publicados en diferentes documentos científicos y de divulgación. El Cuadro 1 muestra el desglose de los diferentes procesos de generación de emisiones de GEI considerados.

**Cuadro 1. Desglose de procesos de generación de emisiones GEI.**

Proceso de Emisión	Descripción General	Criterio de Cálculo	Referencia
Emisiones directas			
Combustible en el hogar	En este apartado se realiza el cálculo de las emisiones asociadas a la quema de combustibles en el hogar.	El cálculo se realiza en función del gasto en unidades monetarias (pesos) o físicas (kg o L) de los diferentes tipos de combustibles que se utilizan en el hogar y la capacidad calorífica de los mismos.	IPCC (1996) IPCC (1999) IPCC (2003) IPCC (2006a) IPCC (2006b) IPCC (2006c)
Electricidad	En este apartado se realiza el cálculo de las emisiones asociadas al consumo de energía eléctrica.	El cálculo se realiza en función del gasto en unidades monetarias (pesos) o físicas (Kw).	Waldron <i>et al.</i> (2006) CFE (2016) GEI-México (2016) IPCC (2006a)
Consumo de agua	En este apartado se realiza el cálculo de las emisiones asociadas al consumo de agua por bombeo, transporte en pipas o acceso al recurso sin hacer uso de ningún hidrocarburo y/o energía eléctrica.	El cálculo se realiza en función de la cantidad de agua mensual en el hogar (m ³) y el tipo de acceso al recurso. Para cada tipo de abastecimiento, se asigna un factor de emisión.	CONUEE (2011) IPCC (2006a) Martínez y Godínez (2011)
Transporte privado	En este apartado, el usuario indica el consumo promedio y tipo de combustible por semana por concepto de transporte propio.	El cálculo se realiza en función del consumo de combustible en unidades físicas (L) o monetarias (pesos) por semana, la capacidad calorífica del combustible y el factor de emisión que se asocia a éste.	IPCC (2003) IPCC (2006a)
Transporte colectivo	En este apartado, el usuario indica el tiempo que dispone a la semana para transporte colectivo.	El criterio de cálculo engloba el tiempo promedio por semana, un factor de intensidad energética por pasajero para cada tipo de transporte colectivo, la velocidad promedio y el factor de emisión correspondiente al tipo de combustible utilizado.	IPCC (2006a)
Transporte terrestre foráneo	Este apartado engloba las emisiones por concepto de transporte terrestre dentro del estado, país o destinos en Norteamérica.	El criterio de cálculo engloba la distancia promedio del punto de origen al punto de destino, el tipo de vehículo que se utiliza, el número de pasajeros y el número de veces al año que se realizan los viajes.	IPCC (2003) IPCC (2006a) IIT 2016 SCT (2016)
Transporte aéreo	En este apartado se engloban las emisiones por concepto de transporte aéreo en destinos nacionales y USA desde la ciudad de Guadalajara, o bien, los viajes internacionales desde la Ciudad de México.	El cálculo se realiza en función de la distancia promedio entre los destinos y un factor de emisión por pasajero-km, así como las veces al año que se realizan los viajes.	Wikipedia (2016a) Wikipedia (2016b) DOT (2016) Penner (1999) Rypdal (2006)
Residuos	En este apartado se determinan las emisiones relacionadas a los residuos generados en el hogar y el tipo de tratamiento que se les da.	El cálculo se realiza en función de la cantidad generada de residuos, o bien, la cantidad promedio para el tipo de núcleo (urbano, rural, transición) y el factor de emisión correspondiente para la composición típica de los residuos en México.	IPCC (2006a) INEGI (2011) Jiménez (2002)
Descarga de aguas residuales	En este apartado se realiza el cálculo de las emisiones asociadas a las descargas de agua residual y el tipo de tratamiento que recibe en el hogar o en el municipio.	El criterio de cálculo se encuentra en función de la cantidad de materia orgánica promedio en las descargas y un factor de emisión correspondiente al tipo de tratamiento que reciben las aguas residuales en el municipio o en el hogar.	IPCC (2006a) CEAJalisco (2015)
Emisiones indirectas			
Alimentación	En este apartado se determinan las emisiones asociadas a toda la cadena de producción y suministro de los alimentos de la dieta básica de México.	Para el cálculo, se toma en consideración la cantidad de alimentos consumidos por semana (kg) de carne de res, cerdo, pollo, leche y vegetales.	Liu (s.f.) UNEP (2016)
Consumo de bienes y servicios	En este apartado se establecen las emisiones “default” asociadas al consumo de bienes y servicios en función del ingreso promedio mensual en el hogar.	Para establecer el valor correspondiente, el usuario indica el ingreso promedio mensual y se toma como referencia un estudio previo.	COEPO (s.f.) INEGI (2007) Balderas <i>et al.</i> (2010)

Para probar el uso de la herramienta de cálculo de la huella de carbono se respondieron las preguntas considerando tres perfiles de usuario de diferentes regiones del estado y diferentes patrones de consumo. A continuación, se describen de forma general las variantes entre los perfiles de respuesta propuestas.

Bajo nivel de consumo en el municipio de Mezquitic

Mezquitic es el municipio con menor índice de desarrollo humano en el estado (58%) con respecto a Zapopan, el municipio con mayor índice de desarrollo. El perfil propuesto corresponde al de una familia conformada por 6 personas, el usuario no tiene acceso a energía eléctrica. Su principal combustible es leña, tiene un ingreso promedio mensual en su hogar de 4700 pesos. No realiza viajes aéreos y visita la capital del estado dos veces al año en autobús. No utiliza vehículo como medio de transporte y su alimentación se basa principalmente en lo que se produce en la región y tiene un bajo consumo de proteína animal.

Nivel de consumo medio en el municipio de Tapalpa

El municipio de Tapalpa tiene un nivel de desarrollo humano relativamente bajo pues se encuentra en el penúltimo decil del índice de desarrollo humano. En este caso el hogar corresponde a una familia conformada por 4 personas. El usuario cuenta con energía eléctrica y reporta un consumo promedio de 150 Kw/h-bimestre. Su principal combustible es el gas LP con un consumo promedio de 60 pesos mensuales y tiene un ingreso mensual en su hogar de 10 000 pesos. Realiza un viaje aéreo a la ciudad de Tijuana y reporta haber visitado la ciudad de Puerto Vallarta una vez y Guadalajara 4 veces utilizando un vehículo privado. Su medio de transporte es un vehículo tipo pick up de 6 cilindros con un consumo de 20 L de gasolina por semana. Su alimentación tiene un consumo moderado de proteína animal y productos de la región.

Nivel de consumo alto en el municipio de Guadalajara

Después de Zapopan, Guadalajara tiene el mayor índice de desarrollo humano en el estado. El tercer perfil corresponde un hogar de una familia conformada por 4 personas de alto ingreso en el hogar. El usuario cuenta con energía eléctrica y reporta un consumo de 1100 Kw/h-bimestre. El principal combustible en su hogar es gas LP con un consumo promedio de 300 pesos mensuales; el hogar tiene un ingreso mensual de más de 45 000 pesos. El individuo realizó un viaje a la ciudad de Nueva York, París y Tokio respectivamente, dos a la ciudad de Los Ángeles y Cancún. Asimismo, visitó la ciudad de México en tres ocasiones y dos a la ciudad de Monterrey. Su alimentación tiene un consumo alto de proteína animal. Su medio de transporte es un vehículo deportivo de 8 cilindros con un consumo de 800 pesos de gasolina por semana.

Resultados y discusión

El resumen de resultados para la estimación de la huella de carbono para los tres perfiles distintos, se muestran en el Cuadro 2 y las Figuras 2 y 3.



Cuadro 2. Estimación de la Huella de Carbono para tres distintos perfiles.

Municipio	Consumo Alto Guadalajara	Consumo Medio Tapalpa	Consumo Bajo Mezquitic
Habitantes del municipio	1 495 189	18 096	18 084
Personas en el hogar	5	3	4
Extensión territorial (km ²)	151	619	3370
Emisiones directas (kgCO₂eq/año)			
Combustible en el hogar	146.7 (1.0%)	48.9 (1.0%)	352.8(19.2%)
Electricidad	1317.4 (9.3%)	299.4 (6.0%)	-
Consumo de Agua	29.7 (0.2%)	25.4 (0.5%)	-
Transporte Privado (Vehículo Particular)	7150.9(50.3)	2425.9 (48.7%)	-
Transporte Colectivo	100.9(0.7%)	-	-
Transporte Terrestre foráneo	784.7 (5.5%)	266.1 (5.3%)	59.6 (3.2%)
Transporte Aéreo	2646.3 (18.6%)	266.1 (5.3%)	-
Residuos	1515.3 (10.7%)	1133.0 (22.7%)	849.7 (46.3%)
Descarga de Aguas Residuales	520.8(3.7%)	520.8 (10.4%)	572.9 (31.2%)
Total de emisiones directas (kgCO₂eq/año)	14 212.6	4985.7	1835.0
Emisiones indirectas (kgCO₂eq/año)			
Consumo de Bienes y Servicios	8760.0 (83.4%)	950.0 (50.1%)	420.0 (25.6%)
Carne de Res	1292.7 (12.3%)	587.6 (31.0%)	352.6(21.5%)
Carne de Cerdo	-	-	65.0(4.0%)
Pollo	41.6 (0.4%)	83.2 (4.4 %)	41.6 (2.5%)
Leche	202.8(1.9%)	67.6 (3.6%)	135.2(8.3%)
Vegetales	208.0 (2.0%)	208.0(11.0%)	624.0 (38.1%)
Total de Emisiones Indirectas (kgCO₂eq/año)	10 505.1	1896.4	1638.4
Emisiones Totales (TonCO₂eq/año)	24.7	6.9	3.5

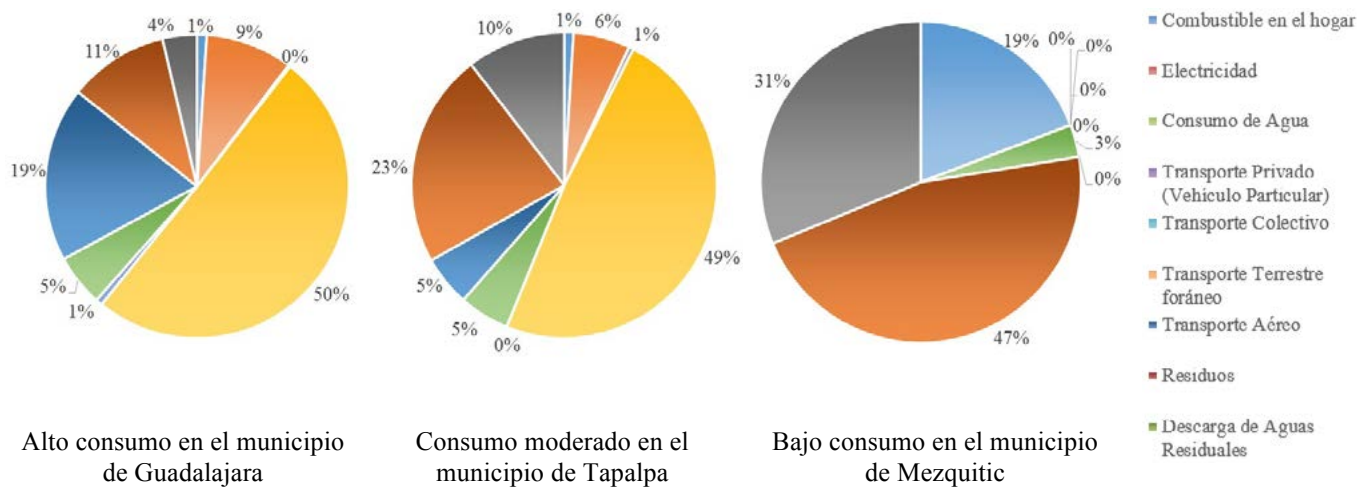


Figura 2. Distribución de emisiones para tres distintos perfiles: Consumo Alto (Guadalajara), Consumo Medio (Tapalpa) y Consumo Bajo (Mezquitic).

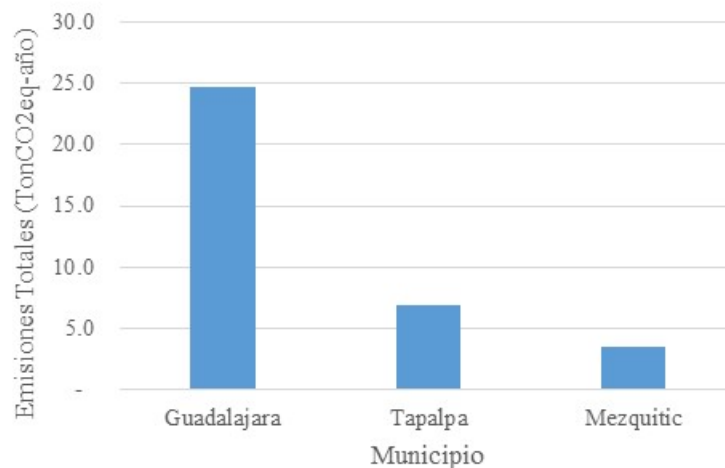


Figura 3. Distribución de emisiones para tres distintos perfiles.

En la categoría de emisiones directas, para el perfil de alto consumo, se identificó que el 50% de las emisiones, se encuentra asociado al transporte. El segundo rubro de mayor contribución corresponde a la transportación aérea con el 19% seguidas de las emisiones correspondientes por el consumo eléctrico con 11%. Por otro lado, para el perfil de consumo moderado en el municipio de Tapalpa, al igual que el perfil de alto consumo, cerca de la mitad de su huella de carbono con el 49%, corresponde al transporte privado. La categoría que ocupa el segundo puesto es la categoría de residuos con el 23% y 10% con la descarga de aguas residuales. Por último, para el perfil de bajo consumo en el municipio de Mezquitic la categoría de generación de residuos representa el 47% de las emisiones. Por otro lado, el 31% corresponde a las emisiones asociadas al tipo de descarga de aguas residuales y posteriormente el combustible utilizado en el hogar con el 19%. En la categoría de emisiones indirectas, se observó que las emisiones asociadas al consumo de bienes y servicios en función del ingreso mensual ocupan el primer lugar de la distribución porcentual con 83% y 50% para los perfiles alto y moderado respectivamente. Para el perfil bajo, la subcategoría de alimentación, específicamente en el consumo de vegetales, representa el 38% de las emisiones indirectas.

Las emisiones asociadas al transporte pueden ser reducidas mediante la utilización del transporte público, utilización de la bicicleta, auto compartido, entre otras. Por otro lado, la subcategoría de tratamiento de agua puede ser reducida mediante la incorporación y habilitación de plantas de tratamiento aguas residuales que utilicen tecnologías que aprovechen el metano producido para la producción de energía eléctrica. Asimismo, la alternativa para la reducción de las emisiones de la subcategoría de residuos puede ser mediante la recuperación y aprovechamiento de materiales, composteo, etc. Para las emisiones indirectas, la alimentación juega un papel importante en el aporte de emisiones, especialmente el consumo de proteína animal, el cual puede ser sustituido por un consumo predominante en vegetales y productos producidos en la región. Las emisiones que no sea posible reducir podrían ser neutralizadas mediante el desarrollo de actividades y proyectos de captura de carbono (*e.g.*, reforestación). El área de neutralización de emisiones se estima primero considerando la implementación de actividades de reforestación y en segundo lugar por medio de actividades conservación; estas áreas se obtienen considerando el contenido de carbono por hectárea y el potencial de captura de carbono anual por cada tipo de vegetación presente en los municipios (Brown, 1989 y 1997; Cairns *et al.*, 1997; Carney 1998; De Jong *et al.*, 2010; INEGI, 2010; SEMARNAT, 2014).

El cálculo del área de neutralización de las emisiones individuales considerando el potencial de captura de carbono en los municipios bajo acciones de reforestación es de 1 620 451 y 201 m²año⁻¹ respectivamente para los municipios de Guadalajara, Tapalpa y Mezquitic.



El área necesaria para neutralizar de las emisiones en caso de que todos los habitantes de los municipios llevaran el mismo ritmo de vida y consumo, en caso de que se quisieran neutralizar las emisiones en términos de reforestación fueran 242 345 816 y 363 ha-año⁻¹ lo que equivale a reforestar 16 veces el área del municipio de Guadalajara, 0.013 veces el área del municipio de Tapalpa y 0.01 veces el municipio de Mezquitic. Por otro lado, en caso de que la vía de neutralizar fuese mediante la conservación, se necesitarían conservar al menos 1 552 845 952 327 y 11 058 ha-año⁻¹, respectivamente para los tres municipios, lo cual representaría un área equivalente a 1025 veces el municipio de Guadalajara, 0.84 y 0.032 veces los municipios de Tapalpa y Mezquitic, respectivamente.

Es importante recalcar que al tener un enfoque sobre el comportamiento y patrones de compra de los individuos u hogares como consumidores finales e incluir la estimación de las emisiones indirectas en el cálculo de la huella de carbono se le están atribuyendo emisiones no generadas por ellas. El problema radica que en el caso en que se solicite calcular huellas o inventarios de carbono a nivel hogar, pero también a nivel organizacional de las empresas que generan los bienes o servicios producidos en una jurisdicción -o sector económico de análisis-, se pueden tener problemas de *doble contabilidad de emisiones* de GEI. Es decir, las emisiones pueden contabilizarse como aquellas asociadas a la producción de una empresa determinada y *también* al consumo de sus productos por diferentes hogares y personas. Por esta razón la información de la huella de carbono es de carácter informativo para la toma de mejores decisiones de carácter voluntario; en el caso de desear generar programas de neutralidad de carbono y certificación, por ejemplo, como parte de esquemas de reconocimiento público o provisión de incentivos fiscales, deberán definirse diferentes alcances de análisis para determinar el tipo de emisiones y las medidas de mitigación a incluir.

Conclusiones

La información ambiental es una herramienta valiosa para crear conciencia de los problemas ambientales y de los impactos que generamos a partir de nuestros hábitos y decisiones e identificar la escala de los esfuerzos necesarios. En este trabajo se ha descrito una propuesta metodológica para obtener la huella de carbono individual adecuada a las realidades de los municipios y regiones de Jalisco. Los cálculos permiten relacionar estos resultados con una medida de área en el contexto de los diferentes municipios del Estado considerando las características de los ecosistemas presentes y los niveles de precipitación y disponibilidad hídrica.

Este ejercicio le ofrece a la persona que estime su huella de carbono una referencia palpable del impacto ambiental asociado a sus decisiones y estilo de vida. La propuesta metodológica aquí descrita permite capturar de forma cuantitativa una amplia gama de realidades respecto a las actividades que generan emisiones de GEI que reflejan una gran variedad de condiciones socioeconómicas relacionadas con los ingresos, gastos, características de la infraestructura de los hogares, e incluso de tipo idiosincrático.

Para los tres distintos perfiles, en las emisiones directas, se identificaron las subcategorías y distribución porcentual en la estimación de la huella de carbono de los usuarios. Se observó que la subcategoría de transporte representa cerca de la mitad de las emisiones para los perfiles alto y moderado, asimismo, transportación aérea, el tratamiento de aguas residuales y emisiones asociadas al manejo de residuos son las que tienen mayor aportación en los aspectos evaluados. Los resultados también indican la gran contribución relativa que tienen las emisiones indirectas asociadas al consumo de bienes y servicios.

En la medida de lo posible es necesario sustituir la información de los factores de emisión obtenidos a partir de fuentes internacionales por información desarrollada a nivel nacional o regional. En una etapa posterior, se programarán aplicaciones en internet para equipos de cómputo y teléfono para que los ciudadanos del estado puedan estimar la huella de carbono. Probablemente estas herramientas permitirán de forma anónima compartir los resultados con la comunidad académica. Es importante

también reconocer y anticipar que el desarrollo de dichas herramientas requerirá realizar trabajos periódicos de actualización y sustitución de información para poder adecuar los cálculos conforme información más nueva y generada a nivel local esté disponible.

Agradecimientos

Este trabajo fue desarrollado para el Programa Universidad Sustentable de la Universidad de Guadalajara. Los autores agradecen a la Dra. Carla Aceves por el apoyo otorgado para la realización de este proyecto.

Bibliografía

- Balderas, A., M. Skutsch y J.C. Lovett. 2010. Perfil General de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) de los hogares en México en el 2006. II Simposio Internacional del Carbono en México. Programa Mexicano del Carbono, Instituto Tecnológico de Sonora, Instituto Nacional de Ecología. 6 al 8 de Octubre 2010, San Carlos Nuevo Guaymas Sonora, México.
- Brown, S., A.J.R. Gillespie and A.E. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35:881-902.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer. FAO Forestry Paper 134. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Cairns, M.A., S. Brown, E.H. Helmer and G.A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- Carney, D. 1998. Approaches to sustainable livelihoods for the rural poor. ODI Poverty Briefings 2, London.
- CFE. 2016. Tarifas eléctricas. Comisión Federal de Electricidad, México (Consulta: enero 05, 2016).
- COEPO. s.f. Encuesta nacional de ingresos y gastos de los hogares 2008. Análisis de resultados para Jalisco. Consejo Estatal de Población, México. <http://www.iiég.gob.mx/contenido/PoblacionVivienda/ENIGHcoepo.pdf> (Consulta: enero 05, 2016).
- CEAJalisco. 2015. Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. Comisión Estatal del Agua Jalisco, México. http://www.ceajalisco.gob.mx/plantas_tratamiento.html (Consulta: diciembre, 2015)
- CONUEE. 2011. Estudio integral de sistemas de bombeo de agua municipal. Comisión Nacional para el Uso Eficiente de la Energía, México.
- De Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguín, F. Paz, J. Etchevers, R.D. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontín. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in México. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701.
- DOT. 2016. Inter-Airport Distance. Office of the Assistant Secretary for Research and Technology. Bureau of Transportation Statistics. <http://www.transtats.bts.gov/distance.asp> (Consulta: enero 05, 2016).
- GEI-México. 2016. Factor de Emisión Eléctrico. Programa GEI México. <http://www.geimexico.org/factor.html> (Consulta: enero 05, 2016).
- IIT. 2016. Tabla de distancias 2009 en km entre las población del estado de Jalisco. Tabla de distancias aproximadas entre las cabeceras municipales del estado de Jalisco, medidas en kilómetros a través de la red de carreteras pavimentadas. Instituto de Información Territorial del Estado de Jalisco, México. http://iit.app.jalisco.gob.mx/sitios/caruca/calcula_distancias.html (Consulta: enero 05, 2016).
- INEGI. 2007. Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos de los Hogares 2008. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2010. Conjunto nacional de uso de suelo y vegetación a escala 1:250 000 Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2011. Manual del Módulo Ambiental de Residuos Sólidos Urbanos. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México.
- IPCC. 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories (3 volumes). Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC. 1999. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Energy Reference Manual. Wood Stoves.
- IPCC. 2000. Forzamiento radiactivo neto mundial, potenciales de calentamiento mundial y pautas de forzamiento. https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wgl/es/tssts-2-5.html.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (Eds.). Published: IGES, Japan.



- IPCC. 2006a. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H.S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (Eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC. 2006b. Factores de Emisión por fuentes de combustión estacionarias. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/2_Volume2/V2_2_Ch2_Stationary_Combustion.pdf.
- IPCC. 2006c. Introducción a las directrices de 2006. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/1_Volume1/V1_1_Ch1_Introduction.pdf.
- Jiménez, B.E. 2002. La contaminación ambiental en México (Vol. 1). (N. Editores, Ed.) Ciudad de México, Ciudad de México. Limusa.
- Liu, H.T., J.E. Guo, D. Qian and Y.M. Xi. 2009. Comprehensive evaluation of household indirect energy consumption and impacts of alternative energy policies in China by input-output analysis. *Energy Policy* 37(8):3194-3204.
- Liu, Z. (s.f.). How Much Gas Do Beef or Dairy Cattle Produce? Recuperado en diciembre de 2015, de K-State Research and Extension.
- Martínez, J.A., y C.E. Godínez. 2011. Estudio Integral de Sistemas de Bombeo de Agua Potable Municipal. Recuperado en enero de 2016, de Comisión Nacional para el Uso Eficiente de la Energía.
- Penner, J.E. 1999. Aviation and Global Atmosphere. https://books.google.com.mx/books/about/Aviation_and_the_Global_Atmosphere.html?id=JgphajrWfOsC&redir_esc=y.
- Rypdal, K. 2006. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/2_5_Aircraft.pdf
- SCT. 2016. Traza tu ruta. Secretaría de Comunicaciones y Transportes, México. http://app.sct.gob.mx/sibuac_internet/ControllerUI?action=cmdEscogeRuta (Consulta: enero 05, 2016).
- SEMARNAT. 2014. Teoría y conceptos generales para elaborar inventarios verificables de emisiones de gases de efecto invernadero. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F. <http://www.semarnat.gob.mx/sites/default/files/documentos/fomento/documentos/2014/guia-inventaros-gei.pdf>.
- UNEP. 2016. Growing Greenhouse Gas Emissions Due to Meat Production. United Nations Environment Programme.
- Waldron, C.D., J. Harnisch, O. Lucon, R.S. Mckibbon, S.B. Saile and F. Wagner. 2006. IPCC. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 3: Combustion.
- Wiedmann, T. and J. Minx. 2007. A Definition of Carbon Footprint. Durham, UK, ISAUK Research & Consulting.
- Wikipedia. 2016a. Guadalajara International Airport. https://en.wikipedia.org/wiki/Guadalajara_International_Airport (Consulta: enero 05, 2016).
- Wikipedia. 2016b. Mexico City International Airport. https://en.wikipedia.org/wiki/Mexico_City_International_Airport (Consulta: enero 05, 2016).

3.5 La política forestal y climática: análisis de la metodología de gobernanza intermunicipal de mecanismos REDD+ a nivel local

Moreno-Plata Miguel¹

¹*Academia de Ciencia Política y Administración Urbana, Universidad Autónoma de la Ciudad de México. Calle Dr. García Diego No. 168, Cuauhtémoc, Doctores, CP 06720, Ciudad de México.
Autor para correspondencia: miguel.moreno.plata@uacm.edu.mx*

Resumen

La implementación de proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación PLUS (REDD+) es parte crucial en las políticas de mitigación y adaptación sobre el cambio climático. Es de gran interés académico el análisis de las experiencias vinculadas los sistemas de gobernanza a nivel local, particularmente en la gestión de problemas ambientales. El análisis de la experiencia de la Junta Intermunicipal de la Cuenca del Río Ayuquila es de gran importancia para valorar la posibilidad de que dicha experiencia pueda replicarse en otras regiones; lo cual demanda el desarrollo de un marco teórico y metodológico que permita, la sistematización y reformulación de dicho modelo en otros contextos socio-políticos y socio-ambientales. El análisis de la "Metodología de un modelo de gobernanza intermunicipal para la implementación de mecanismos REDD+ a nivel local" se sustenta en la revisión de los resultados de la Junta Intermunicipal de la Cuenca del Río Ayuquila. De esta manera se estudian el origen, alcances y naturaleza administrativa de la citada organización, con énfasis en sus relaciones con instituciones gubernamentales y académicas. A partir de lo anterior se analizan los alcances del modelo de gobernanza local, donde se incluyen algunas aportaciones teóricas provenientes de la literatura académica en la materia, con énfasis en las relaciones entre actores gubernamentales, sociales y privados, así como la naturaleza colaborativa del modelo de gobernanza. Por último se analiza brevemente la emergencia del Sistema Nacional de Cambio Climático y sus eventuales implicaciones sobre los sistemas de gobernanza local en el país.

Palabras clave: gobierno, administración pública, municipio.

Abstract

The implementation of projects Reducing Emissions from Deforestation and Degradation Plus (REDD+) is a crucial part in mitigation and adaptation policies on climate change. It is of great academic interest the analysis of the experiences related governance systems at the local level, particularly in managing environmental problems. The analysis of the experience of the Intermunicipal Board Ayuquila River Watershed is of great importance to assess the possibility that this experience can be replicated in other regions; which demands the development of a theoretical and methodological framework that allows the systematization and reformulation of that model in other socio-political and socio-environmental contexts. The analysis of the "Methodology of a model of inter-municipal governance for REDD+ mechanisms at local level" is based on the review of the results of the Intermunicipal Board Ayuquila River Watershed. Thus the origin, scope and administrative nature of that organization are studied, with emphasis on its relations with government and academic institutions. From the above, are analyzed the scope of the model of local governance, where are included some theoretical contributions from the academic literature on the subject, with emphasis on relationships between government, social and private actors including the analysis on the collaborative nature of that model of governance. Finally we briefly discuss the emergence of the National Climate Change System and its possible implications for the local governance systems in the country.



Key words: government, public administration, municipality.

Introducción

Este trabajo explora el caso de la Junta Intermunicipal de la Cuenca del Río Ayuquila (JIRA), Jalisco. El objetivo principal de la investigación consiste en el análisis de dicha experiencia desde dos perspectivas teóricas: el institucionalismo y la gobernanza. La primera centrada en el análisis del proceso de consolidación institucional de esta organización, con énfasis en la figura de la asociación intermunicipal. La segunda se basa en el estudio de la propuesta sobre gobernanza local elaborada a partir de la experiencia institucional de la JIRA, con la finalidad de replicar y aprovechar dicha experiencia en la implementación de las políticas públicas relacionadas con los mecanismos REDD+. Lo anterior tiene como finalidad principal el análisis de las posibilidades de implementación de dicho modelo de gobernanza local a partir del estudio del estado del arte, mediante la revisión de una parte de la literatura académica generada en este campo, particularmente por lo que se refiere a los modelos de gobernanza aplicados a los problemas ambientales y del desarrollo sostenible a nivel local. De esta manera, la revisión del enfoque de Gobernanza aporta valiosos elementos de análisis de la JIRA, considerando su naturaleza institucional y la naturaleza compleja y multidimensional de los problemas ambientales y del desarrollo.

En este contexto, el análisis del Sistema Nacional de Cambio Climático arroja algunas evidencias en el sentido de la necesidad de avanzar hacia nuevos arreglos institucionales, principalmente con relación a los sistemas de gobernanza local, considerando los fines de dicho Sistema, así como la articulación y transversalidad de las políticas de mitigación y adaptación al cambio climático en sectores estratégicos como el sector ambiental, el forestal, la agricultura, la ganadería y el ordenamiento ecológico del territorio.

Materiales y métodos

La presente investigación se basa en el análisis del documento “Metodología de un modelo de gobernanza intermunicipal para la implementación de mecanismos REDD+ a nivel local”. La metodología utilizada es básicamente de corte cualitativo, en el que predomina el análisis centrado en la utilización de métodos que permitan una aproximación holística y global del fenómeno objeto de investigación, así como la comprensión de las interacciones entre las diversas dimensiones del problema de investigación. De esta manera se busca privilegiar la metodología inductiva y deductiva, los cuales buscan la comprensión de las relaciones causa-efecto del objeto de investigación. También se utiliza el análisis descriptivo con base en la revisión documental que sustenta el origen y la evolución de las instituciones formales que son objeto de investigación, lo que permitirá profundizar el conocimiento acerca de los procesos socio-políticos que están inmersos en el mismo problema de investigación.

Este proyecto sistematiza la experiencia de la asociación JIRA, Estado de Jalisco, que se retroalimentará con el proceso de creación de otras Juntas Intermunicipales en áreas prioritarias de México, para implementar proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación PLUS (REDD+), con la finalidad de generar políticas para detener los procesos de deforestación y deterioro de los territorios forestales, con los beneficios asociados en la mejora e incremento de los reservorios de carbono, conservación de la biodiversidad y mejorar la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos, incluyendo el manejo forestal sostenible. La JIRA es una experiencia exitosa de Asociación de Municipios para la gestión del territorio y por ello resulta fundamental recuperar el proceso de construcción de capacidades, generando un modelo aplicable y replicable en todo el país (AECID, 2011).

De esta manera, el desarrollo del proyecto se estableció en tres etapas: la primera fase comprende la implementación de un proyecto piloto de REDD+ en el territorio de Junta Intermunicipal de la Cuenca Baja del Río Ayuquila (JIRA). La segunda fase comprende la sistematización de la experiencia del modelo de asociación de municipios, resultado de la experiencia de la JIRA en la descentralización de las políticas de gestión del territorio. En esta misma etapa se desarrollará una propuesta para la implementación de proyectos REDD+ en la lógica de la asociación intermunicipal. La tercera fase consiste en la consolidación de las asociaciones de municipios y la implementación de mecanismos REDD+ en áreas prioritarias (AECID, 2011).

En esta tesitura, los principales problemas detectados son los siguientes: (i) en México la deforestación y degradación de los bosques representa un 10% de las emisiones de gases de efecto invernadero, asimismo conlleva a la pérdida de biodiversidad y otros servicios eco-sistémicos, afectando negativamente el desarrollo de las comunidades forestales y (ii) los gobiernos locales enfrentan limitantes de carácter institucional y de gestión para la continuidad de las políticas tanto a nivel territorial como temporal, especialmente en el ámbito de la conservación de los recursos naturales. Entre las limitantes más importantes destacan: (a) las problemáticas socio-ambientales a los que se enfrentan trascienden sus fronteras administrativas, como es el manejo de una cuenca; (b) sus recursos económicos son limitados y carecen de recursos humanos capacitados; (c) su andamiaje institucional y jurídico es insuficiente, ineficiente e ineficaz y (d) existe escasa información científica y técnica para la toma de decisiones (AECID, 2011).

Por lo que se refiere a la justificación del proyecto es preciso señalar lo siguiente: a pesar de que existen varias opciones para atender la problemática de la deforestación y degradación forestal, como la creación de nuevas Áreas Naturales Protegidas o el fortalecimiento de políticas públicas para la conservación, tales como las de pagos por servicios ambientales o reforestación, plantaciones forestales entre otras, ninguna de ellas atiende el problema desde la perspectiva institucional y la sostenibilidad. Una alternativa para atender estos problemas son los mecanismos REDD+, que plantean soluciones integrales a los problemas de conservación de los recursos naturales y los problemas de desarrollo que enfrentan las comunidades. Por lo anterior, este proyecto aborda el problema de la deforestación y degradación a partir de la sistematización de un modelo de gobernanza idóneo para la adecuada gestión del territorio como plataforma para la implementación de proyectos pilotos REDD+. Por ello, este modelo debe coadyuvar a la creación y fortalecimiento de capacidades locales para combatir la deforestación y degradación en las áreas prioritarias de México.

En el marco de este proyecto, la Agencia Francesa de Desarrollo (AFD) y la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID) en colaboración con la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) han iniciado la implementación del citado proyecto a partir de octubre de 2011. Este proyecto contribuirá a las Acciones Tempranas REDD+ a través de la construcción de capacidades técnicas e institucionales a nivel local. En este sentido, la AFD colabora con la Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión de la Cuenca Baja del Río Ayuquila (JIRA) para reforzar y consolidar sus capacidades técnicas e institucionales para la implementación del citado proyecto. Por su parte la AECID colabora con CONAFOR para sistematizar el proceso de gobernanza local de asociación intermunicipal y para desarrollar una metodología de implementación de REDD+ a nivel local (CONAFOR, 2011).

Acercas del diagnóstico de la problemática social se menciona que se ha identificado que sistemas de gobernanza local de carácter permanente permiten la continuidad de las políticas territoriales contribuyendo de manera importante a la solución de problemas adyacentes como los relativos a la salud y la seguridad alimentaria. También se establece que se tienen identificados dos tipos de agentes técnicos. Por un lado, el modelo de gobernanza basado en la asociación de municipios tiene un agente técnico que toma la forma de organismo público descentralizado, el cual tiene incidencia en el territorio de los municipios que lo conforman. Este organismo fue creado con el propósito de atender los problemas de orden socio-ambiental, mediante políticas integrales a través de recursos públicos que



proviene de los tres órdenes de gobierno y canalizando también de manera adecuada y ordenada los apoyos provenientes de varios sectores gubernamentales. Por otro lado, se cuenta también con el soporte técnico del Corredor Biológico Mesoamericano en los territorios de su jurisdicción, lo que ha permitido transferir capacidades a los ejidos y comunidades para detonar políticas públicas y de ordenamiento del territorio. En particular, este último esquema apoya la generación de políticas públicas desde la lógica de conectividad de ecosistemas manteniendo la vocación natural de los territorios y generando desarrollo local (CONAFOR, 2011).

En suma, este proyecto realizará diferentes actividades para construir capacidades locales, para reforzar y consolidar a los agentes técnicos locales y para impulsar la creación de sistemas de gobernanza local que garanticen la continuidad de políticas y programas de manera temporal y espacial, en una lógica de desarrollo rural sustentable.

Resultados

Según Sánchez (citado por Arellano y Rivera, 2011), la cooperación intermunicipal en el Estado de Jalisco tiene su origen en tres esquemas: el primero es una cooperación de carácter vertical, instrumentado por el gobierno (como sería el Consejo Metropolitano de Guadalajara); el segundo es una cooperación horizontal, como serían los casos de 30 mecanismos de cooperación o asociación intermunicipal en el Estado, en cuyo esquema entraría el caso de la Junta Intermunicipal del Río Ayuquila (JIRA); en tanto el tercer tipo de cooperación está relacionada con mecanismos de cooperación en la misma zona metropolitana de Guadalajara.

De esta manera, la JIRA a diferencia de otras experiencias, se ha institucionalizado y ha resistido tanto la desconfianza, los intereses partidistas y los ciclos de gobierno; de esta perspectiva constituye un caso notable y exitoso, con buenas prácticas de gobierno y de gestión en la solución de los problemas socio-ambientales asociados con el río Ayuquila.

Dentro de las investigaciones realizadas sobre esta experiencia destaca el análisis neo-institucional de Arellano y Rivera (2011). Dicho estudio comprende el periodo 1997-2010, destaca el contexto social e institucional derivado de la contaminación y deterioro de la salud de los habitantes de la cuenca del río Ayuquila. Así mismo, indican que en el proceso de institucionalización de la JIRA destacan los siguientes aspectos:

- 1997. Proyecto de saneamiento de la cuenca de Ayuquila-Armeria, según el Plan de Desarrollo Regional de la Costa Sur.
- 1998. Se integra la Comisión de la Cuenca del río Ayuquila-Armeria.
- 2001. Iniciativa Local para la Gestión Integral de la Cuenca Baja del río de Ayuquila (8 municipios y otras institucionales nacionales y estatales).
- 2002. Fideicomiso para la Gestión Integral de la Cuenca del Río de Ayuquila.
- 2005. Se integran los municipios de Ejutla y San Gabriel.
- 2007. La JIRA se convierte en un Organismo Público Descentralizado denominado formalmente “Junta Intermunicipal de Medio Ambiente para la Gestión Integral de la Cuenca Baja del Río de Ayuquila”.

Ahora bien, en el análisis del proceso de institucionalización de la JIRA, Arellano y Rivera (2011) parten de la definición de institución formulada por North, en el que destacan las instituciones formales e informales, sin menoscabo del enfoque clásico del análisis organizacional. Los principales hallazgos del estudio de referencia son: el modelo de organización intermunicipal de la JIRA ha permitido avanzar en la solución conjunta de los problemas comunes de los diez municipios asociados. Un factor de gran importancia en la consolidación de dicha organización es “el compromiso de las autoridades locales para que el proyecto de asociación intermunicipal continúe”, a pesar de los cambios de gobierno y la alternancia partidista tanto en el estado como en los municipios. El principal obstáculo para la

consolidación del proceso de institucionalización de la JIRA son los problemas financieros, toda vez que los gobiernos municipales no cuentan con los recursos económicos suficientes; situación que no se ha solventado con su transformación en un organismo público descentralizado.

La JIRA es un mecanismo de cooperación y asociación intermunicipal en el que la participación comunitaria y gubernamental, así como el apoyo académico y científico de la universidad del Estado fueron determinantes en la formulación, implementación y evaluación de las políticas públicas respectivas (Arellano y Rivera, 2011).

Discusión

La evaluación de la metodología de gobernanza local se analiza desde dos principales enfoques: desde la perspectiva conceptual, a través el estudio de los elementos centrales del modelo de gobernanza y desde la perspectiva del desarrollo institucional, la emergencia del Sistema Nacional del Cambio Climático en el país, a partir del año 2012.

Según Aguilar (2011), en términos generales, la gobernanza implica el surgimiento de varias formas de organización social y ciudadana (privadas, civiles, comunitarias, etc.), que se asumen como sujetos o actores de la administración pública, haciéndose cargo de la provisión de determinados bienes o servicios públicos para determinadas poblaciones, mediante diversos esquemas de asociación con el gobierno; por lo que en esencia implica la implementación de organismos privados y sociales para la atención de necesidades públicas y la creación de beneficios públicos. Por consiguiente, tanto teórica como prácticamente, la cuestión consiste en cómo crear y consolidar la capacidad de gobernar del gobierno, o por lo menos, en cómo evitar que pierda significativamente la capacidad de conducción ante los diversos contextos y problemáticas socio-políticas (Aguilar, 2011).

El enfoque realista de la gobernanza es equidistante del gobierno jerárquico, pero también del mercado y de la sociedad auto-suficiente y distante. Mantiene el principio de que el gobierno sigue siendo un actor fundamental en la dirección social, particularmente en ciertos ámbitos significativos de la sociedad. Desde esta perspectiva, el enfoque propio y distintivo de la gobernanza es el que destaca la insuficiencia del actuar del gobierno, aun cuando contará con las capacidades administrativas, institucionales, financieras y técnicas (Aguilar, 2011).

Por su parte, Peters (2004) al destacar las relaciones entre la administración pública y la gobernanza, subraya que en el modelo de gobernanza, la administración pública es todo menos autónoma. En lugar de confiar totalmente en la capacidad autónoma del gobierno, la tesis de la gobernanza es que los bienes y servicios públicos pueden brindarse de una manera más eficaz y eficiente mediante esquemas de colaboración con las organizaciones privadas y sociales. Por otro lado, el giro hacia la gobernanza tiene varias consecuencias para los sistemas burocráticos, principalmente por lo que se refiere a la naturaleza jerárquica y permanente de las organizaciones burocráticas. En otros términos se requiere de una burocracia más flexible y colaborativa en sus constantes interacciones con las organizaciones sociales y privadas y dentro del mismo ámbito gubernamental. Asimismo, el modelo de gobernanza amplía la idea de democracia en los ámbitos antes reservados exclusivamente a las administraciones públicas. En otras palabras, implica la inclusión de diversos mecanismos de democracia y participativa en los procesos de formulación, implementación y evaluación de políticas públicas. Por último, bajo el modelo de gobernanza, la administración de las redes de los actores públicos y privados se convierte en un asunto central en el redimensionamiento del papel de la burocracia en el proceso de las políticas públicas.

En otro orden de ideas, esto es, desde la perspectiva institucional, particularmente por lo que se refiere a los arreglos formales en materias relacionadas con los problemas del desarrollo y las cuestiones socio-ambientales sobresale la creación del Sistema Nacional de Cambio Climático, andamiaje institucional que de cualquier manera modifica las coordenadas de las políticas públicas, particularmente en la dimensión ambiental de la sostenibilidad. Desde este punto de vista es de gran



importancia considerar, la naturaleza y alcances de este Sistema dentro de los mecanismos de gestión y gobernanza local de recursos naturales y bienes ambientales, como sería el caso de las cuencas.

De esta manera, el Sistema Nacional de Cambio Climático en el país nace formalmente con la expedición de la Ley General de Cambio Climático (DOF, 2012). Para este trabajo interesa destacar dos aspectos centrales que señala dicha normativa: por un lado la distribución de competencias entre los tres ámbitos de gobierno y por el otro, las funciones y características del Sistema Nacional de Cambio Climático. En este tenor, señala como atribuciones de la federación las siguientes materias: (a) preservación, restauración, conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, los ecosistemas terrestres, acuáticos, marinos, costeros, islas, cayos, arrecifes y los recursos hídricos; (b) agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y acuicultura; (c) educación; (d) energía; (e) planeación nacional del desarrollo; (f) soberanía y seguridad alimentaria; (g) prevención y atención a enfermedades derivadas de los efectos del cambio climático; (h) protección civil; (i) transporte federal y comunicaciones; (j) desarrollo regional y desarrollo urbano; (k) demografía.

Asimismo, la citada ley prevé como atribuciones de los Estados, lo siguiente: (i) preservación, restauración, manejo y aprovechamiento sustentable de los ecosistemas y recursos hídricos de su competencia; (ii) seguridad alimentaria; (iii) agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y acuicultura; (iv) educación; (v) infraestructura y transporte eficiente y sustentable; (vi) ordenamiento territorial de los asentamientos humanos y desarrollo urbano de los centros de población en coordinación con sus municipios o delegaciones; (vii) recursos naturales y protección al ambiente dentro de su competencia; (viii) residuos de manejo especial; (ix) protección civil y (x) prevención y atención de enfermedades derivadas de los efectos del cambio climático.

Por último, dicha ley señala como atribuciones de los municipios: (a) prestación del servicio de agua potable y saneamiento; (b) ordenamiento ecológico local y desarrollo urbano; (c) recursos naturales y protección al ambiente de su competencia; (d) protección civil; (e) manejo de residuos sólidos municipales; (f) transporte público de pasajeros eficiente y sustentable en su ámbito jurisdiccional.

La citada Ley General señala como fines del Sistema Nacional de Cambio Climático: (i) fungir como un mecanismo permanente de concurrencia, comunicación, colaboración, coordinación y concertación sobre la política nacional de cambio climático; (ii) promover la aplicación transversal de la política nacional de cambio climático en el corto, mediano y largo plazo entre las autoridades de los tres órdenes de gobierno, en el ámbito de sus respectivas competencias; (iii) coordinar los esfuerzos de la federación, las entidades federativas y los municipios para la realización de acciones de adaptación, mitigación y reducción de la vulnerabilidad, para enfrentar los efectos adversos del cambio climático; (iv) promover la concurrencia, vinculación y congruencia de los programas, acciones e inversiones del gobierno federal, de las entidades federativas y de los municipios, con la Estrategia Nacional sobre Cambio Climático y el Programa Especial sobre Cambio Climático.

Conclusiones

A partir de la metodología de gobernanza local descrita, es necesario precisar los mecanismos y procesos de intervención de los actores no gubernamentales en la toma de decisiones y la implementación de las políticas públicas en las regiones prioritarias de REDD+. Dentro de los aspectos centrales de la metodología comentada destacan los aspectos institucionales formales y prevalece claramente el sector gubernamental, lo que quizá puede constituir un factor que limite el desarrollo de capacidades en las comunidades.

Por otra parte, también sería conveniente precisar los mecanismos de interacción de los actores sociales y comunitarios con las dependencias y agencias de las administraciones públicas de los diversos niveles de gobierno. Esto mismo sería recomendable para otra clase de instituciones estatales, tales como universidades y centros de investigación; incluyendo a las instituciones privadas.

Dicho modelo de gobernanza local también ameritaría una revisión a fondo, con la finalidad de incluir la política de conservación de cuencas dentro de las políticas de cambio climático, y en esa medida también revisar la articulación institucional formal e informal a partir de los principios y objetivos establecidos en el Sistema Nacional de Cambio Climático, la Estrategia Nacional de Cambio Climático y el Programa especial en la materia.

Por último, es importante considerar la relevancia de incluir los aspectos de transversalidad de las políticas de mitigación y adaptación que se prevén en la Ley General de Cambio Climático, con la finalidad de avanzar en la eficacia de las políticas en sectores conexos, principalmente en materia de agricultura, silvicultura, recursos hídricos y desarrollo social y comunitario.

Bibliografía

- AECID. 2011. Metodología de un modelo de gobernanza intermunicipal para la implementación de mecanismos REDD+ a nivel local. Agencia Española de Cooperación Internacional, México.
- Aguilar, L.F. 2011. Gobernanza y gestión pública, México. Fondo de Cultura Económica.
- Arellano, A. y J. Rivera. 2011. Asociacionismo municipal y medio ambiente. La Junta Intermunicipal del Río Ayuquila, Jalisco. México. *Espacios públicos* 31:32-56.
- CONAFOR. 2011. Implementación de Acciones Tempranas REDD+ en cuencas prioritarias de México a través de la construcción de mecanismos de gobernanza local. México. Comisión Nacional Forestal, México. <http://www.conafor.mx> (Consulta: marzo 20, 2016).
- DOF. 2012. Ley General de Cambio Climático. Diario Oficial de la Federación, México, Gobierno de la República.
- Peters, G. 2004. Cambios en la naturaleza de la administración pública: de las preguntas sencillas a las respuestas difíciles. *En*: Pardo, M.C. (Compiladora). *De la Administración Pública a la Gobernanza*. México, El Colegio de México.



3.6 Impactos y escenarios económico-ambientales ante la demanda eléctrica y emisiones de CO₂ debidos al abatimiento del nivel del agua subterránea

Troyo-Diéguez Enrique¹; Cruz-Falcón Arturo¹; Beltrán-Morales Félix A.²; Nieto-Garibay Alejandra¹; Ruiz-Espinoza Francisco H.²; Hernández-M. Luis G.¹ y Murillo-Amador Bernardo¹

¹Programa de Agricultura en Zonas Áridas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Instituto Politécnico Nacional. Col. Playa P. de Santa Rita Sur No. 195, CP 23096, La Paz, Baja California Sur.

²Departamento Académico de Agronomía, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Carretera al Sur km 5.5, Apartado Postal 19-B, CP 23080, La Paz, Baja California Sur.

Autor para correspondencia: etroyo04@cibnor.mx

Resumen

La escasez de agua y la sobreexplotación de los acuíferos en Baja California Sur (BCS) se han agudizado por el aumento de la población, principalmente en polos turísticos como La Paz, Los Cabos y Loreto. El agua dulce que alimenta al acuífero proviene de la infiltración a partir de los escurrimientos generados por la precipitación de carácter torrencial, intermitente y estacional. La recarga del acuífero es de aproximadamente 27.8 millones de m³ al año en tanto que la extracción para los diferentes usos se estima en 36.95 millones m³/año, de los cuales 63% son para el uso público urbano a través de la operación de 23 pozos profundos para agua potable, lo cual es indicativo del déficit de agua que se agrava al paso de los años. Desde el 2010 se han realizado estudios sobre el abatimiento del nivel estático (NE) de pozos de agua de La Paz, en los que se ha observado abatimiento del orden de 2.05 m de 2005 a 2010, lo cual supone que en futuros años la disponibilidad hídrica disminuirá notablemente. Uno de los principales problemas que generará el abatimiento del agua es el incremento en la demanda de energía eléctrica para el bombeo de agua a mayores profundidades, asociado a mayores emisiones de CO₂ y otros GEI, toda vez que la electricidad se genera en central termoeléctrica convencional. Dicha problemática causaría impactos económicos y ambientales para los usuarios, aun cuando cuenten con subsidio gubernamental al consumo de electricidad. Los escenarios que contemplan incrementos en la demanda energética mensual sugieren impactos sensibles, en este contexto, la tendencia al alza del costo energético causaría impactos económicos insostenibles, con un incremento mensual promedio de \$2000 pesos sin considerar el subsidio gubernamental y la generación de 1108 kt de CO₂ adicionales por año en la cuenca.

Palabras clave: sobreexplotación, acuíferos, Baja California Sur, La Paz, energía eléctrica.

Abstract

Water scarcity and over-exploitation of aquifers in Baja California Sur (BCS) have been exacerbated by the increase in population, mainly in tourist areas like La Paz, Los Cabos and Loreto. Fresh water that recharges the aquifer comes from infiltration after the runoff caused by torrential rainfall, intermittent and seasonal. Aquifer recharge is approximately 27.8 million m³/year while extraction for different uses is estimated in 36.95 million m³/year, of which 63% are for urban public use through the operation of 23 wells deep drinking water, which is indicative of the water deficit is aggravated by over the years. Since 2010 there have been studies on the lowering of the static level (NE) water wells of La Paz, which has been observed lowering of the order of 2.05 m from 2005 to 2010, which means that in future years the availability water will decrease significantly. One of the main problems generated by the abatement of water is the increased demand for electricity for pumping water at greater depths, associated with higher emissions of CO₂ and other greenhouse gases, since electricity is generated in thermoelectric unit. Such problems cause economic and environmental impacts for users, even when

they have government subsidies to electricity consumption. The scenarios cover increases in the monthly energy demand suggest sensitive impacts, in this context, the upward trend in energy costs would cause unsustainable economic impacts, with an average monthly increase of \$2000 without considering the government subsidy and the generation of 1108 kt CO₂ extra per year in the basin.

Key words: Overexploitation, aquifers, Baja California Sur, La Paz, electricity.

Introducción

La única fuente de agua para la ciudad de La Paz, Baja California Sur, es el volumen de agua almacenado en el acuífero que la sostiene. A pesar de que desde 1951 se decretó la veda para nuevos alumbramientos de aguas del subsuelo, el acuífero de La Paz está en condiciones de sobre-explotación; el sobre-concesionamiento de derechos de extracción de agua vía pozos así como la falta de medición y aforo de todas las extracciones existentes agravan el estrés hídrico en la cuenca. Este déficit hídrico se hizo aparente desde finales de la década de 1970. Poco más de cuarenta años después, la sobre-explotación se ha acentuado según lo muestran los estudios del abatimiento del nivel estático de agua de los pozos (CONAGUA, 2000; Cruz, 2007). Las condiciones del acuífero también se han agravado, como lo muestran los estudios disponibles sobre balance hidrológico y contaminación por la intrusión salina.

En el sistema prístino del agua subterránea, la recarga natural media anual es igual a la extracción o descarga natural media anual, lo cual numéricamente significa que la recarga neta es nula y el bombeo es cero. De este modo, la recarga natural es igual a la descarga natural. En el sistema desarrollado sostenible del agua subterránea, la recarga captada es equivalente al aumento en la extracción asociada al bombeo. Asimismo, la descarga optimizada es la disminución de la descarga inducida por el mejoramiento de la eficiencia en el bombeo. Entonces, la extracción residual es igual a la recarga natural menos la extracción. La recarga neta es la suma de la recarga captada menos la extracción optimizada, en tanto que la recarga neta adicional es equivalente a la optimización del bombeo; cuanto mayor es la optimización, mayor es la recarga neta. En el sistema desarrollado sostenible, el bombeo optimizado es equivalente a la recarga neta, es decir, a la captación asociada. Además de extraer a partir de la recarga y de contar con descargas comprometidas, el sistema abatido de agua subterránea también considera una parte del agua almacenada. La recarga neta es equivalente a la recarga captada más la descarga por concepto de extracciones. El bombeo en el sistema abatido de agua subterránea es numéricamente similar a la recarga neta más el agua almacenada captada. Cuanto mayor es el grado de desarrollo de agua subterránea, mayores son las cantidades de recarga y descarga capturadas, y, en el caso de un sistema abatido, mayor es la cantidad de agua almacenada capturada. Cuanto mayor es la descarga capturada, más pequeña es la descarga residual. Dado que toda la descarga del acuífero alimenta el agua superficial y la evapotranspiración, se concluye que el desarrollo intensivo del agua subterránea puede afectar marcadamente los cuerpos de agua superficiales y los ecosistemas dependientes del agua subterránea, tanto locales como subregionales y regionales.

Para el caso del acuífero de La Paz, se prevén mayores extracciones debido al crecimiento poblacional, lo que generará abatimientos en el nivel estático y en consecuencia, en la disponibilidad del agua subterránea. Uno de los principales problemas que generará el abatimiento del agua es el incremento en la demanda de energía eléctrica requerida para el bombeo de agua a mayores profundidades, asociado a mayores emisiones de CO₂ y otros GEI, toda vez que la electricidad se genera en central termoeléctrica convencional.

Una central termoeléctrica o central térmica es una instalación empleada para la generación de energía eléctrica a partir de la energía liberada en forma de calor, normalmente mediante la combustión de combustibles fósiles como petróleo, gas natural o carbón. Este tipo de generación eléctrica es contaminante pues libera bióxido de carbono. El problema de la contaminación es máximo en el caso

de las centrales termoeléctricas convencionales que utilizan como combustible fósil. Además, la combustión de este tipo de combustibles tiene como consecuencia la emisión de partículas y ácidos de azufre.

Al considerar lo anterior, el objetivo de este estudio fue analizar las consecuencias económicas y ambientales del incremento en las extracciones de agua subterránea asociadas a un crecimiento esperable en la demanda energética, que obedecen necesariamente al bombeo de agua a mayores profundidades.

Materiales y métodos

Área de estudio

El acuífero de La Paz, B.C.S. se encuentra en la porción sureste de la Península de Baja California; con una extensión aproximada de 1244.2 km², colinda con el mar de Cortés o Golfo de California, al que da acceso a través de la Ensenada y Bahía de La Paz (Figura 1). El área que comprende el acuífero se localiza en la porción centro-oriental del Municipio de La Paz Baja California Sur, dentro del valle denominado “La Paz”. La extensión del acuífero de La Paz, B.C.S., está limitada por la configuración de un polígono definido por 20 puntos que presenta los vértices en plano cartográfico (Figura 1).

Las vías de comunicación hacia la ciudad de La Paz, B.C.S., están constituidas a través de la carretera federal No.1, que recorre toda la península; además, cuenta con los servicios del trasbordador de Mazatlán y Topolobampo desde el estado de Sinaloa. La ciudad de La Paz se comunica vía aérea a distintos destinos nacionales e internacionales; las rutas aéreas que son cubiertas con mayor frecuencia son hacia las ciudades de México, Guadalajara, Tijuana, Culiacán y Monterrey.

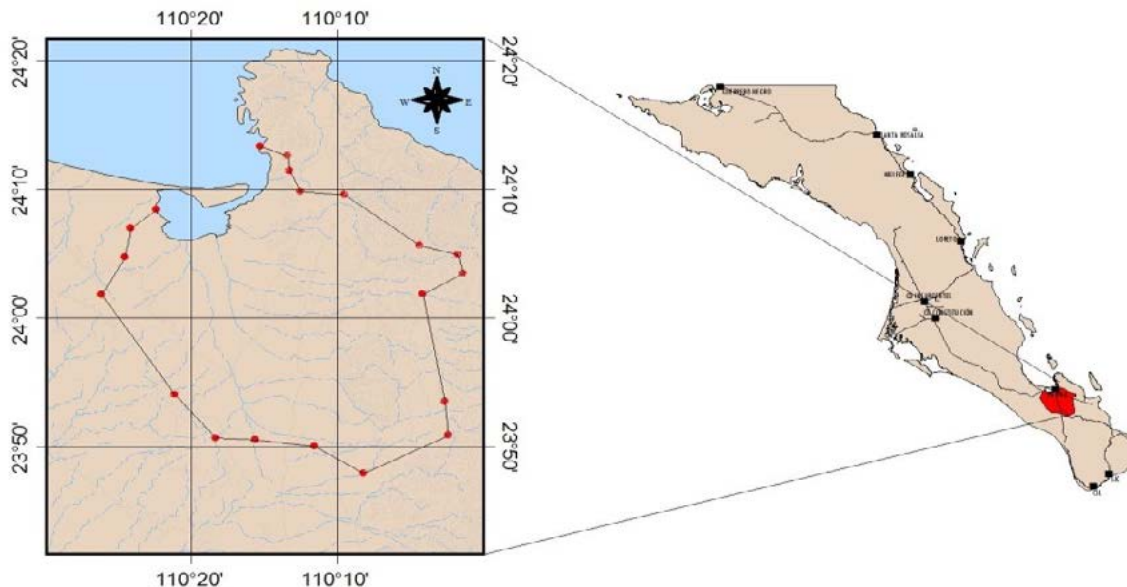


Figura 1. Ubicación de la cuenca de La Paz en el Estado de Baja California Sur.

Caracterización de las extracciones de agua subterránea en La Paz B.C.S.

Ante la falta de agua superficial, se ha tenido la necesidad de perforar pozos para extraer agua del acuífero de La Paz, con la agravante de que se encuentra sobreexplotado y además con signos de intrusión salina. El agua dulce que alimenta al acuífero proviene de la infiltración a partir de los escurrimientos generados por la precipitación, la cual es de carácter torrencial, intermitente y estacional. La recarga del

acuífero es de aproximadamente 27.8 millones de m³ al año; en la zona operan alrededor de 23 pozos profundos para agua potable y otros para uso agrícola y se estima que se extraen cerca de 30 millones de m³ al año, lo cual es indicativo del déficit de agua se agrava al paso de los años (CONAGUA, 2000).

La intrusión salina que sufre el acuífero de La Paz inició a principio de 1980 y se ha ido incrementando hasta llegar a ser en 2003 de 2.2 millones de m³ al año (CNA, 2003). En la actualidad se estima que los efectos de dicho proceso invasivo alcanzan una distancia de 8 km de la costa hacia tierra adentro. Se calcula que del agua disponible en el Municipio de La Paz, el 74.8% se destina a las actividades agropecuarias, aunque en la cuenca La Paz-Carrizal el porcentaje predominante se destina a usos urbano-domésticos y público-urbanos. En el año 2000, la CNA realizó estudios sobre el abatimiento del nivel estático de los pozos de agua de La Paz y se considera que en promedio fue del orden de 2.05 m en el periodo de 1999 a 2000. Hace esto suponer que en los futuros años, la disponibilidad de agua irá disminuyendo notablemente. Uno de los principales problemas que genera el abatimiento del nivel freático (NF), es el incremento a futuro en la demanda de energía eléctrica, requerida para el bombeo de agua a mayores profundidades. Dicha problemática podría causar impactos económicos proyectados para los usuarios, aun cuando cuenten con subsidio gubernamental al consumo de energía eléctrica.

Resultados y discusión

Estimación de impactos

Los escenarios que contemplan incrementos en el costo energético mensual, con subsidio gubernamental, se muestran en el Cuadro 1; en este contexto, la tendencia al alza del costo energético, sin el subsidio gubernamental, causaría impactos económicos insostenibles. Los impactos derivados de la modificación de la calidad y la cantidad del agua se incrementan en la medida que se alteren los recursos faunísticos, florísticos o paisajísticos a ella asociados. Asimismo, tales impactos pueden ser medidos en cuanto a los efectos que tienen en los usos actuales y potenciales del agua. Para la evaluación del impacto de la calidad del recurso agua se podrían considerar como indicadores la cantidad de población afectada o los cambios en la economía debidos a tales efectos, los cuales son susceptibles de ser expresados monetariamente. La descripción de las características hidrológicas del área de influencia del acuífero implica el conocimiento de su estado superficial y subterráneo.

Cuadro 1. Escenarios de impactos del incremento de la demanda de extracciones en la demanda energética y emisiones de CO₂ en los usuarios del acuífero de La Paz, B.C.S.

Escenarios de Prof. al Nivel Estático NE	Año	Energía Req. para Extracción kWh/m ³	Evol. Dem. En. Público - Urbano kWh	Evol. Dem. En. Energ. Servicios kWh	Evol. Dem. En. Domést - Pec kWh	Evol. Dem. Energ. Agríc. kWh	Energía Req. Extracc. Total Kwh	Incremento en Demanda Energía, kWh	Incremento Emisiones CO ₂ ktm
Vol. Extracc., Mm ³			28.19	0.70	0.55	7.51	36.95		
Prof. NE actual	2015	0.15	4,227,758.01	105,000.00	82,500.00	1,126,500.00	5,542,500.00	----	----
NEact+ 5 m	2019	0.16	4,509,608.54	112,000.00	88,000.00	1,201,600.00	5,912,000.00	369,500.00	1,108.50
NEact+ 10 m	2022	0.17	4,791,459.07	119,000.00	93,500.00	1,276,700.00	6,281,500.00	369,500.00	1,108.50
NEact+ 15 m	2025	0.18	5,073,309.61	126,000.00	99,000.00	1,351,800.00	6,651,000.00	369,500.00	1,108.50

Conclusiones

Uno de los principales problemas que generará el abatimiento del agua es el incremento en la demanda de energía eléctrica para el bombeo de agua a mayores profundidades, asociado a mayores emisiones de CO₂ y otros Gases de Efecto Invernadero (GEI), toda vez que la electricidad se genera en central termoeléctrica convencional. Dicha problemática causaría impactos económicos y ambientales



para los usuarios, aun cuando cuenten con subsidio gubernamental al consumo de electricidad. Los escenarios que contemplan incrementos en la demanda energética mensual sugieren impactos sensibles, en este contexto, la tendencia al alza del costo energético causaría impactos económicos insostenibles, con un incremento mensual promedio de \$2000 sin considerar el subsidio gubernamental y la generación de 1108 kt de CO₂ adicionales por año en la cuenca.

Es predecible que el escenario de cara al futuro, en una situación de no existencia de un plan de manejo del acuífero dirigido a su estabilización y a la mejora de la calidad ambiental de las masas de agua, sería de un mayor deterioro en la calidad ambiental de las aguas. Lo anterior plantea la necesidad urgente de aplicar medidas para evitar que el deterioro o daño sea irreversible. En el análisis del escenario tendencial en la cuenca del valle de La Paz y sus diferentes microcuencas, habrán de considerarse una serie de factores y consecuencias derivadas de la sobreexplotación. La tendencia al incremento en la irregularidad de los cauces estacionales, sea por cambio climático o por modificaciones antropogénica, de los arroyos y flujos naturales, se combina con el creciente uso de los recursos hídricos, especialmente para uso público en las zonas urbanas y suburbanas costeras. Dichas presiones se producen además en la zona costera donde el acuífero se encuentra normalmente conectado con el mar, por lo que el fenómeno de intrusión marina causado por la sobreexplotación alcanza niveles preocupantes. Es previsible que mayores extracciones causaran una mayor demanda energética y en consecuencia se incrementarán las emisiones de CO₂, lo cual debe preverse con oportunidad.

Bibliografía

- CNA. 2003. Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua, México. DF.
- CONAGUA. 2000. Determinación de la disponibilidad del Acuífero de La Paz, Baja California, México. Comisión Nacional del Agua, México.
- Cruz, A. 2007. Caracterización y Diagnóstico del Acuífero de La Paz B.C.S. Mediante Estudios Geofísicos y Geohidrológicos. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, México.

3.7 Identificación de áreas elegibles para actividades de captura de carbono por reforestación/forestación en el estado de Jalisco

Balderas-Torres Arturo¹; Morilla-Meneses Alonso²; Garmendia-Lemus Sergio¹ y Marín-Maisterra Ana B.¹

¹Centro de Investigación y Proyectos en Ambiente y Desarrollo, CIPAD, A.C. Iztaccihuatl 1342-14, Cd. Del Sol, CP 45050, Zapopan, Jalisco.

²Geoalternativa A.C. Quito No. 1260, Col. Italia Providencia, CP 44648, Guadalajara, Jalisco.
Autor para correspondencia: arturo@cipad.mx

Resumen

Las actividades para reducir las emisiones por deforestación y degradación forestal buscan contribuir a la mitigación del cambio climático en las forestales; sin embargo, la gestión integral del paisaje requiere la intervención en zonas no forestadas. Una opción para promover el manejo sustentable del paisaje es la implementación de actividades de reforestación/forestación (R/F) en zonas no forestadas. Estas actividades pueden recibir apoyos de los mercados de carbono. El objetivo de este trabajo es presentar los resultados del ejercicio de identificación de las áreas elegibles para el desarrollo de actividades de R/F para promover la captura de carbono en el estado de Jalisco considerando los requisitos de elegibilidad de los principales estándares de certificación de los mercados de carbono. Se revisaron los requisitos de elegibilidad de nueve metodologías incluyendo aquellas de del Mecanismo de Desarrollo Limpio, estándares del mercado voluntario como *Gold Standard* o el Plan Vivo y la Norma Mexicana voluntaria para el registro de proyectos de carbono forestal (NMX-AA-173-SCFI-2015). Dependiendo del estándar en cuestión los terrenos para el desarrollo de proyectos de R/F deben haber estado sin cubierta forestal desde 1990 o al menos durante los últimos 10 o 5 años. Considerando este criterio se descargaron, corrigieron y clasificaron 43 escenas Landsat del estado de Jalisco de los años 1990, 2005, 2010 y 2014 para identificar las áreas sin cubierta forestal en las que podrían desarrollarse proyectos de R/F. Los resultados indican que alrededor de 2.8 millones de hectáreas son elegibles para alguna metodología de R/F en el estado. Las áreas elegibles muestran en general buena complementariedad con las áreas candidatas para pago por servicios ambientales (PSA) las cuales normalmente tienen una alta cobertura forestal. El desarrollo de proyectos de R/F en combinación con actividades como el PSA pueden fortalecer las estrategias municipales de gestión sustentable del paisaje pues en promedio el 53% de la superficie de los municipios de Jalisco es elegible para participar en estos programas.

Palabras clave: secuestro de carbono, mercados de carbono, política ambiental.

Abstract

Efforts to reduce emissions from deforestation and forest degradation seek to contribute to climate change mitigation in forestlands; however, a comprehensive landscape management requires also interventions to take place in non-forested areas. One option to promote sustainable landscape management is the implementation of reforestation/afforestation practices (R/A) in non-forested areas. These activities can receive support from carbon markets. The aim of this paper is to present the results of the identification of eligible areas for the development of R/A to promote carbon sequestration in the state of Jalisco considering the eligibility requirements of the main standards of certification schemes in carbon markets. Eligibility requirements were identified for nine methodologies including those of the Clean Development Mechanism, voluntary standards as *Gold Standard* or *Plan Vivo* and Mexican



Voluntary Standard for the registration of forest carbon projects (NMX-AA-173-SCFI-2015). Depending on the standard selected, land for the project R/F should have been without forest cover since 1990 or at least the last 10 or 5 years. Considering this criterion 43 Landsat scenes of Jalisco of 1990, 2005, 2010 and 2014 were downloaded, edited and classified to identify areas without forest cover in which R/A activities could be developed. The results indicate that about 2.8 million hectares are eligible for R/A in the state. Eligible areas show generally good complementarity with those areas eligible for payment for environmental services (PES) which typically have high forest cover. The development of R/A projects combination with activities such as PSA can strengthen municipal strategies for sustainable landscape management since on average 53% of the area of the municipalities of Jalisco are eligible to participate in these programs.

Key words: carbon sequestration, carbon markets, environmental policy.

Introducción

Se estima que a nivel global las emisiones por deforestación y degradación representan 15% del total de emisiones, a nivel nacional son el 9.9% y en Jalisco son 36% (Van der Werf *et al.*, 2009; ENAREDD, 2013; PEACC, s.f.). Una de las principales causas de la deforestación y degradación forestal es la presión ejercida por la falta de un manejo no sustentable en terrenos agropecuarios (*i.e.*, terrenos de cultivo y pastizales). Actualmente al seno de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático se está avanzando en la negociación de actividades para reducir las emisiones de la deforestación y degradación forestal en países en desarrollo (REDD+); dentro de REDD+ el objetivo es generar incentivos para dar un manejo sustentable a los recursos forestales, por lo que su enfoque inicial se centra primordialmente en áreas actualmente cubiertas por bosques o selvas. En este contexto es necesario identificar cómo apoyar la implementación de medidas de mitigación del cambio climático en zonas que actualmente no cuentan con una cubierta forestal. Al adoptar un enfoque de paisaje es posible identificar las actividades que pueden implementarse tanto en zonas forestales como en zonas agrícolas, humedales, pastizales y bosques degradados. Este trabajo muestra el alcance potencial que podrían tener las actividades de reforestación/forestación (R/F) para la captura de carbono en áreas no forestales del estado de Jalisco; el potencial se basa en el análisis de los requisitos para desarrollar proyectos de R/F en los diferentes esquemas de los mercados de carbono. El objetivo es generar información básica que permita a ejidos, comunidades, pequeños propietarios, autoridades y desarrolladores identificar las áreas no forestales elegibles para este tipo de proyectos dentro del estado de Jalisco. De esta forma se busca facilitar la realización de proyectos de mitigación del cambio climático complementarios con los esfuerzos de políticas como el pago por servicios ambientales (PSA) o REDD+.

El diseño actual de REDD+ plantea retos para apoyar proyectos de R/F, pues la evaluación del desempeño se refiere a la reducción de emisiones obtenida *dentro* de las áreas forestales lo cual servirá para determinar el pago por resultados que los países pueden obtener a nivel internacional. Esto significa que las actividades de mitigación del cambio climático realizadas *afuera de las áreas forestales*, es decir aquellas desarrolladas en áreas agrícolas, pastizales y aquellas que no cumplen con la definición de bosques, no serían tomadas en cuenta para obtener pagos basados en resultados dentro de REDD+. México ha avanzado en la definición del marco que permitirá hacer una distribución de beneficios del pago por resultados que podrían recibirse a nivel internacional dentro de REDD+. Por un lado, los beneficios derivados de la reducción de emisiones será gestionada a nivel regional para financiar la implementación de programas locales de inversión (ENAREDD, 2013; ER-PIN, 2014). Por otro lado, la captura de carbono que pueda ser medida en sitio en un área por los propietarios de la tierra (*e.g.*, ejidos, comunidades, pequeña propiedad), podrá ser valorizada en los mercados de carbono

(voluntarios o de cumplimiento) enfocados en la captura de carbono para generar incentivos directos (Balderas-Torres y Skutsch, 2012).

Proyectos de R/F

Como parte del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) dentro del Protocolo de Kioto es posible desarrollar proyectos de R/F para la captura de carbono. Los proyectos de R/F pueden desarrollarse en áreas que no son forestales. El término reforestación se refiere a la plantación de árboles en terrenos que habían sido bosque recientemente (*e.g.*, en los últimos 50 años), mientras que forestación se refiere a la plantación de árboles en los terrenos que no habían contenido bosques o selvas en un periodo mayor. México definió ante la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático bosque para la realización de proyectos MDL como aquellas zonas de al menos una hectárea, con más de 30% de cobertura de copa y una altura de 4 m o más (CMNUCC, 2002).

El desarrollo de proyectos de R/F y de MDL en general se ha visto reducido por dos factores clave, primero la reducción en la demanda esperada debido a que no fue posible negociar objetivos de reducción de emisiones más ambiciosos que incluyeran a las principales economías del mundo para el segundo periodo de cumplimiento del Protocolo de Kioto (*i.e.*, Estados Unidos). El segundo obstáculo que enfrentan estos proyectos es que dentro del esquema de MDL los proyectos de R/F tienen comparativamente más requerimientos que las opciones de reducción de emisiones en otros sectores.

Uno de los pasos iniciales es la identificación de las áreas elegibles en las cuales se pueden desarrollar los proyectos pues solamente pueden realizarse en zonas que no hayan contado con una cubierta forestal al menos desde el 31 de diciembre de 1989 (CMNUCC, 2007).

Además del mercado de carbono MDL derivado del Protocolo de Kioto aparecieron poco a poco varios estándares de certificación en el mercado voluntario de carbono, en parte como respuesta ante la lentitud de los esquemas oficiales y para dar más flexibilidad a la ejecución de proyectos. El mercado voluntario de carbono a nivel internacional negoció en el 2013, 76 millones de certificados de reducción de emisiones (toneladas de CO₂e) con un valor de 379 millones de dólares; de los cuales 4% fueron de proyectos de captura de carbono por R/F (Peters-Stanley y Gonzalez, 2014). En el 2014 el volumen y valor del mercado voluntario fue de 87 000 000 ton de CO₂e y 395 millones de dólares; los proyectos de R/F movilizaron alrededor de 35 000 000 ton precios cercanos a los \$9 dólares americanos por tonelada de CO₂e (Hamrick y Thiel, 2015). Se espera que a nivel internacional el tamaño de este mercado aumente en los próximos años. Los estándares del mercado voluntario de carbono también han definido diferentes requisitos para la certificación de proyectos de R/F.

En México existen varias iniciativas que buscan promover la demanda de proyectos en el mercado de carbono. En el 2014, la Reforma Fiscal creó el impuesto a las emisiones de carbono por el cual se cobrará una cantidad por la emisión de dióxido de carbono equivalente de diferentes combustibles fósiles (DOF, 2013); la misma reforma indica que para demostrar el cumplimiento del pago de dicho impuesto los contribuyentes podrían comprar certificados de reducción de emisiones de proyectos MDL realizados en México. Esta medida busca generar una demanda nacional para el desarrollo de proyectos de mitigación del cambio climático por medio de mecanismos de mercado y no fue modificada en el 2015. Igualmente en el 2014, inició operaciones en la Bolsa Mexicana de Valores la plataforma de intercambio (compra-venta) de certificados de reducción de emisiones MEXICO2, la cual ofrece una plataforma para el desarrollo de proyectos de captura de carbono por R/F. Finalmente en el 2015 se publicó una Norma Mexicana Voluntaria para Regular el Registro y Validación de Proyectos de Captura de Carbono Forestal para los Mercados Voluntarios en el País (NMX-AA-173-SCFI-2015, 2015); el objetivo de esta Norma es reducir los costos de transacción asociados a la certificación de proyectos en comparación con los mercados internacionales. Finalmente, la Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC) ha definido una línea temática de conservación y uso sustentable de ecosistemas cuyo objetivo es orientar políticas e instrumentos y aumentar la superficie



bajo reforestación (Sección 6.2, A3, A3.9). Además, la ENCC reconoce la creciente importancia de los mercados de carbono a nivel internacional y regional por lo que desarrollará políticas e instrumentos económicos entre las que se incluyen la promoción e impulso a los mercados voluntarios de carbono y la promoción de mejores prácticas para aumentar la captura de carbono adoptando una visión de paisaje en áreas naturales protegidas, corredores biológicos y cuencas (ENCC, 2013). Jalisco es uno de los estados donde se están implementando acciones tempranas REDD+ por esta razón ha sido elegido como área de estudio.

Las metodologías desarrolladas dentro del esquema MDL son utilizadas por diferentes estándares del mercado voluntario incluyendo la certificación de sustentabilidad Gold Standard que permite acceder a mayores precios de carbono. El registro de los proyectos bajo metodologías MDL también permite utilizarlos para demostrar el pago del impuesto al carbono según lo contemplado en la Reforma Fiscal 2014. Hasta el año 2013 en Jalisco se tenían registrados 22 proyectos MDL de los cuales ninguno era de captura de carbono por R/F (Fenhann, 2013). Aún es posible registrar y desarrollar proyectos dentro del MDL pues México ratificó la enmienda de Doha del Protocolo de Kioto (CMNUCC, 2016).

Las iniciativas y desarrollos descritos en los párrafos anteriores pueden facilitar el desarrollo de proyectos de R/F y el acceso a financiamiento vía los mercados de carbono, pero es necesario que los diferentes actores, principalmente propietarios de la tierra conozcan estas oportunidades y su potencial de desarrollo. En este contexto el objetivo de este trabajo es identificar las áreas elegibles para proyectos de R/F en Jalisco y crear una plataforma para mantener disponible esta información y que así esta pueda ser consultada por los diferentes grupos interesados en realizarlos. A continuación, se hace una descripción de la metodología utilizada para la identificación de requisitos para proyectos de R/F y la descarga y análisis de imágenes satelitales. Después se presentan los resultados y discusión lo cual incluye la información de las diferentes metodologías para proyectos de R/F, la definición de áreas elegibles y las implicaciones que tienen para el desarrollo de actividades de mitigación del cambio climático a nivel local. Finalmente se presentan las conclusiones y una breve descripción de los pasos a seguir.

Materiales y métodos

La metodología de este trabajo incluyó las siguientes etapas: (i) identificación y revisión de las metodologías disponibles para actividades R/F para conocer los requisitos relacionados con la elegibilidad de proyectos; (ii) se descargaron imágenes satelitales, se clasificaron y analizaron para identificar las áreas sin cubierta forestal; (iii) análisis de los resultados y comparación con las áreas elegibles para PSA de los programas operados por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR); finalmente el trabajo incluye la creación de una plataforma en línea para mantener los resultados disponibles utilizando la infraestructura de datos espaciales de CartoDB®.

Identificación y revisión de metodologías

Se realizó una búsqueda de las metodologías aprobadas para el desarrollo de proyectos de R/F y se revisaron las condiciones específicas con que debe cumplir un proyecto. En particular se identificaron aquellos requisitos relacionados con el tipo de cobertura y otras características de los terrenos para que sea adecuado realizar actividades de R/F. Se revisaron las metodologías publicadas por los siguientes sistemas de certificación: Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL); Plan Vivo; Verified Carbon Standard; Gold Standard; Climate Action Reserve; y la norma NMX-AA-173-SCFI-2015. En total se revisaron nueve metodologías. A continuación, se describen los principales requisitos de elegibilidad identificados para las metodologías de los diferentes estándares de certificación.

Mecanismo de Desarrollo Limpio

Según las reglas adoptadas como parte del Protocolo de Kioto como parte del MDL sólo pueden realizarse tareas de proyectos de R/F en tierras que hayan estado *sin bosque desde antes del 31 de diciembre de 1989*. Se revisaron cuatro metodologías las cuales definen los requisitos para las actividades de R/F según la cubierta original (*i.e.*, humedales/manglares y otros usos de suelo) y de acuerdo a la escala del proyecto (*i.e.*, pequeña escala aquellos con remociones menores a 16 ktCO₂e/año) (*i.e.*, AR-AM0014, AR-ACM 0003, AR-AMS0003, AR-AMS0007).

The Gold Standard

Fue establecido en 2003 por el Fondo Mundial Para la Naturaleza (World Wildlife Fund, WWF por sus siglas en inglés) y otras organizaciones internacionales no gubernamentales, como un estándar de buenas prácticas para garantizar resultados positivos en proyectos de reducción de emisiones de carbono bajo el MDL, así como para fomentar el desarrollo sustentable de los países. Actualmente, con más de 80 ONGs y 1100 proyectos en más de 70 países, *The Gold Standard* ha entregado miles de millones de dólares en proyectos de acción climática y desarrollo en las comunidades locales en todo el mundo (Gold Standard, 2015a). En 2012, la Fundación Gold Standard compró a la asociación alemana CarbonFix Standard, la cual se dedicaba al desarrollo de proyectos forestales para la captura de carbono atmosférico. Los requisitos para participar en proyectos certificados por *The Gold Standard* están diseñados no sólo para mejorar las reservas de carbono y reducir las emisiones de GEI, sino también para mejorar los medios de vida de las personas y conservar la biodiversidad. La versión 0.9 de la Guía Metodológica para Proyectos de R/F indica que los terrenos en los que se pretenda realizar estas actividades deben haber estado sin una cubierta forestal por al menos los últimos 10 años (Gold Standard, 2015b); además utiliza criterios de elegibilidad y adicionalidad extraídos de las directrices del MDL.

Verified Carbon Standard

En pocos años, el Estándar de Carbono Verificado (Verified Carbon Standard, VCS por sus siglas en inglés) se ha convertido en un programa voluntario de reducción de gases de efecto invernadero (GEI) líder en el mundo. Fue fundado en 2005 por The Climate Group, International Emissions Trading Association (IETA), el Foro Económico Mundial y El Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible (WBCSD) con la finalidad de mejorar la calidad de los mercados voluntarios de carbono (VCS, 2015). El VCS propone diversas metodologías para desarrollar y recompensar a una amplia variedad de actividades y/o proyectos por reducir las emisiones globales de GEI, incluyendo actividades de Forestación, Reforestación y Revegetación (FRR); de manejo agrícola (ALM); manejo forestal (IFM), reducción de emisiones por Deforestación y Degradación (REDD), entre otras. La versión 3 de la Metodología para Proyectos del Sector Agrícola, Forestal y de Otros Usos de Suelo (AFOLU, por sus siglas en inglés) indica al igual que en el caso de Gold Standard, que las áreas para el desarrollo de proyectos de R/F deben no haber contado con cubierta forestal al menos por los últimos 10 años; sin embargo se incluye una consideración para revisar este criterio en caso de que la deforestación haya ocurrido recientemente pero que no haya sido causada por los promotores del proyecto (*e.g.*, fue causada por desastres naturales como incendios, huracanes, plagas, etc.).

Plan Vivo

Es un sistema de certificación que surgió en 1994 en Escocia que ha creado una serie de lineamientos para pequeños agricultores y comunidades que deseen gestionar sus tierras de manera sostenible. Éste sistema ha desarrollado un *Standard*, que es un marco de PSA, en el cual pequeños



agricultores y comunidades que dependen de los recursos naturales como sustento, pueden obtener certificados de reducción de emisiones de carbono a partir de la realización de actividades de R/F, agro-silvicultura, la conservación de los bosques, la restauración y la deforestación evitada. Las comunidades deciden qué actividades de uso del suelo responden mejor a las amenazas de los ecosistemas locales y son de mayor interés y valor para ellos (Plan Vivo, 2015). En el marco del Plan Vivo estándar, no existen restricciones formales en relación con el uso del suelo en la historia de la zona del proyecto, sin embargo, se debe proporcionar evidencia del uso del suelo de la zona de los últimos 10 años para probar que no hay incentivos perversos detrás del objetivo del proyecto (*e.g.*, pérdida de la vegetación por causas naturales) (Ebeling y Jacob, 2011).

Climate Action Reserve (CAR)

La Reserva de Acción Climática (Climate Action Reserve, CAR, en inglés) comenzó con una iniciativa que tomó el gobierno del estado de California en el año 2001 para hacer frente al cambio climático a través del cálculo voluntario de las emisiones de GEI. El Registro de California ayudó a más de 415 empresas líderes, organizaciones, agencias y municipios a calcular de forma voluntaria sus emisiones de GEI y reportar sus resultados públicamente. Su éxito llevó a la CAR a ser la principal institución estadounidense que garantiza la integridad del medio ambiente y el beneficio financiero de los proyectos de reducción de emisiones de GEI (CAR, 2015). En este contexto se está desarrollando un protocolo específico para el desarrollo de proyectos forestales en México. El Protocolo de Proyectos Forestales (Forest Project Protocol, FPP, por sus siglas en inglés) especifica que, bajo éste esquema, únicamente serán elegibles para proyectos de R/F áreas que hayan tenido una cubierta vegetal (copa) menor al 10% durante mínimo 10 años previos al inicio del proyecto; o bien, aquellos terrenos que hayan sido sujetos a una perturbación natural significativa (*i.e.*, desastres naturales) que haya eliminado más del 20% de la biomasa arbórea de la zona (CAR, 2015).

NMX-AA-173-SCFI-2015

En el 2015 se publicó la Norma Mexicana NMX-AA-173-SCFI-2015 la cual establece las especificaciones y los requisitos mínimos para obtener el registro de proyectos forestales de carbono y la certificación del incremento en los acervos de carbono generados por dichos proyectos. Esta normatividad permitirá reducir algunos costos de participación en los mercados en comparación con los estándares internacionales. La Norma es de cumplimiento voluntario y es aplicable dentro del territorio nacional a propietarios forestales bajo cualquier régimen de propiedad (ejidal, comunal, propiedad privada o federal). La NMX es aplicable a proyectos de cualquier escala, aunque son considerados como proyectos de pequeña escala aquellos que remuevan menos de 5000 tCO₂e por año. Las áreas del proyecto no deben ser afectadas de manera negativa en los 5 años previos a la realización del proyecto, ya sea por cambios en el uso del suelo, incendios, plagas, deforestación o degradación.

El Cuadro 1 muestra un resumen de los requisitos relacionados con la fecha desde la cual un terreno debe haberse mantenido sin cobertura forestal para poder desarrollar un proyecto de R/F en los mercados de carbono. Dependiendo del estándar que desee implementarse los terrenos deben mantenerse sin cobertura ya sea desde 1990 o durante los últimos 10 o 5 años.

Cuadro 1. Resumen de requisitos para el desarrollo de proyectos de R/F en los mercados de carbono.

Standard	Metodología	Tipo	Actividades	Fecha sin cubierta forestal
MDL	AR-AM0014	Escala completa (>16 ktCO ₂ e/año)	R/F en humedales	Desde 1990
MDL	AR-ACM 0003	Escala completa	R/F en otras tierras distintas a humedales	Desde 1990
MDL	AR-AMS003	Pequeña Escala (<16 ktCO ₂ e/año)	R/F en humedales	Desde 1990
MDL	AR-AMS0007	Pequeña Escala	R/F en tierras distintas a humedales	Desde 1990
Gold Standard	<i>Requisitos Forestación/Reforestación. Versión 0.9 (Road-Test). 2013</i>	Cualquier escala	Cualquier proyecto de R/F	Últimos 10 años
Plan Vivo	Estándar Plan Vivo	Cualquier escala	Cualquier proyecto de R/F	Últimos 10 años
VCS	Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU) Requirements; Versión 3; 2013	Cualquier escala	R/F en suelos sin bosque y/o en estado de degradación	Últimos 10 años
CAR	Protocolo Forestal para México 2013. Versión 1.0	Cualquier escala	R/F	Últimos 10 años
NMX-AA-173-SCFI-2015		Cualquier escala	R/F, regeneración forestal, manejo forestal sustentable, conservación forestal, agroforestal	Últimos 5 años

Clasificación de imágenes satelitales e integración del Sistema de Información Geográfica

Considerando los requisitos identificados en la sección anterior la siguiente actividad fue adquirir información cartográfica de uso de suelo y vegetación para los años 1990, 2005, 2010 y 2014 del Estado de Jalisco. Se utilizaron imágenes gratuitas de las diferentes plataformas Landsat (4, 5, 7 y 9) y todo el trabajo de procesamiento y análisis se ha realizado a través de Software Libre (gvSIG y QGIS).

La primera actividad fue la adquisición y corrección de 43 escenas Landsat descargadas gratuitamente de la página de la U.S. Geological Survey. Se eligieron escenas que no superaran el 30% de nubosidad. Considerando las restricciones temporales y presupuestales del proyecto se eligieron imágenes tomadas en época de lluvias para asegurar la correcta identificación de la masa forestal, sobre todo de las especies de hoja caduca. Las escenas de 1990 fueron más difíciles de obtener debido al bajo número de imágenes disponibles de manera gratuita, por lo que para este tramo temporal se eligieron escenas de 1990, 1987, 1992 y 1989. La segunda fase consistió en la clasificación no supervisada de estas escenas de satélite, con el objetivo de extraer y agrupar las clases de especies forestales y no forestales, fase previa a la segmentación de áreas boscosas y no boscosas y clasificación supervisada. La tercera fase tuvo como finalidad el enriquecer los resultados complementándolos con índices de vegetación (NDVI), datos oficiales (Usos del Suelo y Vegetación de INEGI (INEGI, 1993; 2002; 2005 y 2015)) y el mapa de pérdida de cobertura forestal mundial de Hansen *et al.* (2013).

Una vez descargadas las imágenes se adecuaron para homogenizar el tamaño de celda de 30 m, se realizó la corrección radiométrica a través de la extensión *semi-automatic classification plugin* de QGIS, desarrollado por Luca Congedo, así como la corrección atmosférica a través del método de sustracción de objetos oscuros (DOS) también a través de QGIS. Con todas las imágenes corregidas se

realizó un recorte a partir de un shape del Estado de Jalisco. Dada la extensión con la que se trabajó durante el proyecto y la imposibilidad de tomar datos en campo o realizar análisis visuales de toda el área de Jalisco se realizó una clasificación no supervisada a través del módulo Sextante de gvSIG y del módulo de SAGA de QGIS, dividiendo las escenas ráster en 18 clases atendiendo a sus valores de reflectancia. Este proceso se llevó a cabo tres veces con cada software para ajustar los resultados. El método utilizado para la clasificación fue el de *clustering*. Para equiparar el peso de las capas a la hora de realizar las agrupaciones en clases se utilizó el proceso “Normalizar”, también contenido en la librería Sextante de gvSIG. El objetivo de la clasificación no supervisada fue separar en diferentes clases los valores de agricultura, pastizal, forestal y manglar. Dada la semejanza espectral entre pastizal y agricultura, de la poca extensión del manglar en Jalisco, además de la resolución de las capas ráster utilizadas, las clases quedaron definidas en agrícola/pastizal y forestal. A continuación, se realizó un proceso de clasificación supervisada a través de la extensión para QGIS *Semiautomatic Classification Plugin* utilizando las áreas de entrenamiento obtenidas por el procedimiento anterior. Para tener un grupo de control en el proceso se utilizaron las series de INEGI de Uso del Suelo y Vegetación más cercanas en el tiempo a la toma de las imágenes satelitales.

Para identificar las áreas forestales con más de 30% de cobertura de copa se utilizó la clasificación realizada por Hansen *et al.* (2013) del 2000 al 2013, así como valores obtenidos a través del Índice de Diferencia de Vegetación Normalizado (NDVI); para el año de 1990 se cruzaron los datos de la clasificación no supervisada con los valores del NDVI. El análisis basado en el NDVI se realizó a través del algoritmo de Sextante de gvSIG. Si bien Jalisco es un Estado predominantemente seco, en los NDVI obtenidos se puede observar las zonas con mayor vigorosidad vegetal. Estas capas de índice de vegetación se vectorizaron y se cruzaron con las clases forestales anteriormente obtenidas, resultando así una primera información aproximada de las zonas de Jalisco con terrenos forestales. Los resultados obtenidos se compararon con la información de Hansen y colaboradores (2013) para el año 2000. Posteriormente se reclasificó esta muestra para obtener las áreas con una cobertura de entre el 0% y el 30% para el Estado de Jalisco. Realizando la intersección entre los valores de la Clasificación supervisada y los de áreas no forestales de NDVI y la cobertura de Hansen *et al.* (2013), se obtuvieron las zonas elegibles en cada año de análisis. Atendiendo a los criterios de elegibilidad se compila información vectorial sobre las áreas donde se pueden llevar a cabo estas iniciativas (áreas agrícolas, pastizal, humedales, etc.) y se excluyen las zonas correspondientes a núcleos urbanos, cuerpos de agua y corrientes de agua. Las áreas de inclusión se obtuvieron mediante el cruce de los datos de la clasificación no supervisada de las escenas de 2014 y las capas de Usos del Suelo y Vegetación de INEGI de la serie V. A través de geo-procesos vectoriales se obtuvieron las áreas elegibles para los proyectos de R/F diferenciados por cada una de las metodologías propuestas, coincidentes con los años 1990, 2005 y 2010.

Comparación con áreas elegibles para PSA

Las áreas elegibles para proyectos de R/F corresponden primordialmente a áreas agrícolas y pastizales. Para evaluar la complementariedad potencial de los proyectos de captura de carbono con iniciativas de PSA implementadas por CONAFOR las cuales pueden jugar un papel importante en REDD+ se compararon los resultados con las áreas de elegibilidad de dichos programas. A través de la Gerencia de Servicios Ambientales de CONAFOR se revisó la capa de información geográfica a las áreas elegibles para proyectos de PSA del Programa Nacional 2015 y aquel de apoyo a las cuencas costeras del Estado de Jalisco (CONAFOR, 2016b). En un SIG se identificó el traslape entre las áreas elegibles para PSA y aquellas identificadas aquí como elegibles para actividades de R/F. Finalmente para cada municipio del estado se determinó el área que es elegible para proyectos de captura de carbono y para participar en el PSA federal. De esta forma se obtiene un estimado del alcance potencial

que podrían tener las actividades para promover la conservación y restauración forestal a nivel local y el papel que podrían jugar en la política ambiental y climática municipal.

Resultados y discusión

La Figura 1 muestra los resultados de la identificación de las áreas de elegibilidad para proyectos de R/F para captura de carbono.

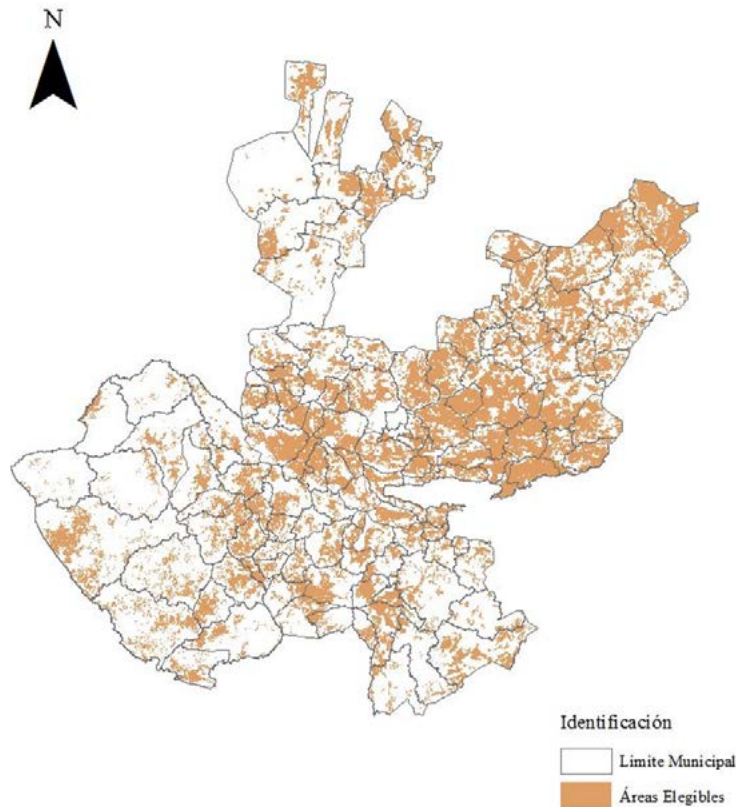


Figura 1. Zonas elegibles para la realización de actividades de R/F para la captura de carbono en el Estado de Jalisco considerando los requisitos de diferentes metodologías.

Los resultados indican que el área elegible para proyectos MDL, aquellos que requieren más tiempo de permanencia sin cubierta forestal es de alrededor de 2 807 785 ha; esta superficie corresponde primordialmente a zonas de agricultura y pastizal, es decir zonas que han estado permanentemente deforestadas por más de 25 años. El Estado ha sido históricamente uno de los principales productores del sector agropecuario en el país por lo que es razonable asumir que la mayor parte de la deforestación para crear zonas de producción agrícola y ganadera ocurrió en el pasado. Lo anterior es particularmente palpable en las zonas central, este y noreste del Estado en las regiones Valles, Ciénega de Chapala y los Altos de Jalisco. Esto no significa que se deban ignorar presiones sobre el uso de suelo en la zona montañosa del occidente del Estado, por ejemplo, asociadas a la producción ganadera más recientemente. El área incremental de zonas elegibles de las áreas que perdieron su cobertura forestal en los últimos 10 o 5 años (y que se han mantenido como tales), es menor y corresponde a 1059 y 1233 ha respectivamente.

La Figura 2 muestra el área elegible para PSA del programa nacional y las áreas elegibles para proyectos de R/F. Se observa que en general existe una buena complementariedad entre ambas capas de información. El traslape entre las zonas elegibles para PSA y las que aquí se identifican para proyectos

de R/F es del 5% dependiendo de los servicios ambientales que se consideren (*i.e.*, hidrológicos o de biodiversidad), existen además traslapes en los bordes de los polígonos.

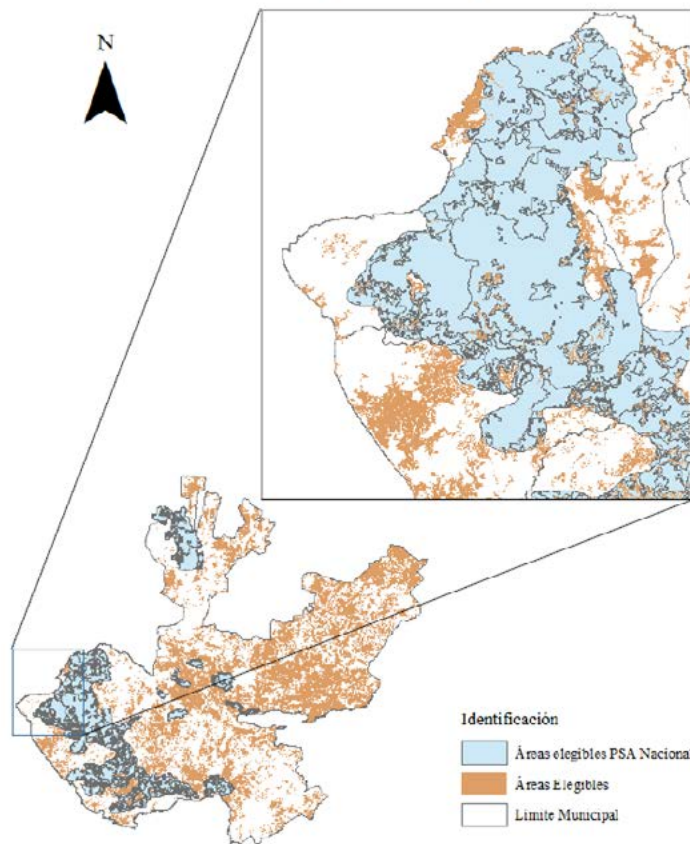


Figura 2. Complementariedad entre zonas elegibles para R/F y las elegibles para el PSA Nacional (CONAFOR, 2016a).

Las áreas elegibles para PSA corresponden primordialmente a zonas que cuentan con una cubierta forestal actualmente. Dentro de una estrategia de mitigación del cambio climático a nivel paisaje las zonas forestadas podrían participar en programas como PSA o de mejoramiento de las prácticas de aprovechamiento forestal, mientras que las zonas no forestales podrían participar en los mercados de carbono vía proyectos de R/F. Es importante mencionar que es posible que algunas zonas forestales puedan demostrar una captura adicional de carbono asociada a mejores prácticas de conservación y manejo forestal las cuales podrían también participar en el mercado de carbono. Sin embargo, la identificación de éstas áreas está fuera del alcance de este trabajo.

La información mostrada en la Figura 2 indica que el programa nacional de PSA cuenta con áreas elegibles en 48 municipios; por otro lado 125 municipios contarían con áreas elegibles en las cual se pueden desarrollar actividades de F/R. Para los 77 municipios que no se encuentran dentro de las áreas de elegibilidad para PSA las actividades de F/R pueden ofrecer opciones para promover el manejo sustentable del paisaje.

El Cuadro 2 muestra la información a nivel regional al considerar las superficies que podrían participar tanto en PSA como en los mercados de carbono por medio de proyectos de R/F. A nivel estatal, en promedio 53% de la superficie de un municipio es elegible para alguno de estos dos programas. En cuanto a elegibilidad para proyectos de R/F, los cinco municipios con un área de elegibilidad mayor son La Barca (90%), Acatic (84%), Jamay (83%), Atotonilco el Alto (83%) y Ojuelos de Jalisco (80%). Por otro lado, los municipios con una menor superficie elegible son Cabo

Corrientes (4%), San Sebastián del Oeste (6%), Talpa de Allende (6%), Mezquitic (9%) y Puerto Vallarta (9%).

Cuadro 2. Área municipal elegible para proyectos de R/F y PSA nacional (CONAFOR, 2016a) de las diferentes regiones del estado de Jalisco (Valores promedio y desviación estándar).

Promedio por región	Área elegible R/F (D.E. %)	Área elegible PSA Nacional (D.E. %)	Promedio por eegión Total (D. E. %)
Altos Norte	55% (13%)	-	55% (13%)
Altos Sur	57% (14%)	-	57% (14%)
Centro	53% (15%)	2% (5%)	56% (16%)
Ciénega	65% (16%)	4% (9%)	69% (13%)
Costa Norte	12% (9%)	57% (26%)	69% (23%)
Costa Sur	25% (9%)	47% (19%)	72% (18%)
Norte	32% (15%)	8% (15%)	40% (13%)
Sierra de Amula	39% (13%)	6% (11%)	44% (14%)
Sierra Occidental	17% (9%)	30% (33%)	47% (28%)
Sur	37% (10%)	11% (19%)	49% (19%)
Sureste	27% (17%)	-	27% (17%)
Valles	54% (16%)	8% (11%)	62% (19%)

Al comparar el área elegible para el programa de PSA del programa especial de cuencas costeras del estado de Jalisco (CONAFOR, 2016b) se observa que 20 650 ha serían elegibles para proyectos de R/F en alguna de las metodologías de los mercados de carbono, esto representa 36% de la superficie de estos municipios. Lo anterior indica que el desarrollo de proyectos de R/F en los mercados de carbono podría complementar a la implementación de REDD+ en esta área de acción temprana.

El potencial de actividades de R/F en términos del potencial de captura de carbono deberá evaluarse en una etapa posterior para cada región en función del tipo de suelo y de vegetación que podría establecerse considerando las condiciones climáticas, así como la práctica de manejo que se adopte (e.g., cercos vivos, sistemas agroforestales, silvopastoriles, reforestación de alta densidad con o sin cosecha de madera).

Plataforma en Línea

La información obtenida a partir del análisis de la cartografía y las imágenes satelitales descrita en este trabajo ha sido cargada a una página de internet desde la cual puede ser consultada de forma abierta (*i.e.*, paisaje.cipad.mx). Los shapes resultantes se migraron a una Base de Datos sobre PostgreSQL/PostGIS para poder ser incluidos en CartoDB® y la página web. La página cuenta con una descripción general del proyecto y la importancia de las actividades de R/F para la mitigación del cambio climático. La página cuenta con una interfase geográfica en la cual se podrá hacer acercamientos a zonas específicas del estado, identificar las zonas según su elegibilidad para el desarrollo de R/F y las metodologías que los propietarios de la tierra podrían utilizar para realizar dichos proyectos.

Es importante reconocer que los resultados pueden mejorarse y que el hecho de que las áreas elegibles a partir del 2005 y el 2010 sean tan bajas puede ser susceptible a errores en la clasificación de las imágenes satelitales y al hecho de que los insumos utilizados no son de alta resolución. También puede ser que hayan ocurrido cambios de uso de suelo en estos periodos pero que no hayan sido permanentes. Sin embargo, el resultado final nos permite acercarnos bastante a la realidad forestal de Jalisco desde 1990 para los años de análisis. Para una futura fase del proyecto en los próximos 2 años se buscará contar con áreas de entrenamiento, con imágenes satelitales de mejor resolución o de datos obtenidos en campo para poder mejorar la clasificación supervisada. Como parte de este proyecto en



los inmediatos 2 años se actualizará la información de la página de internet buscando incluir información de los años más recientes y de los 5 y 10 años previos.

Conclusiones

Los resultados presentados en este trabajo indican que es posible realizar actividades de reforestación/forestación en cerca de 2.8 millones de hectáreas en el estado de Jalisco. Esta información permite evaluar el potencial y relevancia que el desarrollo de actividades de R/F para la captura de carbono puede tener dentro de un portafolio de políticas de mitigación del cambio climático en el Estado de Jalisco. Evidentemente, no es posible esperar que la producción agropecuaria en zonas de cultivo y ganaderas se suspenda para maximizar la captura de carbono, pero los resultados muestran un gran potencial para promover actividades agroforestales y silvopastoriles que contribuyan a la mitigación del cambio climático y el manejo sustentable del paisaje. Asimismo, la difusión de la posibilidad de desarrollo de actividades de mitigación en áreas agropecuarias por medio de actividades de R/F puede contribuir a darle a estas áreas un manejo sustentable que reduzca la presión sobre los bosques, aumentando la resiliencia del sistema socio-ambiental, reduciendo las emisiones y aumentando la captura de carbono.

Los resultados permiten evaluar hasta qué punto las iniciativas de R/F pueden complementarse con los apoyos de esfuerzos como el PSA. Existe una buena complementariedad entre las áreas elegibles para R/F y las zonas del programa de PSA nacional. Para los 77 municipios que no están dentro de las zonas elegibles para PSA el desarrollo de actividades de R/F se puede ofrecer una opción interesante para el apoyo de actividades de manejo integral del paisaje.

La información presentada en este trabajo se encuentra disponible de forma libre en un sitio web con el objetivo de reducir los costos de generación de información a los actores locales interesados en el desarrollo de actividades de R/F de forma que puedan hacer un estudio de pre-factibilidad. En etapas posteriores se incluirá información de más años (*e.g.*, 2016, 2006 y 2001) buscando incluir insumos de mayor resolución geográfica.

Agradecimientos

Este documento describe parte de los resultados del proyecto “Evaluación de elegibilidad de áreas para el desarrollo de proyectos de reforestación y forestación para la captura de carbono en el Estado de Jalisco” el cual recibió apoyo de la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Estado de Jalisco (SEMADET) otorgado a A.B.T. Los autores agradecen a Hugo de Alba del ITESO, Magdalena Ruiz, Mónica Díaz, Giovana Amaya, Miguel Ángel Ayala y Odette Preciado de SEMADET, Jorge Morfín, José María Michel y Miguel A. Muñoz del Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur y a Hilda González, Adriana Saldaña, Joaquín Saldaña y Guillermo Muñoz de la Gerencia de Servicios Ambientales del Bosque de CONAFOR por el apoyo otorgado para la realización de este proyecto.

Bibliografía

- Balderas-Torres, A. and M. Skutsch. 2012. Splitting the Difference: A Proposal for Benefit Sharing in Reduced Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+). *Forests* 3(1):137-154.
- CAR. 2015. Climate Action Reserve. <http://www.climateactionreserve.org/> (Consulta: diciembre 20, 2015).
- CMNUCC. 2002. Informe de la Conferencia de las Partes sobre su séptimo periodo de sesiones, celebrado en Marrakech del 20 de Octubre al 10 de noviembre de 2001. Volumen I. Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático. <http://unfccc.int/resource/docs/spanish/cop7/cp713a01s.pdf>
- CMNUCC. 2007. Annex 18. Procedures to demonstrate the eligibility of lands for afforestation and reforestation CDM project Activities. United Nations Framework Convention on Climate Change. CDM Executive Board, EB 35

- Report. Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático. https://cdm.unfccc.int/Reference/Procedures/methAR_proc03.pdf
- CMNUCC. 2016. Status of the Doha Amendment. Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático. http://unfccc.int/kyoto_protocol/doha_amendment/items/7362.php (Consulta: marzo 25, 2016).
- CONAFOR. 2016a. Áreas Elegibles 2016 del Componente V. Servicios Ambientales en el Estado de Jalisco. Mapa. Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR. 2016b. Área elegible 2016 del AATREDD+ Cuencas Costeras de Jalisco. Mapa. Comisión Nacional Forestal, México.
- DOF. 2013. Decreto por el que se reforman, adicionan y derogan diversas disposiciones de la Ley del Impuesto al Valor Agregado; de la Ley del Impuesto Especial sobre Producción y Servicios; de la Ley Federal de Derechos, se expide la Ley del Impuesto sobre la Renta, y se abrogan la Ley del Impuesto Empresarial a Tasa Única, y la Ley del Impuesto a los Depósitos en Efectivo (Continúa en la Tercera Sección). Diario Oficial de la Federación. 11 de Diciembre de 2013. México, D.F.
- Ebeling, J. and O. Jacob. 2011. AR Guidance: Technical Project Design. In Building Forest Carbon Projects. Ebeling J. and Olander J (Eds.). Washington, DC: Forest Trends.
- ENAREDD. 2013. Estrategia Nacional para REDD+. Borrador. Julio 2013. Comisión Nacional Forestal, México.
- ENCC. 2013. Estrategia Nacional de Cambio Climático. Diario Oficial de la Federación, 6 de Marzo de 2013. México, D.F.
- ER-PIN. 2014. Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) Carbon Fund. Emission Reductions Program Idea Note (ER-PIN) Mexico. Iniciativa de Reducción de Emisiones. <https://www.forestcarbonpartnership.org/sites/fcp/files/2014/February/Mexico%20ER-PIN%20CF9%20English.pdf>
- Fenhann, J. 2013. CDM and PoA Pipeline overview. UNEP-Risoe. <http://www.cdmpipeline.org/> (Consulta: febrero 07, 2014).
- Gold Standard. 2015a. Adicionalidad, verificación de no-deforestación. Formato Versión 0.9. http://www.goldstandard.org/luf_ar-requirements.
- Gold Standard. 2015b. Gold Standard sitio web. <http://www.goldstandard.org/> (Consulta: diciembre 20, 2015).
- Hamrick, K. and A. Thiel. 2015. Ahead of the curve. State of the voluntary carbon markets in 2015. Ecosystem Marketplace, Forest Trends, Washington, EE.UU.
- Hansen M.C., P.V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S.A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S.V. Stehman, S.J. Goetz, T.R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C.O. Justice, J.R.G. Townshend. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. Maryland.
- INEGI. 1993. Uso de suelo y vegetación. Serie II. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México
- INEGI. 2002. Uso de suelo y vegetación. Serie III. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México
- INEGI. 2005. Uso de suelo y vegetación. Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México
- INEGI. 2015. Uso de suelo y vegetación. Serie V. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México
- NMX-AA-173-SCFI-2015. 2015. Norma Mexicana para el Registro de Proyectos Forestales de Carbono y la Certificación del Incremento en el Acervo de Carbono. Secretaría de Economía, México.
- PEACC. s.f. Programa Estatal de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Jalisco. Presentación de Resultados preliminares hecha por el Dr. Oscar Aguilar (febrero, 2014).
- Peters-Stanley, M. and G. Gonzalez. 2014. Sharing the stage. State of the voluntary carbon markets 2014. Executive Summary, Forest Trends' Ecosystem Marketplace.
- Plan Vivo. 2015. Plan Vivo sitio web. <http://www.planvivo.org/> (Consulta: diciembre 20, 2015).
- Van der Werf, G.R., D.C. Morton, R.S. Defries, J.G.J. Olivier, P.S. Kasibhatla, R.B. Jackson, G.J. Collatz and J.T. Randerson. 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience* 2:737-738.
- VCS. 2015. VCS sitio web. <http://www.v-c-s.org/> (Consulta: diciembre 20, 2015).



3.8 La organización de la pesca en Cozumel

Beltrán-Flores Alfredo I.¹

¹*Departamento de Gestión e Impacto Ambiental de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) en Cozumel, Calle 4 norte #356 entre 15 y 20 avenidas, Colonia Centro, C.P. 77600, Cozumel, Quintana Roo.
Autor para correspondencia: alfredo.beltran@conanp.gob.mx*

Resumen

La pesca es una actividad que se ha desarrollado en Cozumel desde hace muchos años, antes de que surgiera como destino turístico. Sin embargo, éste auge turístico como destino de sol y playa se fomentó a través de políticas públicas, y provocó el desplazamiento de la actividad pesquera como una de las principales en la zona. A pesar de ello se continúa efectuando la pesca comercial y la pesca deportiva de liberación: la primera con el objetivo de satisfacer la necesidad de alimentación y la segunda como adaptación a la actividad turística. Estas dos actividades se realizan de forma organizada. Por un lado a través de tres Cooperativas, dos de pesca comercial y una de pesca deportiva de liberación, y por el otro existen los pescadores libres. En el presente trabajo se presenta información sobre la organización de la pesca en Cozumel y algunas acciones de conservación que se han llevado a cabo, haciendo énfasis en los cambios ambientales que los propios pescadores mencionan y en las consecuencias de las acciones de conservación.

Palabras clave: cooperativas, acciones de conservación, cambios ambientales.

Abstract

Fishing is an activity that has developed in Cozumel for many years, before it emerged as a tourist destination. However, this tourist boom as a destination of sun and beach was fomented through public policies, and caused the displacement of the fishing activity as one of the main ones in the zone. In spite of this, the commercial fishing and the sport fishing of liberation continue to be carried out: the first with the objective of satisfying the need for food and the second as an adaptation to the tourist activity. These two activities are organized in an organized way. On the one hand through three cooperatives, two commercial fishing and one sport fishing release, and on the other there are free fishermen. This paper presents information on the organization of fishing in Cozumel and some conservation actions that have been carried out, emphasizing the environmental changes that the fishermen themselves mention and the consequences of conservation actions.

Key words: cooperatives, conservation actions, environmental changes.

Introducción

La pesca comercial en Cozumel y en el Estado de Quintana Roo se ha realizado durante muchos años a lo largo de sus costas. Sin embargo para la Isla de Cozumel considerando su condición geográfica esta actividad tiene cierta relevancia económica y social, ya que varias familias de pescadores dependen de esta actividad a pesar del auge del “desarrollo turístico”. El producto de la pesca comercial es comercializado entre la población en diferentes lugares, como lo es el mismo malecón donde llegan los pescadores con la “pesca del día”, así también en el mercado municipal, pescaderías, la cooperativa, restaurantes, bares y en persona de pescadores a conocidos o familiares. Es así que ésta actividad se desarrolla de forma organizada a través de dos Cooperativas, la primera

conocida como Sociedad Cooperativa de Cozumel; y la segunda como Cooperativa Isla de la Pasión. También existen los pescadores independientes que no pertenecen a ninguna organización establecida.

Por otro lado la pesca deportiva de liberación se ha realizado aproximadamente desde el año de 1950, inicialmente por pescadores locales que ofrecían viajes a la parte sur de la isla conocida como Punta Sur. Actualmente la pesca deportiva de liberación se realiza principalmente por la Cooperativa Lagunas de Cozumel en la parte norte de la isla, pero también existen algunos pescadores independientes.

Antecedentes

Según algunos datos de la historia de Cozumel en el siglo XIX y XX básicamente existían dos actividades en la localidad: la extracción de aceites y el salado de pescados. Santander y Ramos-Díaz (2011) señalan que: *“pocas personas se dedicaban a la pesca y que los principales productos que se obtenían eran: pargo, mero, guachinango, liza, boquinete, esmedregal, cherna, langosta, caracol, cangrejo, camarón, tortuga y esponja. Para el siglo XX las cooperativas para la explotación de recursos acuáticos cobraron auge en Quintana Roo, fueron cooperativas dedicadas, básicamente, a la explotación de tiburón, tortuga y esponja”*.

Después de la primera mitad del siglo XX en Cozumel se observó un crecimiento de la actividad pesquera, *“explicable por la mayor disponibilidad de motores fuera de borda, las embarcaciones de fibra de vidrio, el uso de hielo a bordo de las embarcaciones, la apertura de unidades para el procesamiento y conservación de los productos del mar, el establecimiento de talleres de reparación y mantenimiento de embarcaciones, la llegada de pescadores de otros lugares y la disponibilidad de créditos para los cooperativistas. A las cooperativas se les dio la exclusividad para la explotación de langosta, caracol y camarón. En la segunda mitad del siglo XX, los pescadores de Cozumel capturaban y conservaban viva la langosta, la cual era pre-cocida entera para exportarla por avión a Estados Unidos de América. También se enviaba la tortuga y especies fáciles de conservar como el tiburón y los pescados salados”* (Santander y Ramos-Díaz, 2011).

Áreas Naturales Protegidas

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) de competencia federal en Cozumel surgieron primero en el año de 1996 con la creación del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC), que buscaba proteger los arrecifes de coral ubicados en la costa oeste de la isla, que son los sitios más visitados para bucear en una superficie de casi 12 000 ha. Posteriormente en el año de 2012 se decretó el Área de Protección de Flora y Fauna Isla de Cozumel (APFFIC) ubicada al norte y este de la isla con una superficie de 37 829 ha aproximadamente, con el objetivo de conservar arrecifes, pastos marinos, manglares, vegetación halófila, de dunas costeras y tasistales-saibales, así como el sistema de humedales y lagunas costeras más grande de la isla. Esto quiere decir que ambas ANP fueron declaradas sobre espacios terrestres y marinos en donde ya se realizaba la pesca comercial y deportiva. Lo que por un lado fomentó dicha actividad en ciertas zonas y por el otro la eliminó de otras. De esta manera cobran relevancia las ANP ya que ambas cuentan con zona marina dentro de su polígono (Figura 1) y también se realizan dentro las dos actividades de pesca comentadas en el presente documento.

Algunas especies aprovechadas en el año de 1998 que se mencionan en el Programa de Manejo (PM) del PNAC, son básicamente escama, langosta, cangrejo rey y caracol rosado. Para la pesca deportiva de liberación que se menciona como pesca lagunera, son el macabí, palometa, robalo y sábalo (INE, 1998).

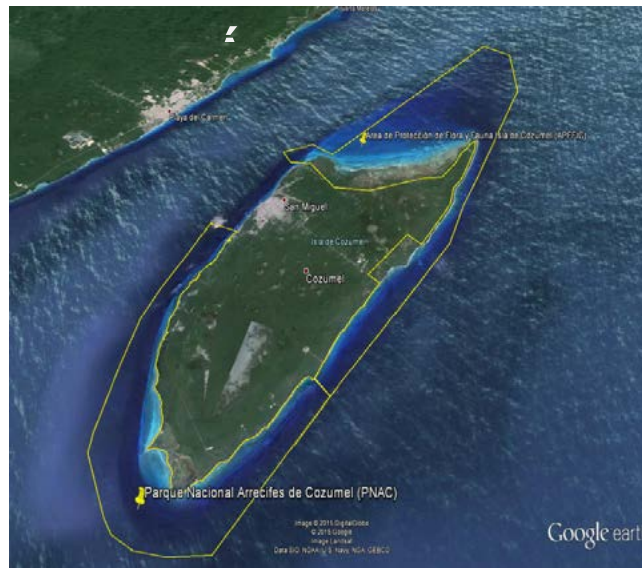


Figura 1. Polígono de las ANP federales de Cozumel. Fuente: CONANP (2016).

Materiales y métodos

Los materiales utilizados son básicamente entrevistas con los actores sociales de la comunidad de pescadores así como bibliografía generada por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) como por otras instancias, por el propio autor y por colaboradores cercanos. Así mismo se ha efectuado un intenso trabajo de campo utilizando el método llamado de observación participante a profundidad. La discusión y los resultados de este trabajo han sido cotejados y puestos en evidencia con otros colegas investigadores.

Resultados

Pesca Comercial

La pesca comercial organizada en Cozumel se desarrolla a través de dos Cooperativas principalmente. La primera es conocida como Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Cozumel (SCPPC) S.C. de R.L.; fue constituida el 3 de septiembre de 1960 agrupando a más de 400 pescadores que habitaban en los ranchos copreros de los municipios costeros con la finalidad de apoyar la pesca y registrar la captura y el número de personas que se dedicaban a esta actividad. En el año 2015 ésta organización cuenta con 48 socios hombres y 2 mujeres, del cual una mujer ejerce la pesca desde hace más de 40 años.

Esta sociedad Cooperativa tiene dos áreas de pesca, una se encuentra en la Bahía del Espíritu Santo, dentro de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. El segundo campo pesquero es en Cozumel, dentro y fuera del APFFIC y PNAC, ambas ANP. Actualmente de la totalidad de socios, veinte son los que realizan las actividades en Cozumel y los treinta restantes en la Bahía del Espíritu Santo. Se tiene una flota pesquera de 29 embarcaciones, de las cuales 16 embarcaciones trabajan en la Bahía del Espíritu Santo y 13 embarcaciones operan en la isla de Cozumel. Los horarios en que se realiza la pesca normalmente son por la mañana de las 06:00 a las 17:00 hrs, dependiendo de las condiciones climatológicas (CONANP, 2014).

Actualmente la SCPPC cuenta con infraestructura propia que consiste en: (i) oficina: se encuentra ubicada en Av. 5a Sur No. 668, entre calles 9 y 9bis, Colonia Centro, Cozumel, Quintana Roo. Las instalaciones consisten en dos oficinas administrativas, una sala de juntas, baños, pasillos, (ii) centro de

recepción y procesamiento: ubicado junto a la oficina, cuenta con un cuarto frío, bodega, fábrica de hielo, una sierra para postear pescados grandes, estanque para langosta viva y área de procesamiento, (iii) punto de venta: se encuentra en la parte frontal junto a la oficina, cuenta con dos congeladores, un exhibidor de mariscos, hieleras (para el pescado fresco) y báscula. El horario de operación es de 09:00 a 16:00 hr de lunes a sábado y, (iv) restaurante: se ubica a un costado de la oficina y se ofrecen platillos elaborados a con pescado y langosta que extraen los pescadores de la cooperativa, el horario es de 13:00 a 21:00 h de lunes a sábado.

Esta Cooperativa se dedica principalmente a la pesca de langosta y escama. La pesquería de Langosta Espinosa, se realiza con el equipo scuba, arpon, gancho y lazo. El equipo scuba del pescador consiste en: tanque de buceo, arnés, aletas y visor. Años atrás esta pesquería se enfocaba únicamente en la extracción de la langosta cola, sin embargo durante la temporada 2014-2015 también se capturó langosta viva. La pesquería de escama consiste en la extracción de diferentes especies como es el pargo, cabrilla, chac chi, escochin y pez león. El equipo que usa el pescador para la captura de escama es scuba y arpón principalmente. El equipo scuba del pescador es el mismo que en el caso de la langosta.

El control del pez león es un reto, pero también se ha convertido en una alternativa económica para los pescadores ya que con las acciones que se han puesto en práctica y su comercialización se han obtenido beneficios. El éxito del aprovechamiento de esta especie se refleja por ejemplo en la temporada 2014-2015, ya que se capturaron 3868.30 kg de pez león entero, en comparación con los 477.90 kg de filete de escochin, 407.90 kg de cabrilla, 339.50 kg de pargo y 505.50 kg de chac chi (Figura 2).

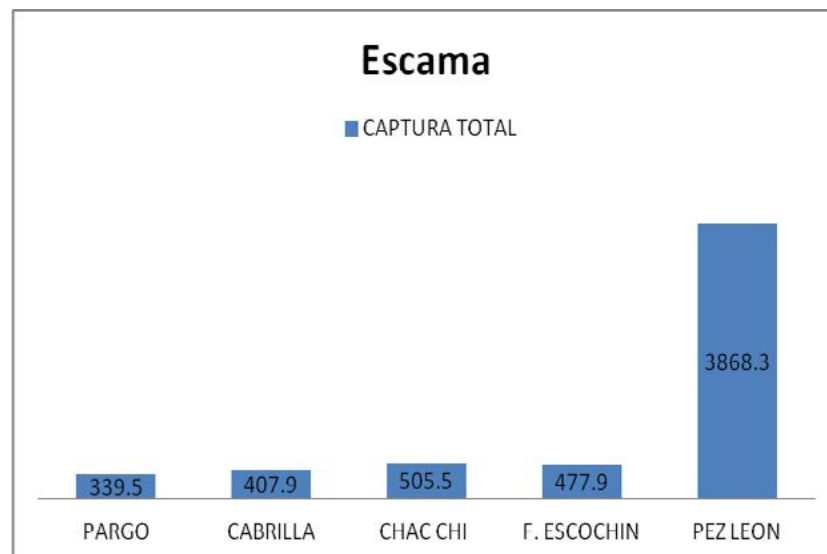


Figura 2. Volumen total en kilogramos de pesquería de escama en la temporada 2014-2015. Fuente: CONANP (2014).

Los datos anteriores reflejan la importancia que ha alcanzado el pez león en la pesquería de escama, ya que es el principal producto que se comercializa. Y la SCPPC desde el año 2009 que fue el primer avistamiento en Cozumel ha implementado acciones de control con apoyo de otras organizaciones e instituciones de gobierno, así mismo ha buscado recursos para fortalecer la infraestructura con que cuenta y mejorar sus procesos y manejo de productos.

En el caso de la Cooperativa Pesquera Isla de la Pasión S.C. de R.L., fue constituida el 26 de julio del año 2000 agrupando a 50 pescadores, todos ellos hombres. El área de pesca de esta organización es al norte de la isla, colindante con el área de la SCPPC, también incluyendo algunos puntos dentro del APFFIC. Actualmente se desconoce el número de embarcaciones y socios activos, sin embargo la

mayoría de sus embarcaciones están resguardadas en el lugar conocido como Bahía Ciega, al norte de la isla. En el caso de la infraestructura, cuenta únicamente con una oficina con baño. Esta cooperativa se dedica a la pesca de langosta y escama principalmente, incluyendo el pez león. El equipo que utilizan los pescadores es en su mayoría scuba y arpón.

En la actualidad se desconoce la producción actual por tipo de especie, sin embargo los pescadores comentan que también extraen el pez león, lo que sugiere que obtienen beneficios económicos por su comercialización. Al no contar con un centro de procesamiento los pescadores optan por distribuir sus productos en restaurantes, bares, mercado municipal o conocidos. En este momento están buscando apoyos económicos para la extracción del pez león, lo que fomentaría el control de esa especie invasora y generaría una mejoría en la economía de los pescadores.

Pesca deportiva de liberación

Respecto a la pesca deportiva como ya se mencionó, desde los años 50's del siglo XX se ha realizado. Actualmente la pesca deportiva de liberación se realiza de forma organizada a través de una cooperativa llamada Lagunas de Cozumel que se creó en el año de 2007 cuyos socios ya tienen experiencia de muchos años efectuado tal actividad -desde 1980 según dicen algunos- pero no se había concretado su organización formal hasta ese año. Actualmente cuenta con 25 socios, 24 hombres y una mujer integrada recientemente, y 17 embarcaciones. El área de pesca de los socios es principalmente el sistema de lagunas costeras dentro del APFFIC, en la parte norte de Cozumel. Esta cooperativa no cuenta con infraestructura propia, ya que cada socio realiza sus contactos para viajes directamente.

La pesca deportiva de liberación consiste en capturar al pez y posteriormente liberarlo, permitiendo que viva y sea susceptible de volverse a pescar. Esta cooperativa se enfoca principalmente en cuatro especies de pez: sábalo, robalo, palometa y macabí. El equipo con que se realiza esta actividad son básicamente la caña, línea y anzuelo. Esta organización no cuenta con un control de recorridos, por lo que no se tiene un total de viajes de pesca por temporada y por tipo de especie. Si bien es cierto que esta organización no realiza acciones de control de pez león, si ha hecho otras como la restauración de manglares en una superficie de 254 ha dentro del APFFIC. Reconociendo que estos ecosistemas son importantes zonas para el crecimiento de una gran variedad de peces de interés deportivo y comercial. También los socios han obtenido beneficios económicos por las acciones de restauración que realizaron en el año de 2014 y 2015 y aseguran la existencia de peces en las lagunas para seguir realizando su actividad económica.

Conclusiones

La pesca comercial y deportiva de liberación se realizan en Cozumel de forma organizada a través de Cooperativas, sin embargo también existen pescadores independientes que llevan a cabo dichas actividades.

No se tiene suficiente información respecto a la Cooperativa Pesquera Isla de la Pasión y Lagunas de Cozumel por lo que se requiere realizar mayor investigación. Además se observa un desarrollo de las actividades de forma diferente y con mayores activos en infraestructura por parte de la SCPPC, además de que cuenta con mayor cantidad de información disponible y mayor experiencia como organización.

Se observó que el pez león se ha convertido en un importante recurso y producto que se está comercializando, y fomentando su consumo.

Las ANP tienen relevancia debido a que las actividades pesqueras se desarrollan principalmente en esos espacios, por lo que establecer estrategias en conjunto con las instituciones de gobierno encargadas de administrarlas es importante. Además de conservar los recursos pesqueros con los que se

cuenta y generar recursos económicos para los pescadores, fomentando la permanencia de dichas actividades a lo largo del tiempo.

Finalmente es de señalar que dichas actividades, tanto la pesca comercial y deportiva de liberación se siguen realizando principalmente por hombres, en donde las mujeres apenas figuran como socias o pescadoras.

Bibliografía

- CONANP. 2016. Archivo digital del Departamento de Gestión e Impacto Ambiental del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- CONANP. 2014. Diagnóstico de la producción pesquera de la Isla Cozumel, Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- INE. 1998. Programa de Manejo Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel, Quintana Roo. 1a edición: mayo de 1998. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Santander, L.C. y M. Ramos-Díaz. 2011. El nacimiento de un destino turístico en el Caribe Mexicano. Cozumel, de isla abandonada a puerto de cruceros. El Periplo Sustentable, Universidad Autónoma del Estado de México 21:julio/diciembre.



3.9 Políticas de divulgación y capacitación del PMC: estado actual y planes futuros

Torres Ruth¹

¹Programa Mexicano del Carbono. Chiconautla No. 8-A, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.
Autor para correspondencia: ruth.torres@pmcarbono.org

Resumen

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) asume el compromiso de tener la información sobre sus actividades e investigaciones a disposición de la sociedad. Considera que las acciones de divulgación y capacitación son un componente clave para la participación eficaz de todos los socios, estudiantes y público en general, en el cumplimiento de la misión y objetivos del Programa. El PMC reconoce que existe una correlación positiva entre el intercambio de información y la participación pública en sus actividades. La Política de divulgación y de capacitación del PMC tiene como objetivo que la información relativa a los proyectos y convenios de colaboración se socialice a través de Simposia, escuelas de verano, cursos, talleres, reuniones, publicaciones impresas y electrónicas, boletines, sitio web, redes sociales y otros foros y procesos internacionales. El adiestramiento y capacitación de los actores vinculados con el PMC establece líneas de acción prioritarias para fortalecer y desarrollar el capital humano; ejemplo de ello es la reactivación del Consorcio de Estudiantes CABEMAS, y la planificación de la plataforma virtual de cursos en línea que busca apoyar el talento social de todo el país con el propósito de reforzar el adiestramiento en temáticas afines al ciclo del carbono. Las acciones de divulgación y capacitación permiten cerrar las brechas relacionadas con la comunicación y distancia, contribuyen a la profesionalización sistémica, eficiente y eficaz de los involucrados y coadyuvan a cumplir lo estipulado en el Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono.

Palabras clave: partes relacionadas, capital humano, conocimiento, difusión, información.

Abstract

The Mexican Program Carbon (PMC) assumes the commitment to have the information on its activities and research available to society. Considers that the actions of dissemination and training are a key component for the effective participation of all partners, students and the public in general in the fulfilment of the mission and objectives of the program. The PMC recognizes that there is a positive correlation between the exchange of information and public participation in its activities. The Disclosure Policy and training of the PMC has as objective that the information on the projects and collaboration agreements are socialize through symposia, summer schools, courses, workshops, meetings, print and electronic publications, newsletters, web site, social networks and other international forums and processes. The training and development of actors linked with the PMC sets priority lines of action for strengthening and developing the human capital; an example is the reactivation of the consortium of students CABEMAS, and planning of the virtual platform for online courses that seeks to support the social talent throughout the country with the aim of strengthening the training on subjects related to the carbon cycle. The actions of dissemination and training to close the gaps related to communication and distance, contribute to the systemic professionalization, efficient and effective implementation of those involved and contribute to comply with the Scientific Plan of the Mexican Program Carbon.

Key words: related parties, human capital, knowledge, dissemination, information.

Introducción

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) se constituye para coordinar los esfuerzos de investigación, a nivel nacional, en relación con los aspectos físicos, geoquímicos, biológicos y sociales del ciclo del carbono; asimismo busca coordinar las actividades científicas relativas a los estudios del ciclo del carbono que se realizan en México, fungir como la contraparte científica de programas similares en otros países, desarrollar e impulsar la investigación científica y sistematizar la información sobre el carbono (PMC, 2009).

El Plan Científico del PMC tiene como objeto: (i) Coordinar las actividades científicas relacionadas con el ciclo del carbono en México, (ii) Orientar la investigación y promover la capacitación en áreas prioritarias, (iii) Crear redes y programas de colaboración relacionados con otros programas nacionales e internacionales., (iv) Desarrollar sistemas de bases de datos, (v) Promover el desarrollo comunitario por medio de la investigación aplicada y transferir dicho conocimiento a la sociedad y (vi) Coadyuvar en la creación de políticas públicas relacionadas con la mitigación y adaptación al cambio climático. (PMC, 2008).

La divulgación y las acciones de capacitación son puntos prioritarios del PMC, ya que si no son del conocimiento de todos los socios del Programa, éste no cumple su función de socializar los proyectos o actividades lideradas. La divulgación y capacitación científica contribuyen a comunicar los conocimientos técnico-científicos generados de manera accesible y con conocimiento libre e informado.

En una sociedad donde la velocidad de transmisión de las novedades científicas va en aumento es necesario ofrecer publicaciones en páginas web o redes sociales (también llamadas herramientas 2.0.) que ponen a disposición de cualquier persona la información científica. Internet facilita la colaboración entre investigadores de distintas partes del mundo pues permite que cualquier persona investigadora difunda sus propios trabajos sin prácticamente ningún intermediario (ESCO, 2011).

La información científica es aquella que comunica la situación de los trabajos de investigación que se realizan: en qué estado se encuentran, qué resultados se obtienen, las conclusiones teóricas y prácticas de la comunidad investigadora, si determinados campos del saber han dejado de tener interés para la comunidad, o si hay otras nuevas disciplinas en las que conviene potenciar la investigación (Calvo, 2003).

Desde el s. XVII se acepta que un científico que quiere que se reconozca su trabajo debe darlo a conocer siguiendo ciertas formalidades aceptadas por lo que se llama “comunidad científica”. Un artículo científico es el resultado de un trabajo de investigación realizado a partir de los conocimientos ya existentes que debe tener una metodología y aportar nuevos conocimientos, con resultados ciertos y probados. Todo esto se traduce en publicaciones profesionales con una manera de comunicar muy formal y algo rígida. El PMC elabora los siguientes materiales bajo dicha vertiente: (i) Publicaciones con ISSN o ISBN, (ii) Síntesis Nacionales, (ii) Informes, (iii) Boletines. El desarrollo de los textos mencionados ha llevado a establecer normas de estilo. Estos materiales son capaces de comunicar con un lector inteligente, sea cual sea su edad y grado de escolaridad. Cabe aclarar que el objetivo de la divulgación es compartir el conocimiento, no impartirlo (Calvo, 2003).

El objetivo del presente escrito es difundir las actividades que ha desarrollado el PMC a través de capacitaciones y generación de publicaciones de divulgación periódicas en torno a la ciencia del carbono.

Materiales y métodos

La divulgación y difusión de actividades del PMC se ha logrado al asignar tareas y estandarizar procedimientos a los actores involucrados, siempre bajo la supervisión del Coordinador General y el Comité Científico que aseguran acciones profesionales y de calidad. Esto tiene la ventaja de que se logra mayor exactitud debido al alto grado de conocimiento y además mayor compromiso, pues la tarea de elaborar los documentos que se compartirán con el público queda a cargo de personal calificado.

A partir del año 2015, el PMC incorporó procesos de mejora continua para identificar los aspectos que pueden y deben ser mejorados en cada área que compone a la instancia. Esta es una tarea de la organización en su conjunto y no solamente de los niveles superiores; quienes deben estar comprometidos e involucrados en el cambio, ya que el objetivo del PMC es entregar un producto o servicio 100% conforme y con valor de calidad al 100%.

Resultados y discusión

La divulgación de la ciencia es un proceso de comunicación en el que se acercan los resultados obtenidos por los investigadores en las diferentes áreas del conocimiento al público en general. Partiendo de la premisa de que el público debe participar del mundo de la ciencia en una forma activa y que sólo unos cuantos se han preocupado por servir de puente entre los científicos y la sociedad en general el PMC pone ahínco en transmitir los avances en materia del ciclo del carbono.

El adiestramiento y capacitación de los actores vinculados con el PMC establece líneas de acción prioritarias para fortalecer y desarrollar el capital humano; ejemplo de ello es la reactivación del Consorcio de Estudiantes CABEMAS (Figura 1), y la planificación de la plataforma virtual de cursos en línea que busca apoyar el talento social de todo el país con el propósito de reforzar el adiestramiento en temáticas afines al ciclo del carbono.

Actualmente el PMC tiene 1274 seguidores en redes sociales (facebook y twitter), con un grado de alcance de sus publicaciones del 95% y un tiempo de respuesta menor a un día en comentarios (mayo 2016) (Figura 2).

Desde el año 2010 la información científica generada por el PMC se publica con acceso libre en la web del PMC (www.pmc carbono.org) incluyendo las bases de datos que genera en los proyectos de investigación que coordina (Figura 3).



Figura 1. Logo actualizado del Consorcio de estudiantes CABEMAS del PMC. Refleja el compromiso y unión del sector académico y el estudiantil en las cinco áreas temáticas del PMC.

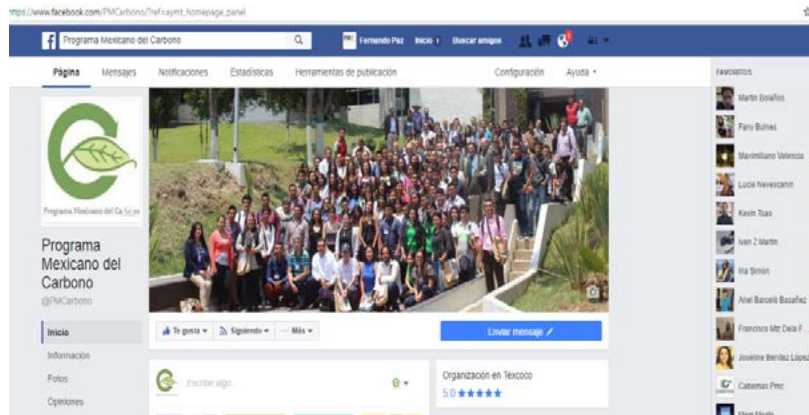


Figura 2. Facebook del PMC: @PMCarbono.



Figura 3. Página web del PMC: <http://www.pmc carbono.org/pmc/>

El adiestramiento y capacitación de los actores vinculados con el PMC establece líneas de acción prioritarias para fortalecer y desarrollar el capital humano; ejemplo de ello es:

- Reactivación del Consorcio de Estudiantes CABEMAS
- Planificación de la plataforma virtual de cursos en línea que busca apoyar el talento social de todo el país con el propósito de reforzar las herramientas cognitivas en temáticas afines al ciclo del carbono
 - Ecosistemas Acuáticos
 - Ecosistemas Terrestres
 - Bioenergía
 - Atmósfera
 - Dimensión Social
- Simposia (Figura 4)
- Premio Nacional a la Investigación Científica relacionada con la Ciencia del Carbono y sus Interacciones (Figura 5)
- Escuelas de verano
- Cursos, talleres
- Reuniones
- Sitio web
- Redes sociales
- Foros y eventos internacionales

- Publicaciones (ISBN, ISSN) (Figura 6)
- Boletines (Figura 7)
- Convocatorias de trabajo y de estudios de postgrado (Figura 8)

El PMC reconoce que existe una correlación positiva entre el intercambio de información y la participación pública en sus actividades.



Figura 4. Difusión del VII Simposio Internacional del Carbono en México.



Figura 5. Convocatoria al Premio Nacional a la Investigación Científica relacionada con la Ciencia del Carbono y sus Interacciones



Figura 6. Ejemplo de Publicaciones conjuntas editadas por el PMC.



Figura 7. Boletines de divulgación en relación a la ciencia del carbono y sus interacciones.



Figura 8. Cartel de difusión para estudiantes de postgrado.

Un punto medular durante los Simposios, son las acciones de capacitación que el PMC ofrece; dichas actividades son impartidas por miembros del PMC o bien, en vinculación con instancias y facilitadores externos afines a las áreas temáticas del Programa.

Durante el VII Simposio Internacional del carbono en México realizado en Pachuca, Hidalgo se impartieron tres talleres: (i) Eddy Covariance Training Method and Applications, cuyo objetivo proporcionar una comprensión fundamental del método de *eddy covariance*, con un enfoque en las mejores prácticas para el diseño del sistema, la implementación y el procesamiento de datos (Figura 9), (ii) Biodiversidad y carbono en ecosistemas terrestres, cuyo objetivo radicó en familiarizar a los asistentes con los métodos modernos de identificación taxonómica, caracterización de la vegetación en México y valoración de los servicios ambientales, con relación a sus contenidos de carbono (Figura 10) y (iii) Productos Cartográficos para la Gestión de Recursos Naturales mediante RPAS/DRONES; su objetivo fue mostrar las aplicaciones de los drones en la cuantificación y muestreo de datos en campo al levantar inventarios de recursos naturales (agua, suelo, vegetación leñosa, etc.) y variables dasométricas a partir del análisis del paisaje en una determinada región (Figura 11).

Actividad pre-Simposio

Curso
Covarianza de Torbellinos
Método y Aplicaciones

Fechas: 16 y 17 de mayo del 2016
Horario: 9:30 a 16:30 horas

Objetivo: Promover la comprensión fundamental del método de covarianza de torbellinos, haciendo énfasis en las mejores prácticas de diseño de sistemas, implementación y procesamiento de datos.

LI-COR

Contacto:
Lucia Miceli:
lucia.miceli@licor.com

Simposio
Internacional
del Carbono
en México
Pachuca, Hidalgo 2016

CURSOS

Figura 9. Curso: Eddy Covariance Training Method and Applications.



Figura 10. Taller sobre Biodiversidad impartido por el PMC.



Figura 11. Workshop Productos Cartográficos para la Gestión de Recursos Naturales mediante RPAS/DRONES.

Conclusiones

Las acciones de divulgación y capacitación permiten cerrar las brechas relacionadas con la comunicación y distancia, contribuyen a la profesionalización sistémica, eficiente y eficaz de los involucrados y coadyuvan a cumplir lo estipulado en el Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono.

La principal importancia para el PMC acerca del uso de herramientas para la divulgación de la ciencia y actividades de capacitación radica en (i) identificar nuevo conocimiento, (ii) nuevas formas para crear conocimiento, (iii) evaluación de conocimiento y (iv) difusión del conocimiento.

Bibliografía

- Calvo, M. 2003. Divulgación y periodismo científico: entre la claridad y la exactitud. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- ESCO. 2011. Congreso Internacional-Sociedad Digital Nuevas Tendencias en Comunicación Científica Ciencia 2.0 y divulgación Científica Rafael Repiso Grupo de Investigación EC3 Evaluación de la Ciencia y la Comunicación Científica. Escuela Superior de Comunicación de Granada. <http://ec3.ugr.es> (Consulta: mayo 11, 2016).
- PMC. 2008. Plan Científico del Programa Mexicano del Carbono. Muhlia, A. y F. García-Oliva (Ed.). 19 p.
- PMC. 2009. Acta Constitutiva del Programa Mexicano del Carbono. http://www.pmc carbono.org/pmc/descargas/docs/pmc/Acta_Constitutiva_AC/Acta_PMC_Xalapa-2.pdf (Consulta: mayo 12, 2016).



3.10 El impacto que tiene la basura en el desarrollo de la actividad pesquera en Sisal, Yucatán

Urrea-Mariño Ulsía¹

¹Asistente de Investigación, Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales de El Colegio de México, Camino al Ajusco 20, Tlalpan, Pedregal de Santa Teresa, 10740 Ciudad de México.
Autor para correspondencia: ulsiau@yahoo.com.mx

Resumen

El manejo de la basura y los residuos en Sisal, Yucatán, está dado por un conjunto de prácticas de vida cotidiana (PVC) que datan de la época precolombina y actualmente se siguen desarrollando. De entre las prácticas existentes, el presente trabajo se aboca al estudio de dos de ellas: la disposición final inadecuada de la basura en los espacios analizados, sin ningún tipo de tratamiento y el relleno de la ciénega. *A priori* se consideró que dichas prácticas eran nocivas para la salud humana y el medio ambiente, sin embargo, una vez finalizada la investigación se pudo apreciar que dichas prácticas, normalizadas e interiorizadas por la población, obedecen a una lógica de generación de patrimonio y sobrevivencia, antes que a una lógica económica o de salvaguardia del medio ambiente y la salud, por tal motivo, los impactos que tiene la basura para el desarrollo de la actividad pesquera son de índole positiva como negativa, y no sólo negativos como se esperaría. Por consiguiente, el presente trabajo busca, en un primer momento, dar cuenta de los impactos detectados por los pescadores que tiene la basura y los residuos en el desarrollo de la actividad pesquera y, posteriormente, se proveen elementos analíticos y empíricos para poder visibilizar las consecuencias nocivas que acarrea las PVC y, con ellos, propuestas para su modificación. Las técnicas de recogida de datos fueron las entrevistas a profundidad, la observación participante y la búsqueda biblio-hemerográfica; la información extraída con dichos instrumentos permitió el análisis de datos y posteriores resultados.

Palabras clave: prácticas de vida cotidiana, pescadores, Yucatán.

Abstract

The trash and waste management in Sisal, Yucatan, is given by a set everyday life practices (ELP). They dating since pre-Columbian times and they are currently still being developed. Among existing practices, this paper turns to the study of two of them: the improper disposal of trash in the spaces analyzed without any treatment and filling of the marsh. *A priori* it was considered that such practices were harmful to human health and the environment, however, once the investigation it was observed that such practices, standardized and internalized by the population, obey a logic of generation of wealth and survival, rather than economic logic or safeguard the environment and health, for this reason, the impacts that has trash for the development of fishing activities are positive and negative kind, and not only negative as expected. Therefore, this paper seeks, first, to account for the impacts detected by fishermen that garbage and waste have in the development of fisheries and subsequently analytical and empirical elements are provided to visualize the harmful consequences that carry the ELP and, with them, proposals for its amendment. The data collection techniques were in-depth interviews, participant observation and search biblio-hemerographic; the extracted information with these instruments allow data analysis and subsequent results.

Key words: everyday life practices, fishermen, Yucatan.

Introducción

En Sisal, existen prácticas de vida que son desarrolladas por sus habitantes, en las cuales se emplean materiales de diversos orígenes con fines específicos. Sin embargo el desarrollo de dichas prácticas de vida actualmente emplean a la basura como insumo, que debido a su composición química, frecuencia de uso y manera de desarrollarlas ha dado como resultado la contaminación del ambiente -aire, suelo y agua- así como daños a la salud en la población. Estos daños al ambiente y a la salud se exacerban debido a la evolución demográfica de la localidad y el desconocimiento por parte de los habitantes y autoridades de las implicaciones que conlleva el desarrollo de las prácticas tales y como se llevan a cabo en la actualidad. Cuando se emplean residuos en el desarrollo de las PVC, los impactos percibidos por los pescadores son positivos, lo cual, en conjunto con las PVC con impactos negativos, habla de una compleja cultura local de la basura.

Para la mayoría de los pobladores de Sisal la contaminación aún es imperceptible, e incluso para un observador poco entrenado, por lo cual el presente trabajo pretende: (a) mostrar los impactos percibidos por los pescadores en el desarrollo de la actividad pesquera a raíz de las PVC que involucran a la basura y los residuos, (b) presentar los impactos detectados en el estudios que pueden coincidir o no con los percibidos por los pescadores tanto en forma como en intensidad y, (c) dar elementos empíricos y analíticos para entender el *por qué* de estas PVC y *cómo* pueden modificarse éstas.

El trabajo no pretende ser fatalista, pero si hacer énfasis en la existencia de consecuencias graves para el entorno y la salud humana, por lo cual, al saber las particularidades de los residuos por espacios de análisis, se ofrece un resumen de los contaminantes probables y confirmados por cada espacio.

El análisis de los diversos espacios analizados y de los contaminantes presentes en éstos únicamente se refiere a lo que se genera *in situ*, es decir, no considera los contaminantes acarreados por los aportes de agua epicontinentales de las zonas ganaderas, agrícolas o basureros al aire libre, lo cual no exime de que éstas, sumadas a las presentes en Sisal, tengan un impacto importante en la dinámica de los ecosistemas costeros, y por ende en la salud humana.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Puerto de Sisal se localiza en la latitud 21°09' Norte, longitud 90°01' Oeste y a 1 m s.n.m. Es una comisaría del municipio de Hunucmá en Yucatán. Colinda al norte con el Golfo de México; al sur con la ciénega, el Ejido Sisal, el Ejido de Hunucmá y la cabecera municipal de Hunucmá; al este con el Puerto de Chuburná y al Oeste con la Reserva Estatal El Palmar (Figura 1). Sisal es la única localidad costera del municipio de Hunucmá, que para 2010 contaba con el 5.97% de la población total de éste (1830 habitantes en Sisal, en comparación con los 30 731 en todo el municipio de Hunucmá).

Es una localidad que tiene como principal actividad económica a la pesca artesanal, sin embargo, sus habitantes desempeñan otras actividades económicas entre las que se encuentran: la caza de patos silvestres en invierno, los ingresos generados en las temporadas vacacionales como semana santa y verano, así como las divisas que reciben algunos habitantes de sus parientes que laboran en los Estados Unidos de América.



Figura 1. Localización de Sisal con respecto a la Península de Yucatán.

Definiciones

Se procedió a definir las palabras basura, residuo y práctica, con el fin de tener un referente conceptual para el entendimiento de éstas al momento de construir las clasificaciones híbridas¹ que dan cuenta del uso de la basura y los residuos a través de las prácticas de vida cotidiana. Dicho lo anterior, se revisó el diccionario Real Academia Española (RAE, 1992) y las definiciones presentes en la Ley General de Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGP y GIR) y su Reglamento (DOF, 2003 y 2006).

Tiempo, espacios, instrumentos y actores para el análisis

El estudio se realizó durante el segundo semestre de 2011 y hasta marzo de 2012. A partir de un análisis prospectivo se identificaron actores clave en la localidad, mediante la observación participante. Posteriormente, se desarrollaron entrevistas a profundidad a los actores clave (Mauss, 1974), los cuales comprendían diferentes grupos de edad y practicaban diversas actividades económicas (34 personas en total, dedicadas a 10 diferentes actividades, de éstos, 5 fueron pescadores). La muestra seleccionada fue representativa cualitativa de tipo no exhaustiva; esto es, la muestra es pequeña ya que el instrumento para la obtención de información es de tipo intensivo (metodología extensa en Urrea, 2012). Los espacios físico-sociales de estudio fueron el mar, la ciénega (en su porción colindante a la mancha urbana y dentro del polígono de la Reserva estatal El Palmar), la playa, la mancha urbana, el ejido

¹Instrumentos de resignificación de los residuos para retomarse en un proceso de diálogo con los tomadores de decisiones y la sociedad civil (Urrea, 2012).

Sisal, la Reserva estatal El Palmar, el Puerto de Abrigo, la casa y los tiraderos clandestinos (o a cielo abierto).

Análisis de datos

El análisis de los datos obtenidos en el trabajo de campo consistió en extraer la información contenida en las entrevistas (Malinowski, 1986) y, en conjunto con las definiciones de la RAE, LGP y GIR y su Reglamento, permitieron construir categorías de clasificación híbrida de las prácticas de vida cotidiana con respecto al empleo de la basura, por tipo de actor social en cada uno de los espacios identificados. Para el presente trabajo sólo se presenta la clasificación construida para el desarrollo del “embutido” o relleno del humedal (descripción amplia de las otras categorías construidas en Urrea *et al.*, 2014). Además se presentan elementos analíticos y empíricos que permiten visibilizar los efectos nocivos de las PVC, y con ello, propuestas para su eventual modificación.

Resultados y discusión

Prácticas de vida cotidiana asociadas a la basura y los residuos

Disposición inadecuada de la basura. En esta sección se hace un breve recuento de la basura que se deposita según cada espacio estudiado, y por tanto, lo que es visible para los pescadores.

Mar. Los testimonios de los pescadores entrevistados indican que es una práctica común verter por la borda de la embarcación al mar los perecederos mecánicos o empaques que se hallen en ella, por ejemplo las bujías, los focos ahorrados -empleados en la pesca de calamar o para alumbrar la embarcación en las jornadas de pesca nocturnas-, los acumuladores o “líneas” rotas, envolturas de alimentos, botellas, así como las heces fecales. Mismo final tienen los “desperdicios” de pescado, mariscos o moluscos, como las vísceras, restos del “fileteado” o “producto que ya no está bueno”. Así mismo, los pescadores mencionan que no había manejo alguno de la “basura” en los campamentos pesqueros -de Sisal al Faro de Punta Piedra (dirección Oeste): “Polac”, “Elefante”, “La Tabla”, “Pantera”, “Cauich”, “Mulea” y “Faro”- antes de que el huracán Gilberto acabase con la carretera costera Sisal-Celestún. También se les preguntó la distancia más alejada al Puerto en donde hayan encontrado flotando o en el fondo algún tipo de residuo, a lo cual, en una respuesta se obtuvo que han visto basura a diferentes profundidades y sobre diferentes lechos: rocosos, pastos marinos y arena. La distancia más alejada que se reportó fue a 50 millas náuticas de Sisal, en mar abierto, a 3 h de camino.

Ciénega. La ciénega se ha dividido a su vez, en dos sub-zonas de estudio: esto se debe a que una porción de ella se encuentra dentro del polígono de la Reserva Estatal El Palmar, por lo cual las ordenanzas que hay para el área natural protegida rigen el uso y aprovechamiento de manera específica para este humedal. La porción de la ciénega que se encuentra en el margen de la mancha urbana corresponde a la segunda sub-zona de estudio, denominada para este estudio Ciénega (a) Mancha urbana. En ella se encuentra la práctica del “embutido” y la pesca de camarón, jaiba y algunas especies de escama. La distinción anterior permite ubicar el tipo de residuos que son vertidos a la ciénega. En el caso de la Ciénega (a) Mancha urbana se encuentran todos los materiales que se enumeran en el Cuadro 1. Para el caso de la Ciénega (b) Reserva El Palmar, se encuentra la presencia de cartuchos y perdigones para escopeta, empleados en la cacería de patos, así como residuos de plástico, vidrio, aluminio y colillas de cigarro.

Puerto de Abrigo. Para el caso de este espacio los pescadores mencionan que existe la costumbre de depositar en el agua y la arena todos los desperdicios de pescado, el aceite quemado que se cambia periódicamente a las embarcaciones, las bujías que se averían, envases y envolturas de plástico, redes, líneas y restos del calafateo de las lanchas, así como la fibra de vidrio, los contenedores de pintura y solventes, entre otros. Incluso los testimonios indican que los manglares crecen dentro de los envases



de aceite para motor o “abrazando” pedazos de unicel. Otra cuestión que mencionan es la falta de baños públicos, esto con el fin de reducir el fecalismo al aire libre y tener una inocuidad efectiva en los productos pesqueros. Se observó que aunque existen contenedores para que se deposite la basura en el Puerto, no se ocupan, pues la basura se aglomera en torno a los botes y no dentro de ellos. La dispersión de los residuos se exagera debido a la presencia de un gran número de perros ferales, que viven en el Puerto de Abrigo y que despedazan las bolsas en búsqueda de alimento. Los desperdicios de la pesca así como los demás residuos son transportados por las corrientes que hay al interior del Puerto de Abrigo, siendo los embarcaderos ubicados al oeste los que acumulan mayor cantidad de éstos. Ello significa que en esos embarcaderos se acumulan los residuos generados en todo el refugio pesquero. Los desechos del fileteado, así como las vísceras son vertidos fuera de borda en mar abierto por la mayoría de las embarcaciones, ya sea en el momento de la pesca o después de ser procesado el producto, por lo cual se transportan en bolsas negras para la basura. Esta última práctica la han adoptado algunas cooperativas y permisionarios para disminuir el volumen de desperdicios en el Puerto. Aun con lo anterior, muchos pescadores siguen fileteando en el canal de navegación del Puerto de Abrigo sin darle ningún tratamiento a los desperdicios de pesca.

En el estudio realizado por Iturria (2012) se dice que “en el Puerto existe un alto contenido de materia orgánica la cual tiene orígenes naturales como las hojarascas de mangle, pero también hay aportes antropogénicos significativos provenientes de las actividades portuarias y las descargas urbanas en la zona. Debido a esto [,] los sedimentos del Puerto de Abrigo pueden actuar como sumideros de contaminantes. El análisis [histórico] de la contaminación mostró que el Puerto tiene un nivel de contaminación bajo [;] sin embargo [,] el nivel de contaminación actual presente en los estratos superficiales es significativamente mayor que el antiguo [en los] estratos profundos, lo que indica un impacto en el sistema por los hidrocarburos asociados a actividades antrópicas. Por lo tanto y con los datos proporcionados con este estudio, se recomienda que se lleve a cabo un estudio de contaminación a los sedimentos dragados de los puertos cuya finalidad sea su utilización como material de relleno de playas y ciénegas.”

Reserva Estatal El Palmar. Para este espacio de estudio se ha limitado la descripción a la porción terrestre, ya que la ciénega ha quedado descrita como un espacio aparte. En la ficha técnica de la Reserva El Palmar se puede leer lo siguiente: “para la problemática existente en la Reserva se realizó un análisis de sus principales impactos a través de la metodología propuesta por The Nature Conservancy (TNC); arrojando los siguientes resultados para los impactos altos: contaminación orgánica y por desechos sólidos. El problema más visible de Sisal es la basura, que se encuentra dispersa en cualquier lugar del poblado. No parece haber un sitio específico para la disposición de los desechos y ningún manejo de ellos. Esta práctica puede ocasionar problemas de salud a través de impacto sobre los acuíferos, deteriora la calidad de vida de sus habitantes, reduce las oportunidades turísticas del lugar y es una fuente potencial de impacto sobre la Reserva Estatal El Palmar. El turismo no controlado puede ser un problema y las granjas camarónicas con el uso elevado de alimento para el camarón pueden disminuir la calidad del agua marina de la Reserva Estatal El Palmar”. Los residuos que se mencionan dispersos en la descripción son los envases, bolsas y envolturas plásticas, latas, envases de vidrio, cartuchos para escopeta, sandalias, entre otras.

Mancha urbana. En el caso de la mancha urbana se consideran los residuos que se pueden observar dispersos sobre las calles; tal es el caso de pañales desechables, toallas sanitarias, envases, envolturas, botellas plásticas, latas, envases de vidrio, papeles, cartones, escombros, restos de poda de palmeras, animales muertos, heces fecales, entre muchos más. Estos residuos aparecen en la vía pública debido a que el servicio de limpia no llega a todas las casas. También es inadecuada la disposición de bolsas y botes de los habitantes, ya que colocan su basura fuera de las viviendas, siendo la calle el lugar de acogida. Otra razón es que las bolsas de basura que no se colocan en lugares altos en espera de ser recolectadas o las que en definitiva no llegarán a la camioneta de aseo urbano son rotas por los perros ferales que existen en todo el poblado. Una tercera razón es que de manera deliberada los residuos son

arrojados a la calle por las personas que circulan por ella, como las envolturas de un dulce por un niño, una botella de plástico después de consumir su contenido o los días que está la feria en el pueblo se observan las charolas desechables en el parque central.

Casa. Para este espacio se consideran los residuos que tienen como fin ser recogidos por el servicio de limpia del Municipio. En las bolsas se encuentran restos de comida, latas de insecticidas, cartón, papel, envolturas, bolsas y botellas plásticas, envases de aluminio y vidrio, restos de poda de palmera y “chapeo” de jardines, entre otros.

Ejido Sisal. En este espacio existen tiraderos clandestinos en la vera de la carretera, así como en las brechas internas del Ejido. A parte de los tiraderos existen residuos esparcidos a todo lo largo de la carretera Sisal-Hunucmá. En ellos se identificaron residuos, plásticos, botellas de vidrio, aluminio, partes de automóviles, cerámicos aislantes en la conducción de electricidad, restos de comida, entre otros muchos. La manera en la cual los ejidatarios han tratado de reducir la incorrecta disposición de residuos dentro del ejido ha sido mediante la limpieza de las áreas afectadas por el Programa de Empleo Temporal (PET); posterior a eso se coloca alambre de púas a las áreas limpias. Estas acciones no han sido suficientes, ya que las personas que depositan sus residuos en el ejido periódicamente rompen el alambrado para poder pasar a los sitios ya limpios. Otra alternativa que han estado gestionando es la limpieza de los 40 m de vía que les corresponde a la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT); el inconveniente de esta posible alternativa es que la SCT concesiona la limpieza a una empresa, la cual sólo retira aluminio y plástico de la vera del camino, dejando en el lugar a los vidrios, residuo más peligroso en el ejido.

Playa. La contaminación por residuos sólidos en este espacio tiene dos picos en el año: semana santa y vacaciones de verano. Estos picos se asocian a la presencia de vacacionistas en el poblado, que lo visitan para realizar un turismo de sol y playa. En todas las entrevistas hechas para este trabajo se mencionó el “problema de la basura” que es ocasionado por los turistas. Mencionan que los turistas “vienen al Puerto, lo ensucian y se van”. Las entrevistas hechas a las autoridades -Comisario Municipal, ex Comisario Municipal y regidor de Aseo Urbano- afirman que el volumen de basura generado en temporada vacacional se triplica, por lo cual la cabecera municipal apoya a la Comisaría con un “volquete” para recoger la basura, y en ocasiones con una cuadrilla de 10 a 12 personas que se unen al personal de limpia con el cual cuenta la Comisaría. Aún con lo anterior resulta insuficiente el servicio de recolección de residuos. Los habitantes de Sisal mencionan que el problema no acaba con la basura depositada en la playa, ya que los vacacionistas dejan tal cantidad de basura que los perros -en situación de calle- al romper las bolsas esparcen aún más los residuos por el poblado. La calle aledaña a la playa es la que se ve más afectada por este hecho. También mencionan que los “tambos” -contenedores- destinados para la disposición temporal de los residuos son insuficientes, por lo cual, la capacidad instalada para el acopio temporal de los residuos deja mucho que desear para las temporadas vacacionales. Después de cada temporada vacacional se pueden observar por poco más de dos meses los residuos depositados en la playa, a excepción del pet y el aluminio, que rápidamente son integrados a la cadena de compra-venta de residuos en la localidad. Para los residuos restantes no hay quien los remueva, ya que ni el Municipio ni la Comisaría Municipal cuentan con un programa de playa limpia o un servicio de limpia regular en esta zona.

Tiraderos a cielo abierto. Si se considera que: (i) el servicio de aseo urbano es catalogado como deficiente en la localidad por los habitantes del lugar, así como por los turistas de semana santa y verano y los turistas extranjeros que residen en Sisal durante seis meses al año, (ii) el tiradero a cielo abierto controlado con el cual cuenta el municipio se ubica a 14 km del poblado de Sisal, (iii) hay una tendencia a considerar a la ciénega como la reserva territorial del Puerto y (iv) los usos y costumbres imperantes en la localidad con respecto a la basura se pueden explicar -según sus propios habitantes- debido a la ignorancia, por lo tanto se tienen elementos para que en la localidad existan tiraderos a cielo abierto que no sean legales. Todos los tiraderos encontrados se ubican al margen de un cuerpo de agua -ciénega- o de afloramientos de agua dulce, lo cual es un factor de riesgo, vulnerabilidad y afectación

del agua presente y circundante al poblado. Con respecto a los tiraderos que se ubican en la mancha urbana son los mismos habitantes de Sisal quienes los han generado. En el caso del ejido es un poco más difícil saber quiénes son los responsables de que haya estos sitios inadecuados de disposición final de residuos, aunque los ejidatarios lo atribuyen a los vacacionistas que entran con sus vehículos a las brechas, o a cualquier persona que crea que es más sencillo dejar sus desechos en las brechas o arrojar los residuos desde la ventana del automóvil que en el tiradero municipal. También se observaron restos de incendios en los lugares de disposición irregular de residuos, lo cual puede indicar dos cosas: (i) que el efecto lupa está ocasionando incendios a la basura depositada en dichos tiraderos o (ii) que los incendios están siendo provocados intencionalmente para deshacerse de la misma. Sea cual sea la razón, ambas situaciones son nocivas y peligrosas.

La postura que toman los habitantes de Sisal con respecto a estos espacios varía. Mientras algunos se muestran alarmados por su presencia -extranjeros y ejidatarios en su mayoría- otro sector de la población piensa que se podría sacar provecho de éstos: tal es el caso de los guías de caza y residentes colindantes con la ciénega, ya que los primeros ven que los tiraderos colindantes con el humedal pueden convertirse -previo aplanado con arena- en estacionamientos de las camionetas empleadas en la temporada de caza. En el caso de los segundos ven a estos sitios como terrenos viables para el uso habitacional. En cualquier caso, estos tiraderos se encuentran presentes al margen de la ciénega colindante con la mancha urbana y en los terrenos ejidales y no se ve cómo ni cuándo podrían desaparecer.

El “embutido” de la Ciénega. La palabra “embutir” es empleada por los pobladores de Sisal (Cortinas de Nava, 2006; CINVESTAV, 2010; CINVESTAV-AMEP, 1992; DOGEY, 2011; SEDUMA, s.f.; Yaax Beh, 2005) para denominar la acción por la cual se rellena, compacta y nivela el terreno ganado al humedal. Este proceso es de carácter progresivo y es común a todos los terrenos colindantes con la ciénega. El proceso actual de “embutido” consiste en el uso de basura como insumo principal -es aquí cuando la basura es concebida como material de construcción, y pueden suscitarse conflictos en torno a la posesión y uso de la misma-, la cual es secada a la intemperie, quemada y vertida a la ciénega a manera de sustrato primario para las posteriores etapas de construcción. Luego, en el proceso de “embutido” se arroja cascajo como material de soporte, para, finalmente, colocar arena y conchas como materiales de aplanado y nivelado final (Figura 2). A parte de los materiales empleados para la construcción, se promueve la plantación de árboles grandes que no sean manglares y estacas de madera para la estabilización del terreno. Este proceso no termina con esta explicación esquemática, además, los materiales arriba enunciados no son los únicos para “embutir” el humedal; para lograr una mayor compactación de terreno es necesario recurrir a todo lo que esté al alcance para no dejar espacios vacíos en el nuevo suelo. En el Cuadro 1 se muestra una clasificación híbrida -extensa y detallada- del resto de los materiales empleados en el proceso de “embutido”.

Cuadro 1. Material de construcción para el “embutido” de la ciénega.

Tipo	Ejemplos
“Orgánicos”	Ramas, hojarasca, restos de palmas de coco, cocos secos, restos de comida (esqueletos de pescado, conchas de moluscos, restos de frutas, etcétera), estiércol animales de traspatio, lodos de sedimentación de fosas sépticas.
Minerales	Arena (proveniente de dragados del puerto de abrigo, obras al interior de la localidad o traída de la playa), cascajo de construcción, tierra, piedras, pedazos de metales y/o fierros viejos, cerámicos.
Sanitarios	Papel higiénico, pañales, toallas sanitarias.
“Inorgánicos”	Vidrio, plásticos, basura quemada, láminas de cartón, papel, cartón.
Residuos peligrosos	Baterías para automóvil, lámina de asbesto, lámparas ahorradoras, latas de insecticidas.
Otros	Muebles viejos (mesas, refrigeradores).

El avance progresivo y homogéneo de los terrenos colindantes entre sí y sobre el linde del humedal, es una condición necesaria para asegurar la compactación efectiva de los terrenos, evitando los procesos de erosión y anegación de agua, lo cual ha llevado a las personas a rellenar en promedio 1 m lineal de ciénega al año. La componente de nivelación de terreno puede ser relegada indefinidamente, ya que se necesita arena y conchas de caracol para que se efectúe, por lo cual el esfuerzo se vuelca al “embutado” sistemático y progresivo.

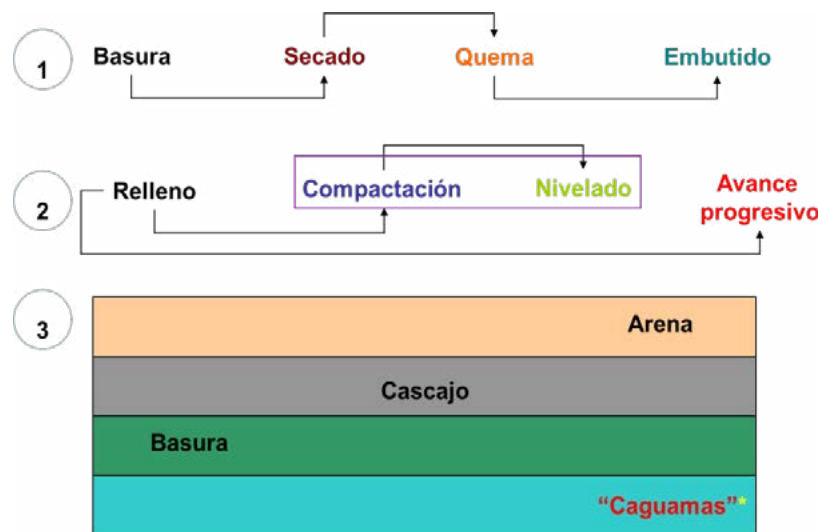


Figura 2. Explicación esquemática del proceso de “embutado”: (i) preparado de la basura previo al “embutado”; (ii) procedimiento de “embutado”, se puede posponer la compactación y nivelado si se busca un avance progresivo; (iii) estructura del “embutado”, puede sufrir variaciones con capas de basura intermedias a las de cascajo y arena. Los envases de “caguamas” sólo fueron reportadas por un informante. Fuente: elaboración propia.

Impactos generados por la basura y los residuos en la actividad pesquera

Los impactos que genera la basura y los residuos en el desarrollo de la actividad pesquera y que detectan los pescadores son de índole positiva y negativa. Los de índole negativa se refieren la pérdida o reducción de espacios de pesca derivado del relleno de la ciénega, pues los entrevistados mencionaron que derivado del “embutado” se han perdido afloramientos de agua dulce en los cuales se podía encontrar camarones, lo que conlleva un segundo impacto que es la reducción en el *stock* y calidad de los productos pescados, ya que al haber una reducción en el hábitat de las especies con valor pesquero las poblaciones de éstas tienden a disminuir; en cuanto a la calidad, los pescadores mencionan que han encontrado chernas (*Epinephelus itajara*) y tintoreras (*Galeocerdo cuvieri*) con restos de envolturas y zapatos en sus estómagos (SAGARPA, 2012). Los pescadores también hacen alusión a la contaminación pero solo a lo que se refiere con dar una mala imagen en el Puerto de Abrigo y la playa, al mencionar que dejar los desperdicios del fileteo de los pescados o vísceras de pepinos de mar (*Holothuria atra*) (SAGARPA, 2012) causan “pudrición y fetidez” y por ello hay una mala imagen.

Finalmente se hace mención a tópicos de inocuidad e higiene en el manejo del producto pescado, su transportación y manipulación, donde los pescadores mencionan que si el “patrón” no les exige un manejo de características específicas, el pescador no tiene cuidado en hacerlo, lo cual deriva en que haya fecalismo al aire libre en el mar y el Puerto de Abrigo, fileteado de pescado en el canal de navegación y dársena del Puerto de Abrigo y poco cuidado en el mantenimiento y calafateo de las embarcaciones en el Puerto. Cabe mencionar que los pescadores también desempeñan actividades de cacería -subsistencia y como guías-, así como de “turisteros” y al desempeñar estas actividades también narran cuáles son los impactos negativos del inadecuado manejo de la basura, como es la mala imagen



que proyecta el pueblo en su conjunto por la basura “regada por las calles”, así como la mala calidad del agua de la ciénega por la presencia de los tiraderos clandestinos de basura, donde el agua es negra y además hay la presencia de muchos cartuchos de escopeta, lo cual también ha disminuido la cantidad de patos silvestres (*Anas acuta* y *Cairina moschataque*) llegan a Sisal (Acosta-Lugo, 2010).

En cuanto a los impactos positivos, tienen que ver con el re-uso de los residuos y no tanto con el uso de a la basura. Este re-uso les permite confeccionar artes de pesca con insumos varios; por ejemplo, las boyas en antaño eran de vidrio y después fueron de hule espuma, pero existen pescadores que emplean como boyas a las botellas de polietileno teraftalato (pet). Otra ventaja que observan los pescadores, que también se dedican a la actividad cinegética, es que gracias al relleno de la Ciénega y la existencia de tiraderos a cielo abierto, se han creado espacios para el “parqueo” de camionetas en temporada de caza; por supuesto esto supone que hay que darles mantenimiento cada temporada, pues requieren de verter arena y aplanarla para que sean funcionales.

Finalmente, el abanico de impacto percibido por los pescadores es mucho más amplio que los detectados por la investigación, además de tener énfasis diferentes. A lo largo de la investigación se identificó a la contaminación y los daños que ésta causa al entorno y a la salud humana como el principal efecto de las PVC. Un impacto que se percibe mejor en el espacio casa y que afecta el desarrollo de la actividad pesquera en presencia de eventos meteorológicos extremos, como huracanes, es el lavado de los terrenos rellenados a causa de una modificación en la dinámica lagunar.

Cambio en el paradigma de la cultura local de la basura

Lo invisible: contaminación. Con base en lo descrito anteriormente y consultando bibliografía especializada en materia de contaminación por residuos, se pueden observar en el Cuadro 2 los contaminantes que se presume se encuentran en cada uno de los espacios, derivados de los residuos que ahí se generan y/o depositan. Los sitios con mayor diversidad de residuos presentes son los tiraderos clandestinos o a cielo abierto, cubriendo a su vez la totalidad de contaminantes presumibles en ellos (22 contaminantes); a éste le siguen en número de contaminantes presentes la playa y la ciénega a) con 19 sustancias, mar y mancha urbana con 18, Puerto de Abrigo y ciénega b) con 17 compuestos, Ejido con 16, y casa con 13.

Desde cualquier ángulo que se observe esta situación es alarmante, ya que en todos los espacios hay presencia de residuos y, muy probablemente, de contaminantes asociados a estos residuos. Para poder aseverar la presencia o ausencia de dichos contaminantes y la concentración de éstos habrá que efectuar bioensayos e identificaciones de los compuestos y sus concentraciones en el laboratorio. En este sentido la evidencia empírica y analítica dan cuenta de la existencia de una interacción residuo-contaminante-ambiente-humano que no puede pasarse por alto, y a su vez es una llamada de atención para que *a priori* y con base en la bibliografía existente en materia de contaminación ambiental, se tomen cartas en el asunto de manera urgente bajo el principio precautorio.

Quizá si se elaborara una clasificación híbrida sobre los contaminantes para el poblado, está permitiría, en primera instancia, la comprensión de la problemática y derivaría en un entendimiento de la misma por parte de la academia, de los tomadores de decisiones, de la sociedad civil y la ciudadanía, bajo la premisa de un trabajo en conjunto.

Cuadro 2. Listado de residuos encontrados y *posibles* contaminantes presentes en los espacios de análisis.

Espacios sociales ↓	Residuos ↓	Contaminantes →													Organometales								
		Orgánicos							Inorgánicos						Tin (Sn)								
físico-		CFCs	AO	I	D	PAHs	PCBs	CRP	CDO	EN	Al	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	Se	Zn	Tin (Sn)	Pb	Hg
Mar	Acumuladores, pilas, focos ahorradores, botellas y bolsas plásticas, bujías, redes, líneas, anzuelos, plomadas, restos de pesca, heces fecales.	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓
Ciénega (a) <i>Mancha urbana</i>	Material de construcción para el “embutido” de la ciénega (Cuadro 1).	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓
Ciénega (b) <i>Reserva El Palmar</i>	Envases pet, colillas de cigarro, envolturas plásticas y metálicas, cartuchos y perdigones de escopeta, envases de vidrio.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓
Puerto de Abrigo	Aceite quemado, bujías, gasolina, fibra de vidrio, solventes, pintura, restos de pesca, botellas y envolturas plásticas, latas, envolturas metálicas, redes, líneas, anzuelos, plomadas, heces fecales.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓		✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓
Reserva El Palmar	Envases de vidrio, bolsas y botellas plásticas, sandalias, envolturas metálicas, latas.	✓				✓	✓	✓			✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Mancha urbana	Pañales desechables, envolturas plásticas y metálicas, latas, cartuchos de escopeta, heces fecales, restos de comida, papeles, cartón, periódico, restos de poda de palmeras.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Casa	Residuos orgánicos, envolturas plásticas y metálicas, botellas pet, pañales y toallas desechables, envases de vidrio, poda de palmas, restos de comida, papeles, cartón.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓
Ejido Sisal	Restos de automóviles, bolsas plásticas y botellas pet, latas, envases de vidrio, periódico, restos de podas, cerámicos para la construcción de energía eléctrica, cables, muebles y madera vieja.	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓
Playa	Pañales desechables, restos de comida, envases de vidrio, heces fecales, envolturas plásticas y metálicas, bolsas plásticas, cordeles.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Tiraderos a cielo abierto	Todo lo anterior.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓*	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Los contaminantes se tomaron de Newman (1998).

CFCs: clorofluorocarbonos; AO: alquenos organoclorados; I: insecticidas; D: dioxinas; PAHs: hidrocarburos aromáticos polinucleares; PCBs: bifenilos policlorados; CRP: componentes relacionados con el petróleo; CDO: compuestos demandantes de oxígeno; EN: especies del nitrógeno (nitratos y nitritos); Al: aluminio; As: arsénico; Cd: cadmio; Cr: cromo; Cu: cobre; Pb: plomo; Hg: mercurio; Ni: níquel; Se: selenio; Zn: zinc; Tin (Sn): trimetiltin estaño (TMT) y Trietiltin estaño (TET). Se mencionan *posibles contaminantes* ya que éstos se encuentran presentes y/o se asocian a los residuos observados en todos los espacios de análisis

*Se encuentran presentes en los tiraderos aledaños a cuerpos de agua.

Conclusiones

Las repercusiones que probablemente se estén generando en el ecosistema y en la salud humana por el manejo inadecuado de los residuos en Sisal son el producto que da soporte a la red de relaciones sociales en un espacio y tiempo definido donde la basura visible y sus consecuencias para los habitantes de Sisal en apariencia invisibles, no son percibidas como un problema, por lo cual la basura en sí misma es una manifestación de un arreglo social específico a la localidad y a la relación que guardan las personas entre sí y con su entorno.



El poder contextualizar localmente este estudio a partir de los impactos percibidos por los pescadores en el desarrollo de la actividad pesquera, negativos en el caso de la basura y positivos en el caso de los residuos, así como de los diferentes espacios de análisis, ha permitido prever qué tipo de contaminante se asocia a las prácticas que desde una perspectiva occidental se consideran nocivas y son desarrolladas de manera cotidiana en la localidad, y por tanto, permite evidenciar la posible presencia de dichos contaminantes con un lenguaje y espacios específicos y a la vez comunes para los habitantes de Sisal, derivando en la visibilización del problema.

Retomando el concepto de cultura local de la basura, es necesario apuntar que son ciertos eslabones en las prácticas de vida los que son nocivos para el ambiente y la salud humana, tal es el caso del “embutido” de la ciénega con basura quemada y residuos peligrosos y, la disposición final inadecuada de la basura, prácticas en este trabajo analizadas.

Bibliografía

- Acosta-Lugo, E., D. Alonzo-Parra, M. Andrade-Hernández, D. Castillo-Tzab, J. Chablé-Santo, R. Durán, C. Espadas-Manrique, I. Fernández-Stohanzlova, J. Fraga, E. Galicia, J.A. González-Iturbe, J. Herrera-Silveira, J. Sosa-Escalante, G.J. Villalobos-Zapata y F.Tun-Dzul. 2010. Plan de Conservación de la Eco-región Petenes-Celestún-Palmar. Universidad Autónoma de Campeche. ProNatura Península de Yucatán. A.C. 184 p.
- DOF. 2003. Ley General de Prevención y Gestión Integral de los Residuos, Última Reforma DOF 19-06-2007. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, Secretaría General, Secretaría de Servicios Parlamentarios, Centro de Documentación, Información y Análisis.
- DOF. 2006. Reglamento de la Ley General de Prevención y Gestión Integral de los Residuos, Nuevo Reglamento DOF 30-11-2006. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, Secretaría General, Secretaría de Servicios Parlamentarios, Centro de Documentación, Información y Análisis.
- CINVESTAV. 2010. Influencia del agua y alimentos en la salud y bienestar de la población en Sisal. Informe de la práctica de campo Sisal 2010. Maestría en Ciencias en la especialidad de Ecología Humana. Mérida, Yucatán. pp. 52-53.
- CINVESTAV-AMEP. 1992. El proceso de emigración hacia la Costa de Yucatán. Estudio de cuatro puertos del litoral Yucateco. Mérida. México. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN, Unidad Mérida-Asociación Mexicana de Estudios de Población A. C. Fondo de las Naciones Unidas para Actividades de Población. pp. 39.
- Cortinas de Nava, C. 2006. Bases para legislar la prevención y gestión integral de los residuos. México. D. F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas (DGGIMAR). pp. 126-128.
- DOGEY. 2011. Diario Oficial del Gobierno del Estado de Yucatán. Número 31829. Mérida, Yucatán. pp. 12.
- Iturria, A. 2012. Contaminación histórica por hidrocarburos en el Puerto de Abrigo de Sisal, Yucatán. Tesis de Licenciatura en Manejo Sustentable de Zonas Costeras. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Yucatán. 116 p.
- Mauss, M. 1974. Introducción a la etnografía. Madrid, España. Istmo, Colección Fundamentos: 13 etnografía. 388 p.
- Malinowski, B. 1986. Los argonautas del Pacífico occidental. España. Península 3° (Ed.). Traducción Desmots A.J. 505 p.
- Newman, M.C. 1998. Fundamentals of ecotoxicology. Estados Unidos de América. CRC Press (Ed.). pp. 8-12.
- RAE. 1992. Diccionario de la Lengua Española. Real Academia Española. Madrid, España. ESPASA, Tomo I: pp. 274 y 707. Tomo II: pp 173 y 1651.
- SAGARPA. 2012. Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación 25 de abril de 2012. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.
- SEDUMA. Ficha técnica Reserva Estatal El Palmar. Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del Gobierno del Estado de Yucatán, México. pp. 2.
- Urrea, U. 2012. Análisis de las prácticas de vida asociadas a la basura, los residuos y los desechos en la población costera de Sisal, Yucatán: propuesta de modelo de manejo. Tesis de Licenciatura en Manejo Sustentable de Zonas Costeras. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Yucatán. 194 p.
- Urrea-Mariño, U., G. Alcalá y J. Urrea. 2014. Sisal, caso paradigmático de estudio: prácticas de vida y "basura". México. Memorias del 4 Congreso Nacional de Ciencias Sociales. IV:190-205.
- Yaax Beh. 2005. Saneamiento ambiental y manejo de residuos sólidos en cuatro comunidades del Corredor Biológico Costa Norte de Yucatán. México. 2° Informe. pp. 44.

3.11 Pesca y petróleo en México: una revisión del estado de conocimiento

Espinoza-Tenorio Alejandro¹

¹*Grupo de Manejo Sustentable de Cuencas y Zona Costera, El Colegio de la Frontera Sur-Villahermosa. Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, CP 86280, Villahermosa, Tabasco.
Autor para correspondencia: aespinoza@ecosur.mx*

Resumen

El ordenamiento de las actividades marinas es un reto mundial. En México, una de las principales competencias por el espacio marítimo ocurre entre el marginal sector pesquero y la importante industria petrolera. Esta sobreposición de actividades ha ocasionado constantes conflictos que incluso podrían volverse más complejos en los próximos años por la venta de nuevos campos marinos y porque el cambio climático podría ocasionar modificaciones en la distribución de las especies y aumentar la vulnerabilidad de la franja costera. Con base en lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue realizar una revisión de literatura científica para establecer una línea base de conocimiento que permita entender las circunstancias actuales de los conflictos entre la pesca ribereña marina y la extracción de hidrocarburos. Se encontró que los estudios más frecuentes han sido sobre el impacto ecológico de la industria petrolera que ocurren por actividades como la exploración sísmica y el intenso tránsito marítimo, como por accidentes derivados de las mismas como los derrames. En la vertiente socioeconómica, se ha encontrado que los planes de desarrollo que buscan propiciar la coexistencia pesca-petróleo han tenido una limitada efectividad porque sufren problemas en su diseño, ocasionando una creciente “industria de la reclamación” entre los pescadores. Hasta el momento se carece de estudios sobre las particularidades del sistema socioecológico formado por la relación pesca-petróleo, que son necesarios para reforzar aquellos arreglos de gobernanza que permitirán lograr el desarrollo ordenado de pesca y petróleo.

Palabras clave: ordenamiento marino, reforma energética, cambio climático, sistemas socioecológicos; gobernanza.

Abstract

The management of the marine activities is a global challenge. In Mexico, one of the core competencies for maritime space occurs between the marginal fishing industry and the important oil industry. This overlapping of activities has led to constant conflicts that could even become more complex in the coming years for the sale of new offshore fields and because climate change could lead to changes in the distribution of species and increase the vulnerability of the coastal. Based on the above, the objective of this work was to conduct a review of scientific literature to establish a baseline of knowledge to understand the circumstances of conflicts between marine coastal fishing and extraction of hydrocarbons. It was found that the most frequent studies have been on the ecological impact of the oil industry activities that occur as seismic exploration and intense maritime traffic, such as accidents resulting from them as spills. On the socioeconomic side, it has been found that the development plans seeking to promote coexistence fishing-oil have had limited effectiveness because they suffer problems in their design, leading to a growing "industry complaint" among fishermen. So far there is a lack of studies on the peculiarities of the socio-ecological system formed by the fishing-oil ratio, which are necessary to reinforce those governance arrangements that will achieve the orderly development of fishing and oil.

Key words: marine ordinance, energetic reform, climate change, socioecological systems, governance.

Introducción

El ordenamiento de las actividades marinas es un reto mundial. Una de las principales competencias por el espacio marítimo ocurre entre sector pesquero y la industria petrolera. El estudio de las interacciones pesca y petróleo comenzó desde inicios siglo pasado (Val *et al.*, 1983) y continúa actualmente registrando y analizando los cambiantes y complejos espacios marinos donde confluyen actores y fuerzas, locales e internacionales (Zalik, 2009; Cameron, 2006).

En el caso de México, aunque la actividad petrolera inicia en el continente a finales del s. XIX (Meyer, 1968), es hasta alrededor de 1970 que Petróleos Mexicanos (PEMEX) empezó a operar en los ambientes marinos del suroeste del Golfo de México, donde ya trabajaba una numerosa flota pesquera con equipos y estrategias artesanales e industriales. Desde entonces, la sobreposición de actividades ha ocasionado constantes conflictos que incluso podrían volverse más complejos en los próximos años por la venta de nuevos campos marinos (lo que incrementaría también la contribución nacional de carbono) y porque el cambio climático podría ocasionar modificaciones en la distribución de las especies y aumentar la vulnerabilidad de la franja costera (Arias-Rodríguez e Ireta-Guzmán, 2009).

La creación de información científica en México se ha centrado en los impactos ecológicos de la industria en los ecosistemas marinos, específicamente sobre la meiofauna y macrofauna bentónica (*e.g.*, Gold-Bouchot y Fiers, 1991; Ortiz, 1990; Sánchez, 1995) y sobre la presencia y concentración en sedimentos y sus consecuencias en ciertos grupos de organismos (*e.g.*, Botello *et al.*, 1991; Villanueva y Botello, 2005; Gold-Bouchot *et al.*, 1999). No obstante, estos esfuerzos no han sido parte de un programa de monitoreo permanente, como si ha sucedido en la parte noroeste del Golfo de México (Hernández-Arana, 2003), donde sí se han realizado incluso investigaciones sobre la relación directa pesca-petróleo, especialmente después del derrame del pozo profundo *Horizon* en 2010 (Gohlke *et al.*, 2011; Van Der Ham y De Mutsert, 2014).

El objetivo del presente trabajo fue realizar una revisión de literatura científica para establecer una línea base de conocimiento que permita entender las circunstancias actuales de los conflictos entre la pesca ribereña marina y la extracción de hidrocarburos. Este tipo de estudios son necesarios para entender a los océanos mexicanos como paisajes marinos intensamente poblados por el humano (Espinoza-Tenorio *et al.*, 2014), y así reforzar aquellos arreglos de gobernanza que permitirán lograr el desarrollo ordenado de pesca y petróleo.

Sectores productivos en el Golfo de México

En la historia mexicana del aprovechamiento intensivo de los recursos marinos inició en el Golfo de México durante el s. XX en el caso de la pesca, existen dos flotas. La flota de arrastre inició fundamentalmente en 1940 y desde entonces, con una flota industrial, la especie objetivo fue especialmente el camarón rosado (*Farfantepenaeus duorarum*). En tanto la flota ribereña opera sobre la plataforma continental en busca de escama y moluscos tales como bagre bandera (*Bagre marinus*), robalo blanco (*Centropomus undecimalis*), raya látigo blanca (*Dasyatis americana*), cintilla (*Trichiurus lepturus*), sierra común (*Scomberomorus maculatus*), cojinuda negra (*Caranx crysos*), huachinango del Golfo (*Lutjanus campechanus*) y corvina (*Cynoscion nothus*). Las artes de pesca que utiliza esta flota son redes de enmalle, palangre de fondo y línea con anzuelo.

La actividad petrolera en el Golfo de México inició en 1974 con el descubrimiento del pozo Chac y de varios campos petroleros gigantes y super-gigantes. El trabajo de PEMEX actualmente involucra a los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco y Campeche, aunque tiene como su principal zona productora de petróleo y gas a la parte sur del Golfo de México (García-Cuéllar *et al.*, 2004). La infraestructura marina de PEMEX incluye plataformas de explotación, tráfico naval, áreas de

almacenaje y puertos marinos especializados. En la costa del Pacífico existen los puertos con infraestructura petrolera de Salina Cruz, Oaxaca y Lázaro Cárdenas, Michoacán.

Materiales y métodos

Se realizó una búsqueda en los gestores JSTOR y SCOPUS con las palabras clave “pesca”, “petróleo” y “México”, tanto en español como inglés, en el título y el resumen. La revisión se hizo en abril del 2016 y se limitó a artículos, libros, capítulos de libros y memorias de congresos. Se descartaron aquellos trabajos que no trataran específicamente la relación pesca-petróleo en ambientes marinos o cuya área de estudio no fueran los mares mexicanos.

Resultados y discusiones

Se encontraron diez artículos que tratan directamente sobre las relaciones entre los sectores pesquero y petrolero. Los primeros estudios que mencionaron la interacción de la pesca en petrolera son de las ciencias naturales, pero desde el inicio del s. XXI los trabajos dominantes son del área social.

Los impactos sobre los recurso pesqueros

Al ser los ecosistemas costeros más vulnerables a la contaminación por la industria petrolera (García-Cuéllar *et al.*, 2004), los impactos sobre la pesca en estuarios y lagunas han sido especialmente estudiados (Ponce-Vélez *et al.*, 2012; Díaz-González *et al.*, 1994; Navarrete-Rodríguez *et al.*, s. f.). No obstante, es viable la posibilidad de impactos de contaminación por petróleo y sus derivados en el medio ambiente marino y está asociada a los procesos de exploración, producción en altamar, transporte marítimo y submarino, operaciones de embarque y almacenamiento, accidentes en operaciones como rupturas de los oleoductos submarinos, accidentes de buques tanque, derrames y explosiones de plataformas (García-Cuéllar *et al.*, 2004). Destacan por su impacto los derrames de hidrocarburos por accidentes en plataformas petroleras o en sus medios de transporte. En la zona suroeste del Golfo de México han existido al menos cinco importantes (Cuadro 1).

Cuadro 1. Algunos de los principales derrames de hidrocarburos en el suroeste del Golfo de México. Fuente: García-Cuéllar *et al.* (2004).

Año	Nombre	Derrame (bb)
1979	IHTOC-I	3 522 400
1986	Abkatun	ND
1987	YUM II/Zapoteca	58 640
1988	Och	5307
2007	Kab 121	16 500

ND= no datos.

De acuerdo con Wakida-Kusunoki y Caballero-Chavez (2009) los derrames pueden afectar la actividad pesquera de las siguientes maneras: (i) directamente en los peces en la forma de intoxicaciones; (ii) directamente en pesquerías (*e.g.*, manchando las artes de pesca o interfiriendo con las actividades de pesca) y (iii) indirectamente por medio de la perturbación del ecosistema. Sin embargo, no es claro el efecto de la industria petrolera en los recursos pesqueros marinos (García-Cuéllar *et al.*, 2004) e incluso existen evidencias de que en las zonas de exclusión es mayor la diversidad y la biomasa que zonas de pesca aledañas, lo que puede atribuirse tanto al efecto de arrecife artificial (Soto *et al.*, 1982). Por ejemplo, cuando Wakida-Kusunoki y Caballero-Chavez (2009) analizaron los efectos del derrame del pozo Kab 121 sobre la pesca ribereña de escama en las costas de

Campeche y Tabasco, no detectaron cambios significativos en las capturas, los rendimientos o precios de las principales especies pesqueras en la zona. Aunque los autores resaltaron que la ausencia de evidencias de efectos sobre variables pesqueras no significa que no exista un impacto negativo sobre los recursos pesqueros, ya que éstos podrían ser a mediano o largo plazo.

Los estudios sobre las poblaciones de camarones peneidos en el suroeste del Golfo de México han indicado que los hidrocarburos provenientes del petróleo no producen efectos detectables que se puedan adjudicar a las actividades petroleras; aunque la bioacumulación podría afectar a los que depredan sobre estos organismos (Soto *et al.*, 1982; Villanueva y Botello, 1992). Esto es especialmente importante para la zona de explotación enfrente de Tabasco conocida como la Región Marina del suroeste (RMSO), donde predomina la extracción de crudo ligero y los efectos esperables son de alta toxicidad en el corto plazo, debido a que contienen hidrocarburos monoaromáticos (benceno, tolueno, xileno) los cuales son tóxicos y se bioacumulan (Botello *et al.*, 1996; García-Cuéllar *et al.*, 2004).

Del mutuo desarrollo, a la exclusión

Uno de los temas más estudiados en el área de las ciencias sociales ha sido analizar la eficacia de los múltiples planes del gobierno orientados a reorientar a los pescadores a nuevas actividades productivas (Cuadro 2). En general, se ha encontrado que los planes de desarrollo que buscan propiciar la coexistencia pesca-petróleo han tenido una limitada efectividad porque sufren problemas en su diseño, ocasionando una creciente “industria de la reclamación” entre los pescadores. Esto ha inhibido el desarrollo de actividades alternas como la acuicultura (Pérez-Sánchez *et al.*, 2000). Estas limitaciones se mantenían presentes cuando en 2003 se dio un nuevo proyecto de reorientación productiva hacia la acuicultura debido el establecimiento de la zona de exclusión de 500 m alrededor de las plataformas petroleras por el acuerdo intersectorial 117. Al no considerarse la fuerte dependencia económica de la sociedad rural hacia PEMEX, el resultado fue similar y los pescadores operan en la clandestinidad (Zalik, 2006; 2009 y 2013)

Cuadro 2. Algunos de los programas gubernamentales para el desarrollo de las zonas petroleras en México. Fuente: Palacios (2015); Pérez-Sánchez *et al.* (2000).

Programas	Apoyos
Comisión para el Desarrollo de las Zonas Petroleras (Codezpet) – Estado de Campeche, 1985	Recursos fiscales y económicos para acciones específicas de carácter urbano (infraestructura), portuaria (puertos), productiva (pesca y agricultura) y resarcimiento a afectaciones ambientales por derrames petroleros.
Convenio Unico de Desarrollo	Apoyo a la acuicultura.
Programa de Reconversión Pesquera del Golfo de México	Adquirir en un millón de pesos cada embarcación camaronera de las cooperativas para ser enviadas a la deschatarrización de embarcaciones; proyectos productivos de acuicultura o de granjas avícolas.

Las particularidades de poseer pesca y petróleo como actividades productivas primarias las comparten los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche (Sánchez-Gil *et al.*, 2004). Sobre el conflicto que se genera entre pesca y extracción de petróleo, Palacios (2015) describe la coexistencia de, la alguna vez muy redituable, pesca del camarón y el sector petrolero en el banco de Campeche, la principal zona de extracción de hidrocarburos en los mares mexicanos desde 1980. En su análisis histórico el autor identifica las diferencias entre los condicionamientos a los que responden ambos sectores (Cuadro 3) y las tres etapas que han vivido: (i) territorios en expansión (1940-1970): predomina la actividad pesquera; (ii) territorios en competencia (1970-2000): continúa la gran actividad pesquera, pero inicia el crecimiento de la actividad petrolera. Al terminar el periodo, el sector petrolero

sustituyó como actividad predominante al pesquero y (iii) territorio en exclusividad y disputa (2000-): hegemonía del petróleo y la casi total exclusión de la pesca.

Cuadro 3. Diferencias de las condiciones en que se desarrollan la pesca del camarón y el petróleo en la sonda de Campeche, México. Fuente: Palacios (2015).

Pesca	Actividad petrolera
Responde carácter físico-biológico y territorial del recurso	Sujeta una demanda del mercado nacional e internacional.
Relaciones comerciales (internacional, nacional y local)	Energético del cual depende la industria y la economía.
Normatividades y reglamentaciones de carácter gubernamental y de observancia pública	Recurso natural geoestratégico en agotamiento que crea relaciones conflictivas en las zonas productoras.

Conclusiones

El gremio científico observó por primera vez la problemática pesca-petróleo en ambientes marinos mexicanos en la década de 1980, pero apenas está tomando conciencia de su importancia hasta inicios del s. XXI. En consecuencia, es muy poca la investigación que hay sobre la forma en que interactúan las pesquerías y la industria petrolera. El sector petrolero se ha caracterizado por su hermetismo en el flujo de la información alegando potenciales riesgos a su infraestructura, pero eso no debería de inhibir la investigación.

Con la intención de alcanzar los estándares ambientales internacionales de la industria (Guédez-Mozur *et al.*, 2003), PEMEX ha implementado Sistemas de Gestión Ambiental (*e.g.*, ISO 14001), auditorías y certificaciones ambientales a diferencia de otros países petroleros. Sin embargo, esto aún no es suficiente pues en México los trabajos e implicaciones del desarrollo de los sectores pesquero y del petróleo son coyunturales e importantes, pero puntuales y sin seguimiento. Ello limita la toma de decisiones, transparente y clara, basada en datos robustos y medibles que lleve a una coexistencia sustentable de ambos sectores.

Mejorar las condiciones en que se gestionan las actividades marinas es un paso ineludible para poseer un mayor conocimiento sobre como son las aportaciones nacionales al ciclo del carbono así como prepararse para los potenciales efectos del cambio climático sobre sectores económicos especialmente vulnerables.

Bibliografía

- Arias-Rodríguez, J.M., and H. Ireta-Guzmán. 2009. Pesca y Petroleo en el Golfo de México. Villahermosa, Tabasco. Rostros y Voces A.C. y Y. Xminus.
- Botello, A., J. Rendón, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández. 1996. Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. *En:* Botello, A., J. Rendón, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Campeche, México: EPOMEX, Universidad Autónoma de Campeche. pp. 25-44.
- Botello, A.V, C. Gonzalez and G. Diaz. 1991. Pollution by Petroleum Hydrocarbons in Sediments from Continental Shelf of Tabasco State, Mexico. *Environmental Contamination and Toxicology* 47:565-71.
- Cameron, A. 2006. Geographies of welfare and exclusion: social inclusion and exception. *Progress in Human Geography* 30:396-404.
- Díaz-González, G., A. Vazquez-Botello and G. Ponce-Vélez. 1994. Contaminacion por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP'S) disueltos en la laguna Mecoacán Tabasco México. *Hidrobiológica* 4:21-28.
- Espinoza-Tenorio, A.M. Moreno-Báez, D. Pech, G.J. Villalobos-Zapata, L. Vidal-Hernández, J. Ramos-Miranda, M. Mendoza-Carranza, J.A. Zepeda-Domínguez, G. Alcalá-Moya, J.C. Pérez-Jiménez, F. Rosete, C. León e I. Espejel. 2014. El ordenamiento ecológico marino en México: un reto y una invitación al quehacer científico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 42:86-400.



- García-Cuéllar, J.A., F. Arreguín-Sánchez, S. Hernández Vázquez y D.B. Lluch-Cota. 2004. Impacto ecológico de la industria petrolera en la sonda de campeche, México, tras tres décadas de actividad: UNA revisión. *Interciencia* 29:311-319.
- Gohlke, J.M., D. Doke, M. Tipre, M. Leader and T. Fitzgerald. 2011. A review of seafood safety after the Deepwater Horizon blowout. *Environmental Health Perspectives* 119:1062-1069.
- Gold-Bouchot, G. O. Zapata-Pérez, M. Herrera-Rodríguez, V. Ceja-Moreno, E. Noreña-Barroso and M. Zavala-Coral. 1999. Oil pollution in the southern Gulf of Mexico. *En: Sherman, K., H. Kumpf and K. Steidinger (Eds.). The Gulf of Mexico large marine ecosystems. Assessment, Sustainability and Management. Blackwell Scientific. p. 10.*
- Gold-Bouchot, G. and F. Fiers. 1991. El impacto de la actividad petrolera sobre la meiofauna de la Sonda de Campeche. *Jaina* 2(7).
- Guédez-Mozur, C., D. De Armas-Hernández, R- Reyes-Gil y L. Galván-Rico. 2003. *Industria Petrolera Internacional. Interciencia* 28:528-533.
- Van Der Ham, J.L. and K. De Mutsert. 2014. Abundance and size of gulf shrimp in louisiana's coastal estuaries following the deepwater horizon oil spill. *PLoS ONE* 9(10).
- Hernández-Arana, H. 2003. Influence of natural and anthropogenic disturbance on the soft bottom macrobenthic community of the Campeche Bank, Mexico. University of Plymouth.
- Meyer, J. 1968. Los Estados Unidos y el petróleo mexicano, estado de la cuestión. *Historia Mexicana* 18:17-96.
- Navarrete-Rodríguez, G., Castañeda-Chávez, M. y F. Lango-Reynoso. Metales pesados en sedimento del sistema lagunar Carmen-Machona-Pajonal, Tabasco. *En Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 10 p.*
- Ortiz, H. 1990. Los poliquetos de la Sonda de Campeche y canal de Yucatán, su relación con los hidrocarburos. *CINVESTAV- IPN.*
- Palacios, E.S. 2015. Sectores productivos y espacios de conflicto: pesca y petróleo en la sonda de Campeche. *En 20° Encuentro Nacional sobre Desarrollo Regional en México. pp. 1-23.*
- Pérez-Sánchez, E., J.F. Muir and G.R. Lindsay. 2000. Social and economic issues in aquaculture development for coastal communities of Tabasco México. *IIFET 2000 Proceedings. 6 p.*
- Ponce-Vélez, G., A.V. Botello, D.-G. Gilberto and G.-R. Claudia. 2012. Persistent organic pollutants in sediment cores of Laguna El Yucateco, Tabasco, Southeastern Gulf Of Mexico. *Hidrobiológica* 22:13.
- Sánchez, G. 1995. Evaluación del efecto de los hidrocarburos de petróleo sobre la taxocenosis bentónica dominante del Banco de Campeche, México. *CINVESTAV-IPN.*
- Sánchez-Gil, P., A. Yáñez-Arancibiab, J. Ramírez-Gordillo, J.W. Dayd and P.H. Templete. 2004. Some socio-economic indicators in the Mexican states of the Gulf of Mexico. *Ocean & Coastal Management, 47, p.16.*
- Soto, L., A. García and A. Botello. 1982. Study of the penaeid shrimp population in relation to petroleum hydrocarbons in Campeche Bank. *En Proc. 33rd Ann. Meet. Car. Fish. Inst. p. Proc. 33rd Ann. Meet. Car. Fish. Inst.*
- Val, M., M. Erik and J. Nelson. 1983. Offshore Petroleum and Commercial Fishery Interactions: The Case of Long Point, Port Dover, Lake Erie. *GeoJournal* 7(3):247-260.
- Villanueva, S. y A. Botello. 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano: Una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 8:15.
- Villanueva, S. y A. Botello. 2005. Vigilancia y Presencia de Metales Tóxicos en la Laguna El Yucateco, Tabasco. *UAC.*
- Wakida-Kusunoki, A. y V. Caballero-Chavez. 2009. Efectos del derrame de hidrocarburos del pozo Kab sobre la pesca ribereña en el litoral de Campeche y Tabasco, México. *Ciencia Pesquera* 17:12.
- Zalik, A. 2013. Oil sovereignties in the Mexican Gulf and Nigerian Niger Delta. *En: Extractive Economies and Conflicts in the Global South: Multi-Regional Perspectives on Rentier Politics. Ashgate Publishing Ltd. pp. 181-198. <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84936933496&partnerID=tZOtx3y1>.*
- Zalik, A. 2006. *Re-Regulating the Mexican Gulf. Center for Latin American Studies, Berkeley University. CLAS Working Papers. 50 p. <http://escholarship.org/uc/item/7n5590dk>.*
- Zalik, A. 2009. Zones of exclusion: Offshore extraction, the contestation of space and physical displacement in the Nigerian delta and the Mexican Gulf. *Antipode* 41(3)557-582.

3.12 Impacto de la roya del cafeto en los almacenes de carbono en la Sierra Madre de Chiapas

Libert-Amico Antoine^{1,2}; Wong-González Julio C.² y Paz-Pellat Fernando^{2,3}

¹Estudiante del Doctorado en Desarrollo Rural de la UAM-Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, CP 04960, Ciudad de México.

²Programa Mexicano del Carbono. Chiconautla 8, Col. Lomas de Cristo, Texcoco, CP 56225, Estado de México.

³Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carr. México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, Texcoco, CP 56230, Estado de México.
Autor para correspondencia: antoinelibert@hotmail.com

Resumen

Desde 2012, una serie de brotes atípicos de roya del cafeto ha generado fuertes pérdidas en las cosechas de café en la Sierra Madre de Chiapas, una región conocida por producir café de alta calidad en la zona de influencia de Áreas Naturales Protegidas. Causada por el hongo *Hemileia vastatrix*, la presente epidemia de la roya se ha difundido a través de los cafetales de América Latina. Mientras que la pérdida de ingresos para productores ha generado riesgos para la seguridad alimentaria, la epidemia de la roya ha fomentado el cambio de uso de suelo en la zona, con impactos correspondientes en los ecosistemas. Los cafetales bajo sombra son sistemas agroforestales reconocidos por su aporte en mitigación del cambio climático (con vastos acervos de carbono), adaptación a cambios ecosistémicos (retención de suelos y generación de ingresos) y agrobiodiversidad (policultivos que crean hábitats para especies de flora y fauna). La presente investigación colaborativa propone calcular los impactos de la roya en la provisión de servicios ecosistémicos por parte de los cafetales bajo sombra de la Sierra Madre de Chiapas, con énfasis particular en carbono y biodiversidad. Se seleccionaron parcelas de cafetal con distintas variedades de café, formas de manejo, altitud, estudiando también sitios de vegetación conservada de referencia, para analizar el carbono almacenado y la biodiversidad florística. Se espera con esta investigación contribuir a los vacíos en investigación en este tema y aportar propuestas para la política pública y las buenas prácticas para hacer frente a esta crisis socio-ecológica.

Palabras clave: *Hemileia vastatrix*, biodiversidad, investigación colaborativa.

Abstract

As of 2012 a series of untypical coffee rust outbreaks has generated serious losses in coffee production in the Chiapas Sierra Madre, a region known for producing high-quality coffee within and around protected areas. This rust epidemic, caused by the fungus *Hemileia vastatrix*, has spread throughout Latin American coffee fields. Whilst income losses have created food security risks for producers, the rust epidemic has also facilitated land use changes in the region, with corresponding impacts on ecosystems. Shade-grown coffee is an agro-forestry system which has been recognized for its contributions to climate change mitigation (due to its vast carbon stocks), adaptation to eco-systemic change (soil conservation and income generation), and agrobiodiversity (polycultures which create flora and fauna habitats). This collaborative research proposes to measure the impacts of coffee rust on the provision of environmental services by shade-grown coffee in the Chiapas Sierra Madre, with a particular emphasis on carbon and biodiversity. Research analyzed carbon stocks and floristic biodiversity in a wide range of coffee plantations with varying characteristics, from coffee variety to management systems to altitude, whilst also including preserved forest sites as a reference. This research seeks fill key information gaps on the present socio-ecological crisis, in order to contribute policy recommendations and suggest best practices.



Key words: *Hemileia vastatrix*, biodiversity, collaborative research.

Introducción

Desde 2012, la Sierra Madre de Chiapas enfrenta un desafío único a sus ecosistemas y a los estilos de vida de sus habitantes. La roya del café, una epidemia asociada al cambio climático, ha generado pérdidas contundentes en la producción de café, actividad principal de la zona. A su vez, el cambio de uso de suelo derivado de estas pérdidas está generando transformaciones permanentes en los ecosistemas de la región. La transición debido a la roya -de café bajo sombra diversificada a monocultivos- ha sido identificada como un determinante de deforestación y degradación forestal en la región.

En aras de medir el impacto de la roya en los acervos de carbono y en la biodiversidad de la región, para así contribuir a entender la epidemia de la roya y poder aportar herramientas y datos duros para la toma de decisiones, el Programa Mexicano del Carbono (PMC) ha implementado la campaña a favor de los acervos de carbono y la biodiversidad en cafetales bajo sombra, denominada “Una REDD+ para Salvar la Sombra”. La campaña consiste en un primer momento de trabajo de campo en las parcelas cafetaleras para describir las condiciones actuales de los almacenes de carbono, a la vez que realiza un inventario de biodiversidad de flora en la región.

Entre los Gases de Efecto Invernadero (GEI) que son causantes del cambio climático se encuentra el dióxido de carbono (CO_2), el metano, los óxidos de nitrógeno, y el vapor de agua, entre otros. El CO_2 está regulado por los ciclos globales del carbono (C). Si se eliminan los árboles de la sombra de café, se está eliminando un almacén de carbono, además de la pérdida de biodiversidad en el ecosistema. El CO_2 se almacena en la biomasa vegetal, por consiguiente, la vegetación actúa como sumidero de carbono y contribuye a reducir las concentraciones de CO_2 atmosférico (Brown, 2010). El carbono se almacena en los ecosistemas terrestres en suelo, vegetación, mantillo y material leñoso muerto sobre el suelo (IPCC, 2003). Asimismo, los bosques pueden actuar como fuentes de emisiones de carbono cuando son perturbados (deforestaciones, incendios, enfermedades, etc.), ya sea de manera natural o por actividades humanas (Rojo *et al.*, 2003; Brown, 2010).

Materiales y método

El trabajo de campo permite conocer el impacto que se puede tener de la roya en el corto y largo plazo, analizando el impacto en la flora (plantas). El trabajo se desarrolla en tres fases: (i) recorrido y entrevistas en las zonas cafetaleras de la Sierra Madre de Chiapas; (ii) inventario de los almacenes de carbono e inventario biodiversidad y (iii) brigada puntos de control.

Fase I. Entrevistas y consentimiento previo, libre e informado

Se aplicaron entrevistas semi-estructuradas con el método de “bola de nieve”, con identificación previa en bases de datos disponibles de productores representativos de los diversos tipos de producción en la zona, siguiendo dos ejes: (i) tipología del productor (productores independientes, miembros de cooperativa, orgánico y convencional) y superficie de cafetal (menor a 5 ha, entre 5 y 10 ha, superior a 10 ha). Asimismo, entrevistó a actores claves del sector café, desde miembros de la iniciativa privada a representantes de instituciones de gobierno, centros de investigación y directivos y técnicos de cooperativas de café. Al mismo tiempo, se proveyó la difusión de la campaña, con trípticos repartidos entre actores institucionales (CONAFOR, SAGARPA, CONANP, Gobierno Estatal, entre otros) y con productores y cooperativas participantes.

A la par, se solicitó de manera personal y/o a través de Asambleas correspondientes, el permiso de los productores, el ejido, y la Cooperativa en su caso, para llevar a cabo el inventario de los almacenes

de carbono y de biodiversidad, explicando los objetivos de la campaña, los actores involucrados y los compromisos que asume el proyecto de investigación en el manejo ético de la información y la devolución de los resultados a las partes involucradas.

Fase 2. Inventario de los almacenes de Carbono

Brigada de campo

Antes de iniciar el inventario de los almacenes de carbono, se conforma y capacita una brigada de campo con profesionistas de las áreas biológicas y forestales con alta experiencia en inventarios de vegetación, suelo y biodiversidad. La brigada se compone por tres personas: (i) un especialista en levantamientos de carbono, (ii) un especialista en botánica y (iii) un auxiliar.

Una vez conformada la brigada de campo, se traslada a la región de estudio para iniciar con el trabajo de campo. Para ubicar las parcelas de muestreo, se utiliza la subdivisión del estado de Chiapas de acuerdo a las regiones socioeconómicas (CEIEG, 2012) y los insumos cartográficos actualizados disponibles sobre la superficie de café en la Sierra Madre de Chiapas.

Metodología

El diseño de la parcela de muestreo fue de forma circular, conformada a su vez por círculos concéntricos que sirven de apoyo para el inventario de especies de plantas. Toda la metodología está basada en el *Manual de Procedimientos Inventario de Carbono* + y en el *Manual de Procedimientos Inventario de Biodiversidad* (Programa Mexicano del Carbono, 2015 a y b)¹.

El muestreo de campo inició recabando la información general de ubicación de la parcela (coordenadas geográficas, altitud, localidad próxima, fecha y hora de muestreo, entre otros). La localización precisa de las parcelas permite identificar y mapear la distribución espacial de las zonas estudiadas y la propagación de la roya en otras localidades.

Material leñoso caído

Para delimitar la parcela de muestreo, se colocaron cuatro cuerdas orientadas a los puntos cardinales y se pusieron diferentes banderas de colores para separar los círculos de medición. Por medio de la técnica de intersecciones planares lineares (Brown, 1974), se midió y registró todo el material leñoso que cae justo por debajo de las cuerdas.

Medición de material leñoso caído

Para obtener un cálculo preciso sobre el contenido en carbono del material leñoso, se realizó una colecta de varias ramas muertas con diferentes diámetros. Toda muestra colectada se envió al laboratorio de análisis en las instalaciones del Colegio de Postgraduados, donde se les dio el tratamiento adecuado para determinar la densidad de la madera y el contenido de carbono.

Muestreo de suelo

Para la toma de muestras de suelo, se utilizaron diferentes herramientas, como el cilindro recto con diámetro mínimo uniforme de 2 pulgadas y 30 cms de largo para la muestra de densidad aparente

¹La descripción detallada de la metodología se puede consultar en estos documentos, que se encuentran disponibles en la página del PMC (<http://www.pmc carbono.org/pmc/>).



(DAP). Para el resto de las muestras de suelo dentro de la parcela, se utilizaron los barrenos de tubo y gusano.

Medición de la vegetación

Al interior de la parcela circular se midieron todos los árboles, arbustos y hierbas registrando su nombre local con ayuda de los propietarios de la parcela, y el nombre científico por parte de los botánicos. Se contaron desde los más pequeños hasta los más grandes dependiendo de las diferentes categorías que se especifican en el Manual de Campo. Se anotó si las plantas presentan algún tipo de daño, sea humano (tala) o por algún parásito, incluyendo a la roya.

Estructura del cafetal

La estructura del cafetal es construida por el tipo de plantas que lo conforman. En un cafetal se pueden distinguir dos elementos principales: (i) la “sombra” del cafetal provista por las copas de los árboles y (ii) la plantación de cafetos. Se analizó si hay “muchos” individuos de diferentes especies de árbol o si hay “muchos” de un solo tipo y se midió cuántos niveles o estratos se distinguen en las copas de los árboles o dosel. Resultando cuatro grandes grupos de cafetales bajo sombra: rústicos, policultivos diversos, policultivos simples y monocultivos; además de las plantaciones con cafetos que reciben directamente la luz del sol. Esta clasificación es clave para diagnosticar los cambios en las formas de producción de café en la región ante la afectación por roya y la introducción de nuevas variedades de café.

Severidad de afectación por plagas y enfermedades

Para evaluar el impacto de la roya se emplearon dos indicadores desarrollados por el *Programa de Vigilancia Epidemiológica de la Roya del Cafeto* del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA): (i) severidad de afectación por roya en planta y (ii) porcentaje de defoliación en planta. La medición de las plantas se hizo en un radio de 3 m a partir del centro de la parcela, en el sentido de las manecillas del reloj. Se midieron todos los individuos dentro de esa superficie y se anotó el nombre científico, el tipo de plaga, la severidad de afectación foliar y la defoliación, por cada individuo presente.

Extracción de virutas

Se extrajeron tres virutas de madera con el uso del taladro de Pressler, de tres árboles representativos de sombra que estuvieran en la parcela. Las muestras permitirán efectuar el conteo de anillos (edad del árbol) y estimar la densidad de madera en laboratorio. Para su medición, los árboles deben tener por lo menos 20 cm de diámetro.

Sombra del café

Se capturaron fotografías digitales para medir cobertura vegetal de los árboles de sombra y los arbustos que hay en la parcela. La cámara se colocó hacia arriba (zenit) para tomar la copa de los árboles y hacia abajo (nadir) para la toma de arbustos incluyendo al café.

Fase 3: Brigada Puntos de Control

Para facilitar el análisis de imágenes satelitales (Landsat) realizado por el equipo especialista en Sistemas de Información Geográfica del Programa Mexicano del Carbono, se habilitó una brigada adicional de campo, que realizó inventarios rápidos de carbono y el establecimiento simultáneo de puntos de control para el análisis geoespacial de cafetales usando sensores remotos.

Difusión de los resultados

Los resultados de este trabajo de campo, al ser un tema de interés público, fueron sistematizados y editados en formatos accesibles para su difusión a distintos públicos. Se generó un reporte de parcela para el productor, la comunidad o la Cooperativa quien participó directamente en la campaña. A su vez, se realizaron recomendaciones para las políticas públicas y materiales de divulgación de diversa índole para participar en la interfaz ciencia-política aportando elementos precisos y datos duros para la toma de decisiones informadas para hacer frente a la presente crisis socio-ecológica producida por la roya del café.

Resultados y discusión

Estudios de impacto del cambio climático identifican riesgos contundentes para la agricultura por la incrementada vulnerabilidad a enfermedades y plagas (IPCC, 2003). Pocos estudios han puesto atención en el impacto de plagas y enfermedades en la deforestación. Existe un campo de estudio incipiente sobre plagas forestales y sus impactos en los bosques, particularmente en el contexto del cambio climático. Según un estudio reciente (Boyd *et al.*, 2013), el número de brotes de plagas y enfermedades en bosques registra un aumento considerable a través del globo, en gran parte debido al comercio internacional de plantas y material vegetal, pero también debido al cambio climático.

Los estudios sobre las plagas y enfermedades en bosques resaltan el hecho que las plagas y enfermedades de origen natural no pueden considerarse determinantes de deforestación en sí, ya que la pérdida temporal de cobertura forestal tiende a ser remplazada por la revegetación al momento que el bosque vuelve a crecer. Sin embargo, mientras este escenario aplica en zonas forestales con limitado acceso e infraestructura como los bosques boreales del norte de Canadá, en zonas con una fuerte presión demográfica y poblaciones en condición de marginación, la pérdida de cobertura forestal puede conllevar un cambio de uso de suelo. Es así que plagas y enfermedades no son determinantes directos de deforestación y degradación forestal, sino que funcionan como causas subyacentes e indirectas.

De la misma manera, la agricultura ha sido calificada de forma simple como determinante de deforestación, particularmente en el contexto de las acciones tempranas para la reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal (REDD+) que se están impulsando a través del neo-tropico. Sin embargo, es importante complejizar dicho panorama, particularmente en el contexto de la búsqueda de estrategias que atiendan de forma integral y eficaz los determinantes de deforestación (CONAFOR 2016; Cooperativa AMBIO, 2016; Covalada *et al.*, 2015). Es necesario matizar, para ver que la agricultura no es el problema, sino ciertas formas de agricultura, basadas en principios de especialización (monocultivos) que expresan una postura que se podría describir como “bélica” (con agro-tóxicos para eliminar plagas y enfermedades, lo que perjudica la biodiversidad), en vez de una filosofía de co-habitación y apoyo mutuo. De manera contraria, existen también sistemas agrícolas que fomentan la biodiversidad practicando policultivos que no sólo producen alimentos e ingresos familiares, sino también proveen una vasta gama de servicios ecosistémicos.

La cafecultura ha sido identificada como una actividad compatible con el manejo sustentable de la alta biodiversidad (Moguel y Toledo, 1999; Soto-Pinto *et al.*, 2010), siendo activamente promovida en las Áreas Naturales Protegidas (ANPs) de la Sierra Madre de Chiapas, incluida en los polígonos con



pagos por servicios ambientales de CONAFOR y fomentada y apoyada por una vasta gama de ONG ambientalistas locales e internacionales. La cafeticultura bajo sombra, como sistema agroforestal, puede considerarse una actividad agrícola que contribuye a la captura de carbono (Haggar *et al.*, 2015; Valencia *et al.*, 2016).

La roya del café ha generado de forma indirecta una serie de cambios de uso de suelo. Ante las pérdidas por roya, cafetales bajo sombra de variedades “tradicionales” de la región (*Coffea arabica* variedades Typica, Borbón, Márago) han sido abandonados o convertidos a otras actividades agrícolas, desde maizales a pastizales. A la vez, existe una transición en las estructuras del cafetal, de policultivos rústicos (diversas variedades de café bajo la sombra de diferentes especies de árboles endémicos que constituyen diferentes niveles en la estructura de la copa forestal) a monocultivos comerciales (una variedad de café con sombra única, normalmente árboles de la familia *Inga* spp., con menos cobertura de sombra).

Esta transición en la estructura de los cafetales se asocia sobre todo a la promoción de variedades de café resistentes a la roya, seguido de la familia Catimor (que proviene de una hibridación inducida entre *Coffea arabica* y genes resistentes a la roya provenientes de *Coffea canephora* -conocida comúnmente como Robusta-). Éstas variedades expresan una tolerancia a la roya del café, sin embargo, son susceptibles a otras plagas como *Mycena citricolor* (ojo de gallo). Por esto, siendo sembrados a las alturas considerables de los cafetales de la Sierra Madre, las variedades Catimor requieren menos cobertura de sombra para evitar el desarrollo del hongo del ojo de gallo. De esta manera, se documenta en la región una degradación forestal, con cafetales rústicos y policultivos (sistemas agroforestales que, a final de cuentas, generan un nuevo bosque) a sistemas agroforestales más productivos, pero menos diversos, y con menos cobertura de sombra (Schmitt-Harsh *et al.*, 2012).

Es así que la roya del café se puede considerar una causa subyacente de deforestación (cambio de café bajo sombra a maizal o pastizal) y degradación forestal (cambio de sistemas rústicos y policultivos a la producción especializada de Catimor con menos sombra). De esta manera, la causa directa de deforestación no es ni la roya ni la cafeticultura en sí, pero la forma de cafeticultura que se está promoviendo, de corte productivista, inspirada en las ideas de la Revolución Verde, favoreciendo cantidad por encima de calidad, genera un impacto negativo en los acervos de carbono y la biodiversidad.

Conclusiones

A nivel del mercado el escenario futuro del café (el segundo “commodity” en la bolsa de valores después del petróleo), es de una demanda constantemente en aumento, mientras que la oferta se divide entre mucho café de baja calidad (poco amigable con el ambiente y las formas de organización social de la producción) y poco café de alta calidad (con altos precios, pero una limitada distribución de beneficios). Ante la presente coyuntura, las intervenciones desde la política pública y las propuestas desde la iniciativa privada se vuelven particularmente sensibles. En la búsqueda por seguir aportando a la interfaz ciencia-políticas públicas, el Programa Mexicano del Carbono se encuentra en una posición privilegiada para facilitar que la toma de decisiones se realice de manera informada y transparente.

La presente propuesta de investigación se plantea consolidar como un ejemplo de investigación aplicada que busca responder a los problemas nacionales actuales por medio del trabajo científico y la difusión de los conocimientos generados y sistematizados. Reconociendo el valor de conocimientos y experiencias prácticas locales, combinado con el apoyo científico, se espera contribuir con recomendaciones de políticas públicas y de mejores prácticas para hacer frente a la presente crisis socio-ecológica.

Bibliografía

- Boyd, I.L., P.H. Freer-Smith, C.A. Gilligan and H.C.J. Godfray. 2013. The consequence of tree pests and diseases for ecosystem services. *Science* 342(6160) DOI: 10.1126/science.1235773.
- Brown, S. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. General technical report, U.S. pp. 1-24.
- Brown, S. 2010. Bosques y cambio climático y la función de los bosques como sumideros de carbono. http://www.chacaltaya.edu.bo/index.php?option=com_content&view=article&id=86:bosques-y-cambio-climatico-y-la-funcion-de-los-bosques-como-sumideros-de-carbono&catid=49:articulos-cc&Itemid=67 (Consulta: julio, 2012).
- CEIEG. 2012. Regiones socioeconómicas. Compendio de Información Estadística y Geográfica de Chiapas. Gobierno del Estado de Chiapas.
- CONAFOR. 2016. Programa de inversión de la región Istmo-Costa en el estado de Chiapas. Comisión Nacional Forestal, SEMAHN, CONABIO, Origenes, Kibeltik. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Cooperativa Ambio. 2015. El Programa de Inversión en el marco de la Iniciativa de Reducción de Emisiones en la región de la Frailesca en el estado de Chiapas. Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) Proyecto México para la Reducción de Emisiones por deforestación y degradación (M-REDD+), The Nature Conservancy, Rainforest Alliance, Woods Hole Research Center, Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable AC. México. 167 p.
- Covaleda, S., S. Aguilar, A. Ranero, I. Marín y F. Paz. 2014. Diagnóstico sobre determinantes de deforestación en Chiapas. Reporte preparado para la Alianza México-REDD+. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Haggar, J., M. Asigbaase, G. Bonilla, J. Pico y A. Quilo. 2015. Tree diversity on sustainably certified and conventional coffee farms in Central America. *Biodiversity Conservation* 24:1175-1194.
- IPCC. 2003. Orientación sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS). Intergovernmental Panel on Climate Change. Organización Meteorológica Mundial. Génova, Suiza. 633 p.
- Moguel, P. y V.M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13(1):11-21.
- Programa Mexicano del Carbono 2015a. Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario de Carbono+. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Libert-Amico, A., J.C. Wong-González y F. Rojas-García. Texcoco, Estado de México. 66 p.
- Programa Mexicano del Carbono. 2015b. Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario de Biodiversidad. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Libert-Amico, A., J.C. Wong-González y C.D. Sánchez-Sánchez. Texcoco, Estado de México. 77 p.
- Rojo, M.G.E., J.J. Mata y M.A. Velásquez. 2003. Las masas forestales como sumideros de CO₂ ante un cambio climático global. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 9(001):57-67.
- Schmitt-Harsh, M., T. Evans, E. Castellanos y J.C. Randolph. 2012. Carbon stocks in coffee agroforests and mixed dry tropical forests in the western highlands of Guatemala. *Agroforestry Systems* 86:141-157.
- 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.
- Valencia, V., S. Naeem, L. García-Barrios, P. West, E.J. Sterling. 2016. Conservation of tree species in late succession and conservation concern in coffee agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 219:32-41.

4 Ecosistemas Acuáticos

4.1 Balance de carbono en la caleta Xel-Ha, Quintana Roo, México

Valdés-Lozano David S.¹; Real-de León Elizabeth¹ y Granados-Puerto Silvia¹

¹ Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Mérida. km 6 Antigua Carretera a Progreso, CP 97310, Mérida, Yucatán, México.
Autor para correspondencia: dvaldes@mda.cinvestav.mx

Resumen

Con el objetivo de estimar el balance de carbono y nutrientes en la caleta Xel-Ha se realizó un muestreo en este cuerpo de agua ubicado en la costa del mar Caribe de la Península de Yucatán en julio de 2015. Se tomaron muestras en superficie y en el fondo (a 2-3 m de profundidad) en 18 estaciones mediante botella Van Dorn y registros de Sistema Multiparámetro YSI 556 (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH). En las muestras transportadas al Cinvestav Mérida se analizó amonio, nitrito, nitrato, fosfato, silicato, sólidos suspendidos, clorofilas A, B y C, alcalinidad total y carbono inorgánico total. Los resultados mostraron que se da un comportamiento estuarino en esta caleta debido al aporte de agua dulce continental que aflora en manantiales que hay en su interior y que se va mezclando con el agua marina del Caribe que penetra por la boca permanente. Hay una estratificación de aguas superficiales de baja salinidad (15 ± 4) y alta concentración de nutrientes (nitrato: $34\pm 5 \mu\text{M}$) y aguas de fondo de mayor salinidad (26 ± 7). Se midió el flujo en la boca cada hora durante 24 h, estimándose un flujo del agua superficial de $0.60 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ que sale al mar Caribe con un balance neto de $2.39 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ de carbono inorgánico total y $13.8 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$ de nitrato exportados por la caleta. Así mismo se estimó un tiempo de residencia del agua en la caleta de 1.2 d.

Palabras clave: agua subterránea, nutrientes, caliza.

Abstract

Water samples from the Xel-Ha inlet, located in the Caribbean coast of the Yucatán Peninsula, were taken in July 2015 to estimate the amount of carbon and other materials contained in it. They were taken from the surface and the bottom (6-9 ft) of the inlet, in 18 points, with Van Dorn bottles and using parameters of the YSI 556 multiprobe system (water temperature, salinity, dissolved oxygen, pH and Redox potential). The samples brought to Cinvestav Mérida were analyzed for ammonium, nitrate, nitrite, phosphate, silicates, suspended solids, A, B and C chlorophyll, total alkalinity and total inorganic carbon. The results showed estuarine dynamics in the inlet, due to continental fresh water in natural springs present in it, which mixes with seawater coming from the Caribbean Sea, and entering from the mouth. The inlet presents stratification of low-salinity (15 ± 4), nutrient-rich surface waters and higher-salinity (26 ± 7) water at the bottom. The amount of water flowing out of the inlet was measured at the mouth in an hourly basis, within a 24 h period, which resulted in an output of $0.60 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ entering the Caribbean Sea, with a net amount of $2.39 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ of total inorganic carbon, and $13.8 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$ of nitrate flowing out of the inlet. The estimated residence time of the water was 1.2 d.

Key words: groundwater, nutrients, limestone.

Introducción

La caleta Xel-Ha, se encuentra en la costa del Mar Caribe, en la Península de Yucatán, la cual se caracteriza por ser cárstica, una extensa plataforma de carbonato de calcio con gran porosidad, por la que el flujo de agua dulce hacia la costa es subterránea, disolviendo gradualmente la roca caliza y dando lugar a depresiones y fracturas, lo cual se supone originó esta caleta y otras (Back *et al.*, 1979; Back y Hanshaw, 1970; Hanshaw y Back, 1980). Por otro lado, la Península de Yucatán, por su desarrollo no planificado, es escenario de conflictos intersectoriales y problemas ambientales que empiezan a agudizarse y a generar conflictos de diversos tipos, derivados de afectaciones a los sistemas marinos, como la pérdida de cobertura de manglar, capturas pesqueras excesivas, erosión de playas, contaminación costera creciente, mareas rojas, etc.

En la costa de Quintana Roo en general y en particular en la caleta Xel-Ha la calidad del agua y las condiciones ambientales generales, son factores importantes que inciden en su utilización por el hombre a través de actividades como el turismo. Estas actividades tienen el común denominador de modificar el sistema hidrológico rompiendo el equilibrio de los procesos de aporte-acumulación y procesamiento-exportación de nutrientes con cambios en la calidad de agua, la cual se refleja generalmente en forma de un aumento desproporcionado en la producción primaria y condiciones de hipoxia en las zonas costeras someras, originando menor calidad ambiental para un adecuado funcionamiento del ecosistema, conociéndose a este proceso como eutrofización.

Considerando lo anterior, el objetivo de este estudio fue el de obtener una visión actual de las características químicas más importantes de la columna de agua en la caleta Xel-Ha, que establezcan una línea base para determinar los posibles efectos de las actividades turísticas y otras asociadas y estimar las entradas y salidas de los principales materiales acarreados por el flujo de agua dulce que ahí descargan los manantiales, en particular el carbono inorgánico y los nutrientes.

Materiales y métodos

Área de estudio

La caleta Xel-Ha, está ubicada en la costa del Mar Caribe, en la Península de Yucatán, en el estado mexicano de Quintana Roo, latitud 20.314° N, longitud 87.355° W. Es somera, con profundidades entre 2 y 3 m. Según estimaciones de Back *et al.* (1979) su superficie es de 0.3 km². Tiene varios brazos que se internan hacia tierra, siendo el más extenso el sur, con 0.7 km de longitud. El clima de la zona es de acuerdo a García (2004) Aw₂, cálido sub-húmedo con lluvias en verano.

El área está concesionada a la empresa Xcaret para usarse como parque acuático recreativo y recibe cientos de turistas diariamente. Esta caleta es además un importante sitio de protección y reproducción de la especie *Strombus gigas*, molusco muy apreciado por los pescadores (Peel *et al.*, 2010).

Muestreo de agua y toma de registros

El muestreo de la caleta se realizó en julio de 2015. Se seleccionaron 18 puntos distribuidos desde la boca que comunica con el Mar Caribe hasta el interior de cada uno de los brazos, norte oeste y sur, basándose en las posibles entradas de agua dulce continental y fuentes de nutrientes por las actividades del parque Xel-Ha. La Figura 1 muestra los sitios de muestreo.

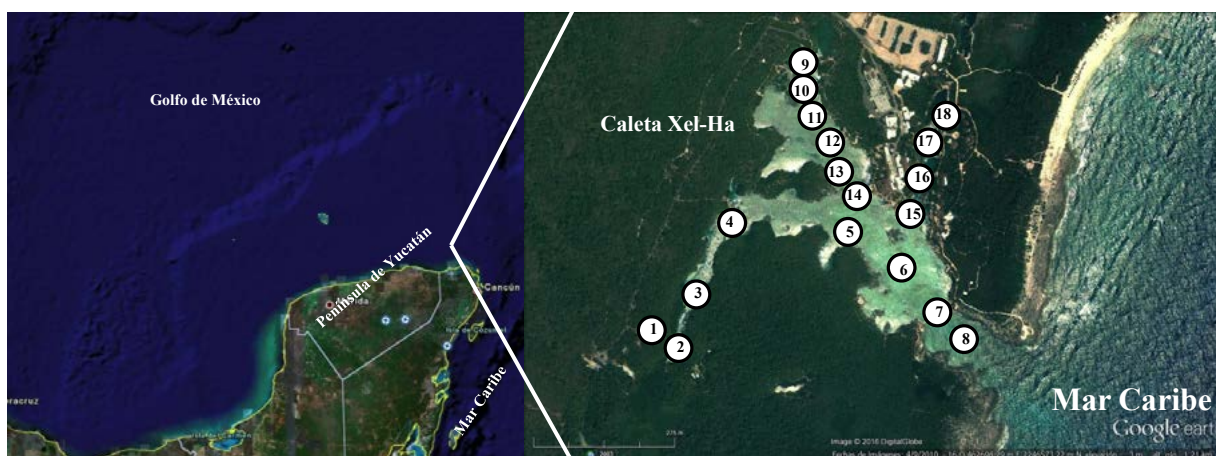


Figura 1. Mapa de las estaciones de muestreo en la caleta Xel-Ha.

Se tomaron muestras de agua en superficie y en el fondo mediante botella Van Dorn, las cuales se filtraron inmediatamente con filtros de microfibra de vidrio GF/C para la cuantificación de sólidos suspendidos y clorofilas A, B y C. Mediante un equipo portátil de Sistema Multiparámetro YSI 556 se registraron temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, saturación de oxígeno y pH en cada estación en superficie y fondo. La calibración de pH se realizó con solución buffer de fosfatos con precisión de 0.03 unidades (Strickland y Parsons, 1972).

En las muestras transportadas al Cinvestav Mérida se analizaron amonio, nitrito, nitrato, fosfatos y silicatos mediante las técnicas colorimétricas descritas por Strickland y Parsons (1972) y por Parsons *et al.* (1984). Los sólidos suspendidos se cuantificaron gravimétricamente y las clorofilas A, B y C se estimaron extrayendo con acetona los filtros GF/C y leyendo absorbancia en espectrofotómetro (Stirling, 1985).

Se determinó la concentración de calcio y magnesio mediante titulación con EDTA (A.P.H.A. *et al.*, 1985). La alcalinidad total fue estimada con el método de adición de exceso de ácido y lectura de pH final (calibrando con agua de mar de referencia, material certificado proporcionado por la RSMAS de la Universidad de Miami y obteniendo precisión de 0.03 mM) y el carbono inorgánico total con el pH inicial y la alcalinidad (Strickland y Parsons, 1972).

Con la alcalinidad, pH, salinidad, temperatura, presión y las ecuaciones de Lewis y Wallace (1998), se estimaron las variables del sistema CO₂-Carbonatos (concentración de CO₂, bicarbonato y carbonato, usando la aplicación CO₂Sys), así como el grado de saturación de calcita y aragonita con las constantes de solubilidad y la concentración de calcio respectiva (Mucci, 1983).

En la boca de la caleta, que la comunica con el Mar Caribe, se realizó un muestreo circadiano de agua superficial obteniendo 25 muestras (una a cada hora) a las que se les hicieron las mismas determinaciones que a las muestras de la caleta. Igualmente se midió con un instrumento multiparámetro YSI 556 temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH.

Con cada toma de muestra se hizo una estimación de la corriente en el centro de la boca de 67 m de ancho usando el método de liberar un flotador y tomar el tiempo en el que recorre una distancia (Rump y Krist, 1992). En este sitio existe un puente flotante que facilitó el muestreo.

Resultados y discusión

Caleta

El estudio se realizó en verano por lo que la temperatura fue alta en términos generales, su promedio en superficie fue 27.44 ± 0.81 y en fondo 28.47 ± 1.19 °C, estratificación provocada por la mayor salinidad de fondo.

La caleta Xel-Ha tiene un típico comportamiento estuarino debido a la presencia de una amplia boca que la comunica con el mar y por otro lado la entrada de agua dulce continental, como ya se ha publicado (Back *et al.*, 1979). En este estudio el gradiente de salinidad encontrado fue alto, mínima en su parte interna de 7.99 y máxima 36.66 cerca de la boca. La media superficial fue 15.73 ± 4.59 y el promedio de fondo 26.35 ± 7.74 . La Figura 2 muestra como fue esta variación en el transecto de las estaciones 1 a la 8 (de la parte interna conocida como "río" hasta la boca).

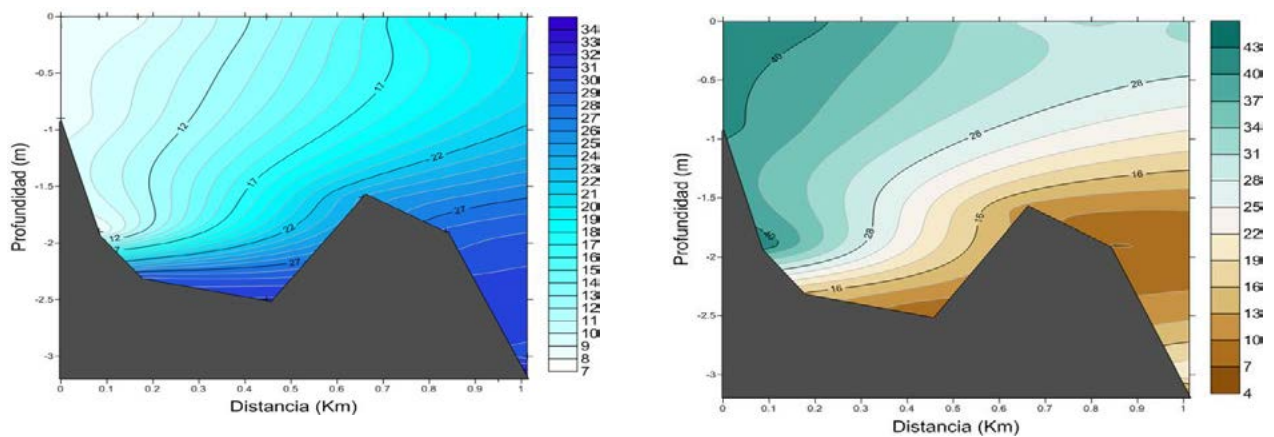


Figura 2. Salinidad y concentración de nitrato (μM) en la caleta Xel-Ha desde la parte interna (río, lado izquierdo) hasta la boca (derecha de cada gráfica) en julio de 2015.

El oxígeno disuelto presentó gradiente horizontal y estratificación vertical debido a que el agua dulce continental tiene bajos niveles de este gas y que además se produce en zonas aisladas de la caleta con florecimientos de fitoplancton. El promedio de las concentraciones en superficie fue 5.49 ± 2.85 y en fondo 5.61 ± 1.88 mg L^{-1} , con mínimo de 1.87 y máximo de 13.8 mg L^{-1} . La saturación del oxígeno tuvo una media en superficie de 77.4 ± 42.6 y en fondo de $80.1 \pm 36.2\%$.

El pH tuvo un promedio en superficie de 6.62 ± 0.14 y en fondo de 7.04 ± 0.44 con mínimo y máximo de 6.41 y 8.22. Estas variaciones tan grandes, fueron provocadas por la descarga de agua dulce subterránea en el interior de la caleta, agua rica en dióxido de carbono y por lo tanto con pH bajo (Alcocer *et al.*, 1998), mientras que el agua marina tiene pH elevado arriba de 8.

El amonio total estuvo en muy baja concentración, su promedio en superficie fue 0.68 ± 0.28 y en fondo 0.89 ± 0.30 μM . También el nitrito presentó bajas concentraciones, su media en superficie fue de 0.28 ± 0.09 y en fondo de 0.30 ± 0.14 μM . Las bajas concentraciones de amonio total y nitrito indican que dentro de la caleta los procesos anaeróbicos de descomposición de nitrógeno orgánico son mínimos, procesos como amonificación y desnitrificación (Libes, 2009).

El nitrato estuvo en altas concentraciones y con un fuerte gradiente subiendo hacia el interior de la caleta (Figuras 2 y 3), fluctuó entre 5.27 y 42.2 μM , en superficie la media de este nutriente fue 33.8 ± 5.25 y en fondo 17.4 ± 11.5 μM . Este gradiente horizontal y vertical dentro de la caleta es una consecuencia de la entrada de agua dulce subterránea rica en nitrato (Alcocer *et al.*, 1998; Valdés y Real, 1998) y su mezcla gradual con el agua marina que entra por la bocana y que tiene baja concentración de este nutriente.

Los fosfatos estuvieron en bajas concentraciones y con un ligero gradiente subiendo hacia las estaciones 16, 17 y 18 de la caleta, fluctuaron entre 0.15 y 0.93 μM , en superficie la media de este nutriente fue 0.54 ± 0.15 y en fondo 0.57 ± 0.15 μM . En los puntos con mayores concentraciones se encuentran los delfinarios, por lo que la mineralización de la materia orgánica desechada por estos animales podría ser la fuente de los fosfatos (Libes, 2009).

Los silicatos estuvieron en altas concentraciones y con un fuerte gradiente subiendo hacia el interior de la caleta (Figura 3), fluctuaron entre 12.8 y 74.7 μM , en superficie la media de este nutriente fue 56.3 ± 11.4 y en fondo 28.6 ± 17.2 μM . Al igual que el nitrato su gradiente horizontal y vertical, es una consecuencia de la entrada de agua dulce subterránea rica en silicato (Valdés y Real, 1998) y su mezcla gradual con el agua marina que entra por la bocana y que tiene baja concentración de este nutriente.

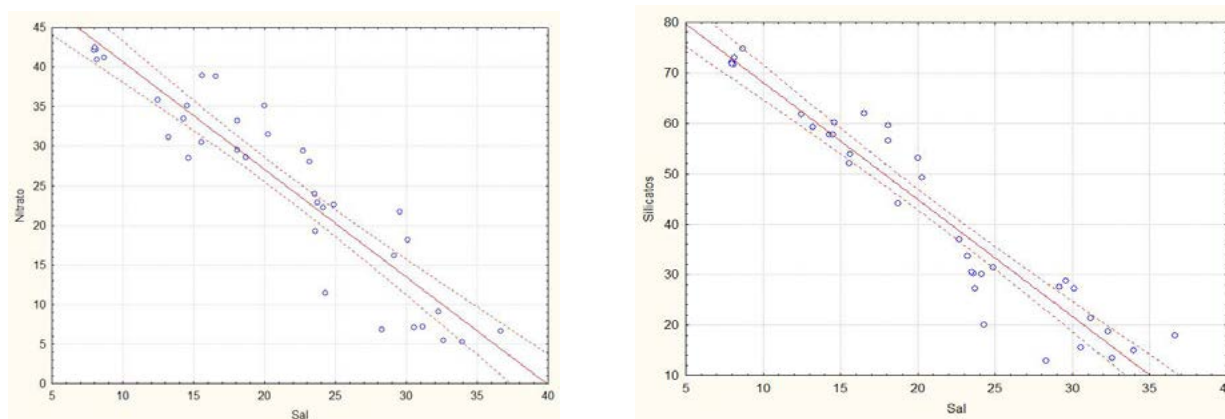


Figura 3. Concentración de nitrato (μM) vs. salinidad y concentración de silicatos (μM) vs. salinidad en la caleta Xel-Ha en julio de 2015.

Los sólidos suspendidos totales estuvieron en concentraciones variables, fluctuaron entre 0.6 y 38.2 mg L^{-1} , en superficie la media fue 8.92 ± 8.36 y en fondo 8.11 ± 9.89 mg L^{-1} . La fracción orgánica de este parámetro tuvo un valor promedio en superficie de 3.61 ± 4.39 y en fondo 2.52 ± 2.26 mg L^{-1} , mientras que la fracción inorgánica tuvo un valor medio en superficie de 5.31 ± 4.89 y en fondo de 5.59 ± 7.75 mg L^{-1} .

Las concentraciones de los pigmentos fotosintéticos, clorofilas A, B y C tuvieron un amplio rango, desde un mínimo de 0 (no detectable) en el caso de la clorofila B, hasta un máximo de la clorofila A en superficie de 32.3 mg m^{-3} . La clorofila A tuvo un valor medio en superficie de 6.98 ± 12.1 y en fondo de 0.74 ± 0.36 mg m^{-3} , la clorofila B tuvo un valor promedio en superficie de 0.61 ± 0.42 y en fondo de 0.40 ± 0.19 mg m^{-3} y la clorofila C presentó un valor medio en superficie de 10.0 ± 7.15 y en fondo de 6.17 ± 0.64 mg m^{-3} . Esta última fue la que presentó mayores niveles, lo cual indicó predominio de algas rojas, pardas y dinoflagelados (Speer, 1997). Solo en el extremo norte de la caleta se presentaron altos niveles de pigmentos, lo cual indica que esas zonas tienen poco intercambio de agua y entradas de nutrientes.

La alcalinidad total estuvo en altos niveles y con gradiente subiendo hacia el interior de la caleta, fluctuó entre 2.86 y 6.33 mmol L^{-1} , en superficie la media de este parámetro fue 5.31 ± 0.57 y en fondo 3.80 ± 0.93 mmol L^{-1} . Así mismo el carbono inorgánico total estuvo en altos niveles y subiendo hacia el interior de la caleta, fluctuó entre 2.87 y 11.1 mmol L^{-1} , en superficie la media de este parámetro fue 7.95 ± 1.52 y en fondo 5.04 ± 2.40 mmol L^{-1} . Al igual que el nitrato y los silicatos, alcalinidad y bióxido de carbono total presentaron un fuerte gradiente horizontal y vertical, que es una consecuencia de la entrada de agua dulce subterránea rica en iones bicarbonato, además de ácido carbónico (Alcocer *et al.*, 1998; Pérez *et al.*, 2011; Stumm y Morgan, 1995) y su mezcla gradual con el agua marina que entra por

la bocana y que tiene menores concentraciones de esas especies químicas de carbono inorgánico (Figura 4).

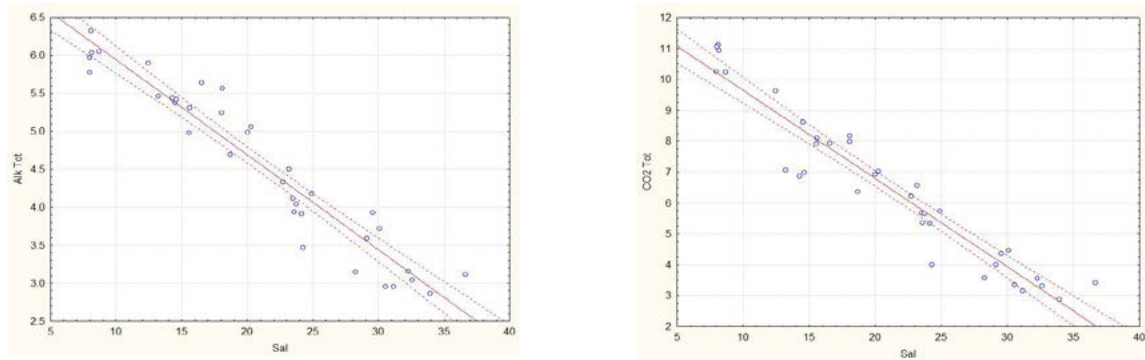


Figura 4. Alcalinidad total (mmol L^{-1}) vs. salinidad y concentración de carbono inorgánico total (mM) vs. salinidad en la caleta Xel-Ha en julio de 2015.

La concentración de bióxido de carbono, fue otro de los parámetros del sistema CO_2 -carbonatos estimados con las ecuaciones de Lewis y Wallace (1998). Los valores presentaron un claro gradiente con mínimos en la zona de influencia marina (0.1 mM en la bocana) y máximos (5.1 mM) en las estaciones 1 y 2 donde están las descargas de agua subterránea que provienen de continente. El valor promedio fue de 1.9 ± 1.4 mM.

Las concentraciones de calcio y magnesio en la caleta fueron muy variables. Para el primero el valor medio fue de 7.16 ± 1.48 con mínimo y máximo de 4.91 y 9.46 mM. En el caso del magnesio su concentración media fue 35.51 ± 13.57 con mínimo de 14.55 y máximo de 56.22 mM. Para ambos las menores concentraciones se presentaron en las muestras 1 y 2 correspondientes al brazo sur (río) donde descarga agua dulce subterránea y las mayores en la bocana (estación 7). Aun así al analizar la relación calcio:salinidad se notó el gran aporte de calcio del agua subterránea ya que esta relación fue máxima en las estaciones 1 y 2 ($625 \mu\text{M/PSU}$), siendo más del doble que la que se presenta en agua marina ($294 \mu\text{M/PSU}$). Pérez *et al.* (2011) encontraron en cenotes de esta zona concentraciones de calcio de entre 2 y 3 mM, menores a las observadas en el agua que aflora en Xel-Ha, lo cual es indicio de se presentan condiciones muy particulares en el manto freático como pudiera ser una alta presión parcial de CO_2 lo cual solubiliza los carbonatos de calcio y magnesio.

La estimación del grado de saturación de calcita y aragonita con base a las concentraciones de calcio y carbonato, usando las constantes de solubilidad de estos minerales a cada una de las temperaturas y salinidades medidas, arrojó información importante sobre la capacidad de disolución del agua subterránea. Para calcita, el grado de saturación en la caleta fue de 0.39 ± 0.25 y para la aragonita de 0.25 ± 0.17 . Todas las muestras, con excepción de la 7-fondo, presentaron instauración (valores menores de 1) con respecto a ambos minerales de carbonato de calcio. Como se puede apreciar en la Figura 5, se dio un gradiente con mínimos en las estaciones 1 y 2 (río del brazo norte) y máximos en la boca de la caleta, con correlación significativa con salinidad, pH e ion carbonato. En el medio marino las aguas superficiales presentan alta sobresaturación tanto de calcita como aragonita (Libes, 2009) mientras que en ríos estos valores son cercanos a 1. Back (1963) encontró en las aguas subterráneas de Florida niveles por debajo de 0.5 del grado de saturación de la calcita, lo cual permite que esta agua disuelva la roca caliza a lo largo del tiempo.

En las aguas subterráneas que afloran en Xel-Ha la concentración del bióxido de carbono llegó a niveles de 5 mM, muy alta comparada con el valor de equilibrio del agua de mar que es de 0.3 mM (Stumm y Morgan, 1995). La oxidación de materia orgánica (vegetación terrestre) es probablemente la

principal fuente de este CO_2 que al convertirse en ácido carbónico provoca la disminución del pH y disolución del carbonato de calcio.

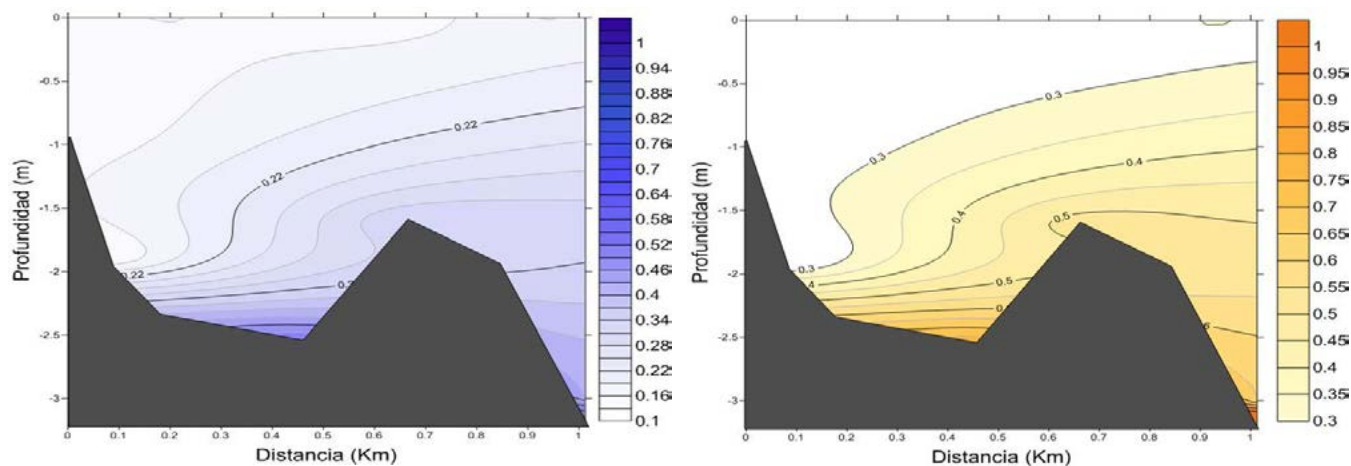


Figura 5. Grado de saturación de aragonita (izquierda) y calcita (derecha) en la caleta Xel-Ha desde la parte interna (río, lado izquierdo) hasta la boca (derecha de la gráfica) en julio de 2015.

Ciclo circadiano en la boca

Se midió la velocidad en la boca en superficie, cada hora durante 24 h, siempre fueron hacia el mar sin importar el estado de la marea, lo que indicó lo importante que es la descarga de agua dulce continental en la caleta Xel-Ha. Con las velocidades y el área transversal se estimó el flujo del agua superficial que en su total fue de $0.60 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ que salió al Mar Caribe. Estudios anteriores en esta zona por Hanshaw y Back (1980) indicaron flujos de agua del manto freático hacia el mar de $8.6 \times 10^6 \text{ m}^3$ al año por cada km de litoral, lo cual equivale a $23.6 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ km}^{-1}$. Los resultados de este estudio indicaron que la caleta Xel-Ha es un punto de la costa que concentra una importante fracción del agua dulce proveniente de la lluvia y que fluye por el subsuelo en la región oriental de la Península de Yucatán.

Con las concentraciones medidas cada hora en la boca se estimaron los flujos de los diferentes materiales disueltos y suspendidos en el agua superficial. La cantidad de sal que salió fue $9.65 \times 10^9 \text{ g d}^{-1}$, esta sal estuvo entrando en la boca por la capa de fondo, las salinidades promedio en la boca fueron: superficie 16.0, fondo 29.3. En el caso del oxígeno fueron $2.36 \times 10^6 \text{ g d}^{-1}$, sus concentraciones en la boca fueron: superficie 3.94, fondo 4.49 mg L^{-1} , con niveles de saturación de oxígeno en superficie: 55.7 y en fondo 70.4%. El pH promedio en superficie fue 7.40 y en fondo 8.14.

En varias lagunas costeras de la Península de Yucatán se han encontrado importantes flujos de nutrientes y carbono orgánico hacia el mar (Valdés-Lozano *et al.*, 2015), con la diferencia de que son movidos por la marea. En este estudio, para los nutrientes, la estimación del amonio total que salió por superficie fue 354 mol d^{-1} , en el caso de nitrito 169 mol d^{-1} , nitrato tuvo un flujo alto de $15.3 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$, fosfatos 296 mol d^{-1} , silicatos $29.5 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$. Los sólidos suspendidos totales, orgánicos e inorgánicos tuvieron un flujo estimado de 2.77, 1.06 y $1.72 \times 10^6 \text{ g d}^{-1}$ respectivamente. Para los pigmentos clorofila A, B y C los flujos estimados fueron 540, 276 y 3740 g d^{-1} .

Con el balance de sal en la caleta Xel-Ha (salinidades y flujos medidos) se estimó la cantidad de agua que llega del continente obteniéndose un flujo de $0.30 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ que se mezclan con agua de mar en la caleta. Por diferencia con el agua de la caleta que sale al mar, el flujo del agua marina que entra a ella fue $0.30 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Así mismo se estimó un tiempo de residencia del agua en la caleta de 1.2 d, basándose en la cantidad (volumen de la caleta) y el flujo de salida.

Para la alcalinidad total y el carbono inorgánico total las estimaciones indicaron que salieron (a través de la boca por superficie), $2.98 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ y $3.25 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ respectivamente, para el calcio $4.03 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ y para el magnesio $18.0 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$.

Se realizó el balance en la boca de Xel-Ha, entre los flujos de materiales que salieron (por superficie) y los que entraron (flujo en el fondo de la boca) para estimar los flujos netos. Todos los balances fueron negativos indicando que la caleta es una fuente para el mar de esos materiales. Así, al salir el agua de la caleta hacia el mar acarrea $0.5 \times 10^6 \text{ g d}^{-1}$ de oxígeno disuelto, 0.5 mol d^{-1} de amonio total, 172 mol d^{-1} de fosfatos, 116 mol d^{-1} de nitrito, $13.8 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$ de nitrato, $25.1 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$ de silicatos, 0.31 Ton d^{-1} de sólidos suspendidos totales, 0.28 Ton d^{-1} de sólidos suspendidos orgánicos, 0.04 Ton d^{-1} de sólidos suspendidos inorgánicos, 394 g d^{-1} de clorofila “a”, 164 g d^{-1} de clorofila “b”, 1928 g d^{-1} de clorofila “c”, $2.12 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ de alcalinidad total, $2.39 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ de carbono inorgánico total, $1.19 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ de calcio y $1.19 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ de magnesio que salen disueltos hacia el Mar Caribe.

Estos resultados muestran la alta capacidad de disolución del agua del manto freático y que aflora en la caleta, sobre el carbonato de calcio, principal constituyente de la Península de Yucatán. Esto se confirmó con el cálculo del grado de saturación de calcita y aragonita mediante las ecuaciones de (Mucci, 1983) en las muestras de agua de la caleta Xel-Ha, que arrojaron valores medios de 0.39 ± 0.25 y 0.25 ± 0.17 respectivamente. Estudios previos (Hanshaw y Back, 1980) estimaron que en esta zona la disolución de calcita es del orden de $8.6 \times 10^6 \text{ mol y}^{-1}$ por cada kilómetro de costa, que aunque es difícil de comparar con los flujos medidos en este estudio, confirma la gran capacidad de disolución de la caliza que tienen las aguas subterráneas.

Conclusiones

En la caleta Xel-Ha se presenta la descarga de agua dulce continental y la entrada de una cuña salina desde la boca que comunica con el Mar Caribe. El efecto que la salinidad tiene en la densidad provoca la estratificación de agua superficial de menor salinidad, con importante proporción del agua continental y por ende alta concentración de nitrato, silicatos, alcalinidad total y bióxido de carbono total además de pH menor. Por otro lado, el agua de fondo de la caleta es rica en agua marina con bajos niveles de nitrato, silicatos, alcalinidad y carbono inorgánico total, mientras que su salinidad y pH es mayor.

El grado de saturación de calcita y aragonita en la caleta fue de 0.39 ± 0.25 y de 0.25 ± 0.17 respectivamente, con excepción de una muestra, todas estuvieron insaturadas. En las aguas subterráneas que afloran en Xel-Ha la concentración del carbono inorgánico total llegó a niveles muy altos de hasta 5 mM.

El flujo del agua superficial que salió al Mar Caribe a través de la boca de la caleta fue de $0.60 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. El nitrato tuvo un flujo alto de $15.3 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$, los silicatos de $29.5 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$, y para la alcalinidad total y el carbono inorgánico total las estimaciones indicaron que salieron $2.98 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$ y $3.25 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$ respectivamente. Para el calcio, salieron por la superficie de la boca $4.03 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$ y para el magnesio $18.0 \times 10^6 \text{ mol d}^{-1}$.

El flujo de agua que llega del continente a la caleta fue de $0.3 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ y el del agua marina que entra a ella fue $0.3 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Se estimó un tiempo de residencia del agua en la caleta de 1.2 d. Se realizó el balance en la boca de Xel-Ha, entre los flujos de materiales que salieron (por superficie) y los que entraron (flujo en el fondo de la boca) para estimar los flujos netos. Todos los balances fueron negativos indicando que la caleta es una fuente para el mar de esos materiales. La salida neta del oxígeno disuelto fue de $0.5 \times 10^6 \text{ g d}^{-1}$, para amonio total 0.5 mol d^{-1} , para los fosfatos 172 mol d^{-1} , para nitrito 116 mol d^{-1} , para nitrato $13.8 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$, para silicatos $25.1 \times 10^3 \text{ mol d}^{-1}$, para los sólidos suspendidos totales $0.31 \times 10^6 \text{ g d}^{-1}$, para los sólidos suspendidos orgánicos $0.28 \times 10^6 \text{ g d}^{-1}$, para los sólidos suspendidos inorgánicos $0.04 \times 10^6 \text{ g d}^{-1}$, para clorofila “A” 394 g d^{-1} , para clorofila “B” 164 g d^{-1} .

d^{-1} , para clorofila "C" $1928 g d^{-1}$, para alcalinidad total $2.12 \times 10^6 mol d^{-1}$, para carbono inorgánico total $2.39 \times 10^6 mol d^{-1}$, para calcio $1.19 \times 10^6 mol d^{-1}$ y para magnesio $1.19 \times 10^6 mol d^{-1}$ que salen hacia el Mar Caribe.

Bibliografía

- Alcocer, J., A. Lugo, L.E. Marín and E. Escobar. 1998. Hydrochemistry of waters from five cenotes and evaluation of their suitability for drinking-water supplies, northeastern Yucatan, Mexico. *Hydrogeology Journal* 6:293-301.
- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. 1985. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 16th Edition, Washington, USA. 1268 p.
- Back, W. 1963. Preliminary results of a study of calcium carbonate saturation of ground water in central Florida, International Association of Scientific Hydrology. *Bulletin* 8:43-51 DOI: 10.1080/02626666309493336.
- Back, W., and B.B. Hanshaw. 1970. Comparison of chemical hydrogeology of the carbonate peninsulas of Florida and Yucatan. *Journal of Hydrology* 10:330-368.
- Back, W., B.B. Hanshaw, T. Pyle, L.N. Plummer and A.E. Weidie. 1979. Geochemical significance of ground-water discharge and carbonate solution to the formation of caleta Xel Ha, Quintana Roo, Mexico. *Water Resources Research* 15:1521-1535.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Quinta edición: corregida y aumentada, DR© Instituto de Geografía-UNAM. ISBN-UNAM: Serie Libros (Obra General) 968-36-7398-8. ISBN 970-32-1010-4. 90 p.
- Hanshaw, B.B. and W. Back. 1980. Chemical mass-wasting of the northern Yucatan Peninsula by groundwater dissolution. *Geology* 8:222-224 DOI 10.1130/0091-7613(1980).
- Libes, S. 2009. *Introduction to Marine Biogeochemistry*. Academic Press. San Diego, California. 909 p.
- Lewis, E. and D.W.R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations. file:///C:/CDIACCO2sys/co2rprt.html. ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.
- Mucci, A. 1983. The solubility of calcite and aragonite in seawater at various salinities, temperatures, and one atmosphere total pressure. *American Journal of Science* 283:780-799.
- Parsons, T.R., Y. Maita and C.M. Lalli. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press. England. 173 p.
- Peel, J.R., R. Sáenz, E. May, J. Montero y D. Aldana-Aranda. 2010. Importancia de una área natural protegida en el Caribe Mexicano en la conservación y manejo de una especie amenazada, el Caracol Rosa, *Strombus gigas*. Proceedings of the 63rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute November 1-5, San Juan, Puerto Rico.
- Pérez, L., R. Bugja, J. Lorenschat, M. Brenner, J. Curtis, P. Hoelzmann, G. Islebe, B. Scharf and A. Schwalb. 2011. Aquatic ecosystems of the Yucatan Peninsula (Mexico), Belize, and Guatemala. *Hydrobiologia* 661:407-433 DOI 10.1007/s10750-010-0552-9.
- Rump, H.H. and H. Krist. 1992. *Laboratory manual for the examination of water, waste water, and soil*. Weinheim; New York: VCH 2nd ed. 190 p.
- Speer, B.R. 1997. Photosynthetic Pigments. In Glossary. <http://www.ucmp.berkeley.edu/glossary/gloss3/pigments.html>.
- Stirling, H.P. 1985. *Chemical and Biological Methods of Water Analysis for Aquaculturalists*. Institute of Aquaculture. University of Stirling. Stirling FK94LA Scotland. 118 p.
- Strickland, J.D.H. and T.R. Parsons. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada. *Bulletin* 167, 2nd Edition. 310 p.
- Stumm, W. and J.J. Morgan. 1995. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd Edition. Wiley, J. & Sons, Inc., New York. 1022 p.
- Valdés, D.S. and E. Real. 1998. Variations and relationships of salinity, nutrients and suspended solids in Chelem coastal lagoon at Yucatan, Mexico. *Indian Journal of Marine Science* 27:149-156.
- Valdés-Lozano, D.S., E. Real y S. Granados. 2015. Lagunas costeras de la Península de Yucatán: fuente o sumidero de carbono, nitrógeno y fósforo. *En: Paz-Pellat Fernando y J. Wong (Eds.). VI Simposio Internacional del Carbono en México*. Villahermosa, Tabasco, México.

4.2 Factores que influyen en la variabilidad de la $p\text{CO}_2$ del océano frente a Baja California

Coronado-Álvarez Lourdes¹; Lara-Lara Rubén¹ y Álvarez-Borrego Saúl¹

¹Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE). Carretera Ensenada-Tijuana No 3918, Zona Playitas CP 22860, Ensenada, Baja California.

Autor para correspondencia: lcorona@cicese.edu.mx; coronadolu@yahoo.com.mx

Resumen

La presión parcial del bióxido de carbono en la superficie del océano ($p\text{CO}_{2w}$) varía sustancialmente con el tiempo, en periodos desde horas hasta interanuales, impulsada por forzantes físicos y biológicos. En la presente investigación se analizó una serie de tiempo de la $p\text{CO}_{2w}$ desde agosto 2008 hasta agosto 2015; los datos fueron tomados mediante una boya oceanográfica equipada con sensores. El objetivo fue determinar los factores que causan la variabilidad de la $p\text{CO}_{2w}$ a través del tiempo en un mismo punto geográfico, para poder comprender un poco más acerca de la dinámica de este gas en la interfase océano-atmósfera. Los resultados mostraron diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre años (2011 fue diferente al resto) y entre ciertos periodos de surgencia. El 2011 fue el único año que en ambos casos fue distinto con respecto a los demás; el 2012 también fue distinto al resto durante surgencias), los demás años, en ambos análisis, al menos en un caso no mostraron diferencias con respecto a otro año. El valor mínimo de $p\text{CO}_{2w}$ fue de 131.50 μatm en 2010, el resto de los años tuvieron un mínimo entre 200 y 300 μatm . Mientras que el valor máximo se tuvo en 2011 con 1325.90 μatm , seguido de 2015 con 1058.65 μatm . Los años restantes variaron entre ~ 450 a ~ 800 μatm . Se consideró que la intensidad y duración de los eventos de surgencia variaron a través del tiempo y fue uno de los factores que afectaron la variabilidad de la $p\text{CO}_{2w}$. Además, la velocidad y el sentido de otros procesos como la desgasificación y la fotosíntesis afectaron la variabilidad de la $p\text{CO}_{2w}$. La desgasificación es rápida (en horas) y tiene lugar cuando el agua subsuperficial llega a superficie con valores altos de $p\text{CO}_{2w}$, mientras que la fotosíntesis disminuye en menor medida la $p\text{CO}_{2w}$. A escala interanual, la $p\text{CO}_{2w}$ varió en función de los eventos EN y LN.

Palabras clave: dinámica $p\text{CO}_{2w}$, surgencia, interfase océano-atmósfera.

Abstract

The partial pressure of carbon dioxide in the ocean surface ($p\text{CO}_{2w}$) varies substantially over time, in periods from hours to years, driven by physical and biological forcing. In this study we analyzed a time series of $p\text{CO}_{2w}$ since August 2008 to August 2015; the data were taken from an oceanographic buoy equipped with sensors. The objective was to determine the factors that cause $p\text{CO}_{2w}$ variability over time in the same geographical point, to understand more about the dynamics of this gas in the atmosphere-ocean interface. The results showed statistically significant differences ($p < 0.05$) between years (2011 was different from the rest) and upwelling events. 2011 was the only year that in both cases was different with respect to the others; 2012 was also different from the rest of the years during upwelling, the other years, in both analyzes, at least in one case showed no differences from another year. The minimum value of $p\text{CO}_{2w}$ was 131.50 μatm in 2010, the remaining years had a minimum between 200 and 300 μatm , while the maximum value was in 2011 with 1325.90 μatm followed by 1058.65 μatm in 2015. The remaining years ranged from ~ 450 to ~ 800 μatm . We concluded that the intensity and duration of the upwelling events varied over time and was one of the factors that affected the $p\text{CO}_{2w}$ variability. Also, the speed and direction of other processes such as photosynthesis and

degassing affected $p\text{CO}_{2\text{W}}$ variability. Degassing is rapid (in hours) and occurs when the subsurface water reaches the surface with high values of $p\text{CO}_{2\text{W}}$, while photosynthesis decreases the $p\text{CO}_{2\text{W}}$ to a lesser extent. At interannual scale, $p\text{CO}_{2\text{W}}$ varied as a function of ENSO conditions.

Key words: dynamic $p\text{CO}_{2\text{W}}$, upwelling, ocean-atmosphere interface.

Introducción

El océano mundial, así como sus interacciones con la atmósfera y el clima, están pasando por una transición rápida y dramática que responde a múltiples agentes forzantes en escalas de tiempo de días a décadas. La magnitud del flujo de bióxido de carbono océano-atmósfera (FCO_2) y su variabilidad en dichas escalas sigue siendo una tarea central en los estudios globales del carbono y el clima (Evans *et al.*, 2011).

Si bien las estimaciones en la zona costera han mejorado enormemente en los últimos años, la variabilidad espacial del FCO_2 en algunas regiones costeras complica la cuantificación de su variabilidad temporal. Las regiones costeras, incluyendo los sistemas de surgencias costeras, son áreas de gran variabilidad que se ven afectadas por diversos agentes forzantes que añaden incertidumbre en el balance del carbono (Friederich *et al.*, 2002; Cai *et al.*, 2006; Leinweber *et al.*, 2009; Evans *et al.*, 2011).

La presión parcial del bióxido de carbono en la superficie del océano ($p\text{CO}_{2\text{W}}$) varía sustancialmente con el tiempo, en periodos desde horas hasta interanuales, impulsada por forzantes físicos y biológicos, como la mezcla por viento, las olas, los fenómenos asociados a las mareas, la advección, el desplazamiento vertical de la termoclina, la actividad biológica, el intercambio gaseoso con la atmósfera y los eventos El Niño/La Niña, los cuales se conjuntan (DeGrandpe *et al.*, 1998). Además de otros procesos de mesoescala (Turi *et al.*, 2014) y de sub-mesoescala (Klein y Lapeyre, 2009) como remolinos y meandros. La heterogeneidad extrema de la fisiografía (puntas, cabos, islas) y la batimetría, en combinación con la naturaleza dinámica de la región costera afectan fuertemente la variabilidad de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ y por ende la estimación del FCO_2 .

En la zona costera del Sistema del Corriente de California (SCC) (Figura 1) la prevalencia de la variabilidad de remolinos, meandros, frentes y otros fenómenos de mesoescala y sub-mesoescala conducen a un mosaico complejo espacio-temporal de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ y del FCO_2 , que requieren un esfuerzo sustancial de mediciones para determinar la naturaleza de fuente o sumidero de esta región de forma fiable (Turi *et al.*, 2014). De acuerdo a estos autores, no es posible catalogar todo el SCC costero como fuente o sumidero de CO_2 a partir de estudios aislados que no contemplan toda la gama de regiones costeras tan heterogéneas que lo conforman. Por lo cual es menester el contribuir al conocimiento de cada una de las subregiones costeras.

Asimismo, incorporar el análisis estadístico *ad-hoc* a los datos que se tienen es fundamental para interpretar los resultados con mayor certidumbre. Es por ello que el objetivo del presente trabajo es conocer los factores que afectan la variabilidad de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ y determinar las diferencias estadísticas a través del tiempo mediante un ANOVA.

Materiales y métodos

La serie de tiempo de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ se obtuvo de la boya-FLUCAR del Observatorio de Monitoreo Costero Estación Ensenada (Figura 1). El periodo comprendido fue de agosto 2008 a agosto 2015.

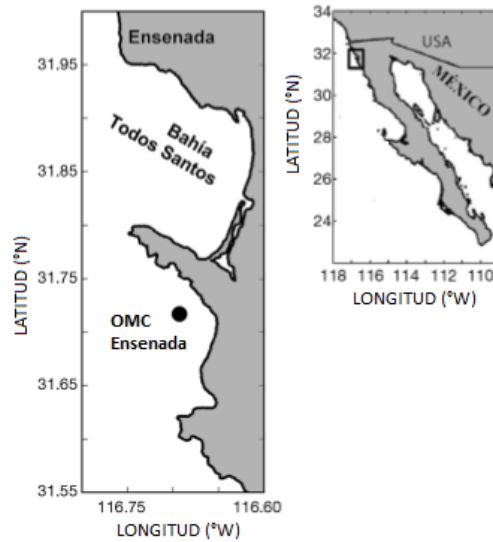


Figura 1. Ubicación de la Boya FLUCAR, estación Ensenada.

Se consideró que hubo eventos de surgencia cuando la temperatura superficial del mar (TSM) fue menor a 14 °C en la localidad de la boya. Generalmente las surgencias fueron entre marzo y agosto de cada año y algunos casos desde febrero (2009 y 2011); sin embargo, en 2011 y 2013 se reportaron valores altos de pCO_{2W} en septiembre y octubre, que fueron incluidos en los resultados a pesar de no cumplir con la condición de surgencia. Es preciso mencionar que se consideró que el mar se encontraba en equilibrio con la atmósfera cuando el valor de la pCO_{2W} fue de 400 µatm.

Por otro lado se obtuvo en línea (<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/>) el Índice Multivariado del El Niño Oscilación del Sur (MEI, por sus siglas en inglés) (Cuadro 1). Esto con la finalidad de conocer los periodos cuando se presentaron los fenómenos de El Niño (EN) y La Niña (LN) durante el periodo que comprende esta investigación.

Cuadro 1. Índice MEI. Los valores indican la desviación estándar de las anomalías con base a la climatología histórica de 30 años.

Año	DEF	EFM	FMA	MAM	AMJ	MJJ	JJA	JAS	ASO	SON	OND	NDE
2008	-1.4	-1.3	-1.1	-0.9	-0.7	-0.5	-0.3	-0.2	-0.2	-0.3	-0.5	-0.7
2009	-0.8	-0.7	-0.4	-0.1	0.2	0.4	0.5	0.6	0.7	1	1.2	1.3
2010	1.3	1.1	0.8	0.5	0	-0.4	-0.8	-1.1	-1.3	-1.4	-1.3	-1.4
2011	-1.3	-1.1	-0.8	-0.6	-0.3	-0.2	-0.3	-0.5	-0.7	-0.9	-0.9	-0.8
2012	-0.7	-0.6	-0.5	-0.4	-0.3	-0.1	0.1	0.3	0.4	0.4	0.2	-0.2
2013	-0.4	-0.5	-0.3	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2	-0.3
2014	-0.5	-0.6	-0.4	-0.2	0	0	0	0	0.2	0.4	0.6	0.6
2015	0.5	0.4	0.5	0.7	0.9	1	1.2	1.5	--	--	--	--

Los valores negativos y positivos en negritas indican presencia de LN y EN, respectivamente con mayor intensidad.

Debido a la cantidad de datos que se tuvieron en la serie de tiempo y de acuerdo al teorema del límite central se supuso el cumplimiento de los supuestos estadísticos necesarios para llevar a cabo una prueba estadística paramétrica. El análisis estadístico que se llevó a cabo fue un ANOVA de una vía con el software STATISTICA 7.0. Éste se realizó para conocer si existían diferencias entre los diferentes años (2009 al 2015) y los periodos de surgencia de los diferentes años.

Resultados y discusión

En el Cuadro 2 se pueden observar los valores de $p\text{CO}_{2w}$ promedio, máximo y mínimo de cada año de la serie de tiempo. La media más alta fue en el 2011, mientras que el valor más bajo promedio fue en 2008. Esto pudo deberse a que en 2008 únicamente se tuvo la serie a partir de agosto, mientras que en 2011 el año estuvo completo. Los demás años oscilaron con una media cercana a $400 \mu\text{atm}$. El valor mínimo de $p\text{CO}_{2w}$ fue de $131.50 \mu\text{atm}$ en 2010, el resto de los años tuvieron un mínimo entre 200 y $300 \mu\text{atm}$. Mientras que el valor máximo se tuvo en 2011 con $1325.90 \mu\text{atm}$, seguido de 2015 con $1058.65 \mu\text{atm}$; los años restantes variaron entre ~ 450 y $\sim 800 \mu\text{atm}$.

Cuadro 2. Estadística descriptiva básica de la serie de tiempo de $p\text{CO}_{2w}$ (2008-2015).

Año	μ (μatm)	Mínimo (μatm)	Máximo (μatm)
2008	370.32±20.58	309.04	459.26
2009	388.33±58.72	255.98	740.46
2010	381.10±95.62	131.50	805.80
2011	409.22±89.27	215.00	1325.90
2012	394.30±55.24	265.00	670.00
2013	384.06±71.39	231.80	778.50
2014	397.05±31.55	352.00	525.70
2015	390.65±38.17	300.15	1058.65

Con base al ANOVA-una vía, se encontró que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) únicamente entre ciertos años y entre algunos periodos de surgencia. En el Cuadro 3 se pueden observar los resultados del ANOVA de toda la serie (2008 al 2015); no se hallaron diferencias estadísticas entre el 2009 con 2013 y 2015, 2010 con 2013, y 2012 con 2014 y 2015. El 2008 y 2011 fueron distintos al resto de años. En el primer caso puede deberse a que únicamente se contaron con datos de cuatro meses.

Cuadro 3. ANOVA-una vía, serie de la $p\text{CO}_{2w}$ (2008-2015) ($p < 0.005$).

Año	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
2008							
2009	0.00						
2010	0.00	0.00					
2011	0.00	0.00	0.00				
2012	0.00	0.00	0.00	0.00			
2013	0.00	0.6	0.9	0.00	0.00		
2014	0.00	0.00	0.00	0.00	0.6	0.00	
2015	0.00	0.9	0.00	0.00	0.6	0.2	0.00

En el mismo sentido, se realizó un ANOVA-una vía entre los periodos de surgencia del 2009 al 2015, en el Cuadro 4 se pueden ver los resultados de dicho análisis. El 2009 no presentó diferencias con 2012, el 2010 fue semejante al 2013, 2014 y 2015, mientras que el 2011 fue distinto al resto.

Estos resultados indicaron que cuando se analizan únicamente sólo ciertos periodos en particular, en este caso los periodos de surgencias, los resultados estadísticos pueden variar debido a los factores que afecten la dinámica de la $p\text{CO}_{2w}$, por ejemplo, la intensidad, magnitud y frecuencia de las surgencias, la fotosíntesis, loop biológico, circulación, entre otros, mismos que se discutirán más adelante.

Cuadro 4. ANOVA-una vía, de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ durante periodos de surgencia. ($p < 0.005$).

Año	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
2009							
2010	0.00						
2011	0.00	0.00					
2012	0.9	0.00	0.00				
2013	0.00	0.9	0.00	0.00			
2014	0.00	0.9	0.00	0.00	0.7		
2015	0.00	0.8	0.00	0.00	0.4	0.9	

En la Figura 2a y 2b pueden observarse los valores de $p\text{CO}_{2\text{W}}$ promedio, desviación estándar, mediana, máximo y mínimo para cada periodo de surgencias. En 2010 y del 2012 al 2015 se observó que en promedio la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ estuvo por debajo del equilibrio. Mientras que en 2009 y 2011, sobrepasaron las $400 \mu\text{atm}$. Lo anterior es congruente con los resultados del ANOVA, donde se obtuvo que 2011 fue el año que se comportó de manera distinta con respecto al resto (Cuadros 2 y 3). A pesar que los valores mencionados son cercanos entre sí (en algunos casos), estadísticamente presentaron diferencias, vgr. 2012 fue estadísticamente distinto al 2013, 2014 y 2015, siendo la media para dichos años 393, 385, 392, $393 \mu\text{atm}$, respectivamente (Cuadro 3 y Figura 2a y 2b). Lo que indicó que la variación en la intensidad, frecuencia y duración de los eventos de surgencia modularon el comportamiento de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ en el sitio de estudio.

Como se ha reportado en la literatura, el agua subsuperficial que llega a la superficie del océano durante las surgencias es rica en nutrientes y con valores altos de $p\text{CO}_{2\text{W}}$ y carbono inorgánico disuelto (CID) (Müller-Karger *et al.*, 2005). La desgasificación por parte del océano, es decir, la emisión de CO_2 a la atmósfera es rápida y es de manera inmediata, ocurre en las primeras horas después de estar en contacto con la superficie (Turi *et al.*, 2014). Por ello se apreció que durante la intensificación de la surgencia, los valores de $p\text{CO}_{2\text{W}}$ fueron altos ($>600 \mu\text{atm}$), en algunos casos sobrepasaron las $1000 \mu\text{atm}$ (Figura 2). Por ejemplo, en 2011 se observaron picos $>600 \mu\text{atm}$, que duraron alrededor de 2-3 d, posteriormente descendió el valor de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ debido a la acción de la fotosíntesis que disminuyó la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ al cabo de 4-5 d, hasta lograr el equilibrio $\sim 400 \mu\text{atm}$ y en algunas ocasiones disminuyó hasta $\sim 200 \mu\text{atm}$ salvo en 2015 que fue de $300.1 \mu\text{atm}$.

Debido a lo anterior, después de valores altos de $p\text{CO}_{2\text{W}}$, estos disminuyen primero de forma inmediata y posteriormente de manera paulatina y en menor proporción, en el primer caso es por desgasificación y en el segundo por fotosíntesis.

Es preciso mencionar que los valores altos de $p\text{CO}_{2\text{W}}$ fueron hasta dos órdenes de magnitud mayor que el equilibrio, mientras que los valores bajos de $p\text{CO}_{2\text{W}}$ fueron tan sólo 50% menores que éste. Por lo que se supone que, en esta región durante los eventos de surgencias, la desgasificación actúa en mayor proporción que la fotosíntesis en la regulación de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$, esto debido a la velocidad de los procesos.

Sin embargo, otros factores que afectan la variabilidad de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ de acuerdo a Turi *et al.* (2014) pueden ser la circulación, el loop biológico (ambos incrementan la $p\text{CO}_{2\text{W}}$); mientras que la fotosíntesis, el intercambio en la interfase océano-atmósfera y la solubilidad que es mayor cuando la TSM es baja, disminuyen la $p\text{CO}_{2\text{W}}$.

Lo anterior pudo comprobarse en los diversos años de estudio, ya que a finales de agosto y en algunos casos septiembre y octubre (2011 y 2013, respectivamente) se tuvieron valores altos de $p\text{CO}_{2\text{W}}$, esto a pesar que no existían condiciones de surgencia en la región (Figura 2a y 2b), por lo que se puede suponer que esto se debió como efecto de la circulación y el loop biológico.

Con base en el ANOVA entre los diferentes años de estudio (Cuadro 3), es posible mencionar que existió variación interanual ($p < 0.05$), misma que pudo deberse a la presencia de los fenómenos de EN

y LN en diversos periodos de la serie de tiempo (Cuadro 1). Durante condiciones de LN (verano y otoño 2010, 2011 e invierno 2012) se tuvieron valores altos de $p\text{CO}_{2\text{W}}$ debido a la intensificación de la surgencia y la presencia de Agua Subártica, con alto contenido de CO_2 y de nutrientes. En primer lugar aportó gran cantidad de este gas a la superficie y posteriormente la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ disminuyó por la acción de la fotosíntesis, debido a la concentración alta de nutrientes.

Por el contrario, durante eventos de EN (invierno 2010 y 2015) la TSM fue mayor y por ende hubo menor solubilidad de CO_2 . Esto se debe a la presencia del agua del Pacífico Ecuatorial, cálida y con mayor salinidad que entra al sistema a través de la Contracorriente de California (CCC) que fluye sub-superficialmente (100-400 m) hacia el norte (Hickey, 1998; Lynn y Simpson, 1987). Y en eventos de surgencia fluye hacia la superficie con concentraciones bajas de nutrientes que limitan la actividad fotosintética. Estos factores impidieron que el océano tuviera la capacidad de absorber mayor cantidad de este gas y disminuir vía fotosíntesis los valores de $p\text{CO}_{2\text{W}}$, los cuales se mantuvieron alrededor del equilibrio como se puede apreciar en la Figura 2a y 2b.

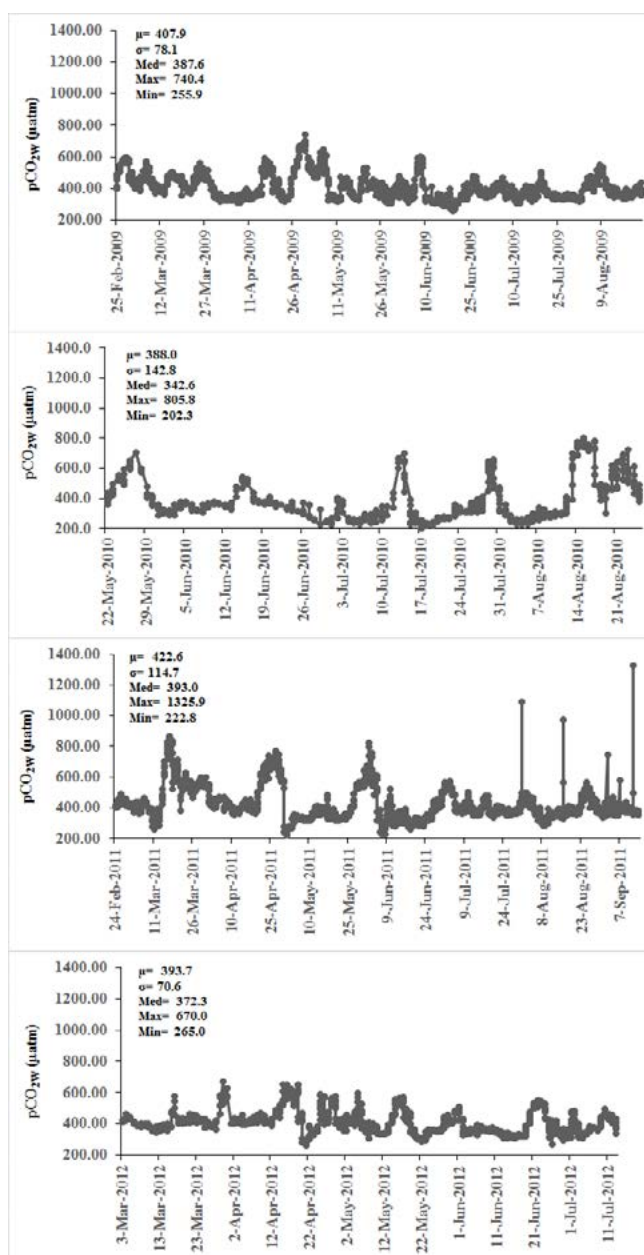


Figura 2a. Serie de tiempo de la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ (µatm) del 2009 al 2012 durante el periodo de surgencias.

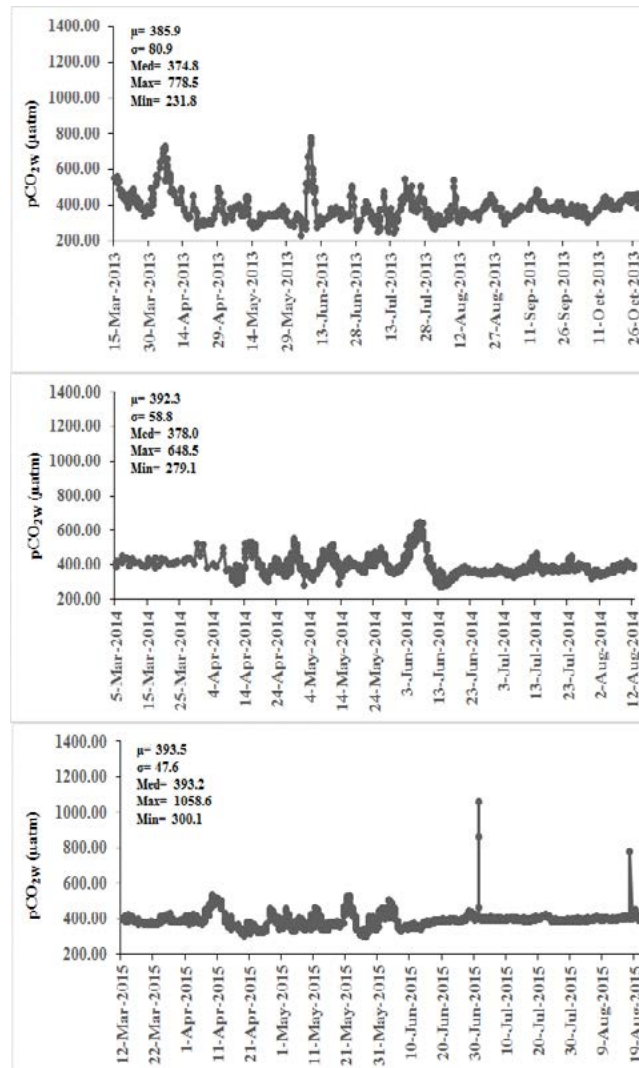


Figura 2b. Continuación. Serie de tiempo de la pCO_{2w} (µatm) del 2013 al 2015 durante el periodo de surgencias.

Conclusiones

La variación en la intensidad, frecuencia y duración de los eventos de surgencia afectaron la variabilidad temporal de la pCO_{2w}.

La desgasificación fue el factor principal que interviene las primeras horas (posterior a la surgencia) en la búsqueda del equilibrio entre el océano y la atmósfera. La fotosíntesis disminuyó en menor medida la pCO_{2w} y la mantuvo por debajo del equilibrio.

Los valores máximos de pCO_{2w} fueron dos órdenes de magnitud mayores que el equilibrio, mientras que los valores mínimos fueron únicamente 50% menor que dicho equilibrio. Esto sugiere que la velocidad de los procesos influye en la respuesta de la pCO_{2w}.

De acuerdo a los resultados estadísticos se hallaron diferencias entre los diversos años de estudio. El 2011 fue el único año que mostró diferencias tanto en el ANOVA de toda la serie como en los periodos de surgencia analizados. La variación interanual estuvo modulada en 2015 por el efecto de EN en la región; mientras que durante los periodos de LN, aunque los valores de pCO_{2w} en un inicio de los eventos de surgencias fueron altos, el aporte de nutrientes propició mayor actividad fotosintética que redujo posteriormente la pCO_{2w}.

En un punto geográfico existe variación en la $p\text{CO}_2\text{w}$ a través de diversas escalas de tiempo, lo que señala la complejidad de la dinámica del carbono en la superficie del océano y su interacción con la atmósfera. Por lo que entender desde escalas espaciales pequeñas pueden guiar en la comprensión a un área mayor, pero siempre teniendo en cuenta las particularidades de cada región.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo del CONACYT para el desarrollo del proyecto CB-2011-01-167361, bajo el cual se generaron las series de tiempo.

Bibliografía

- Cai, W., M. Dai and Y. Wang. 2006. Air-sea exchange of carbon dioxide in ocean margins: a province based synthesis. *Geophysical Research Letters* 33 DOI:10.1029/2006GL026219.
- 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.
- Evans, W., B. Hales and P. Struton. 2011. Seasonal cycle of surface ocean $p\text{CO}_2$ on the Oregon Shelf. *Journal of Geophysical Research* 116 DOI:10.1029/2010JC006625.
- Friederich, G.E., P. Walz, M. Burczynski and F. Chavez. 2002). Inorganic carbon in the central California upwelling system during the 1997-1999 El Niño-La Niña event. *Progress In Oceanography* 54:185-203.
- Hickey, B.M. 1998. Coastal oceanography of western North America from the tip of Baja California to Vancouver Island. *In: Robinson, A. and K. Brink (Eds.). The Sea. Wiley, J and N.J .Hoboken. pp. 345-394.*
- Klein, P. and G. Lapeyre. 2009. The oceanic vertical pump induced by mesoscale and submesoscale turbulence. *The Annual Review of Marine Science* 2009:1351-1375.
- Leinweber, A., N. Gruber, H. Frenzel, G.E. Friederich and F. Chavez . 2009. Diurnal carbon cycling in the surface ocean and lower atmosphere of Santa Monica Bay, California. *Journal of Geophysical Research Letters* 36 DOI: 10.1029/2008GL037018.
- Lynn, R. and J. Simpson. 1987. The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *Journal Geophysical Research* 92:947-966.
- Müller-Karger, F.E., R. Varela, R. Thunell, R. Luerssen, C. Hu, and J.J. Walsh. 2005. The importance of continental margins in the global carbon cycle. *Geophysical Research Letters* 32 DOI:10.1029/2004GL021346.
- Turi, G., Z. Lachkar and N. Gruber. 2014. Spatiotemporal variability and drivers of $p\text{CO}_2$ and air-sea CO_2 fluxes in the California Current System: an eddy-resolving modeling study. *Biogeosciences* 11:671-690.

4.3 Decremento en las condiciones anóxicas en el Pacífico mexicano durante la Pequeña Edad de Hielo

Sánchez Alberto¹; Juárez-Fonseca Miryam¹; González-Yajimovich Oscar² y Márquez-Portillo Mariana³

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN S/N, Col. Playa Palo de Sta. Rita, CP 23096, La Paz, Baja California Sur.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. km 103 Carretera Tijuana-Ensenada, CP 22800, Ensenada, Baja California.

³Departamento de Fisiología de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del Instituto Politécnico Nacional. Prolongación de Carpio y Plan de Ayala S/N, Col. Santo Tomas, CP 11340, Ciudad de México.
Autor para correspondencia: alsanchezg@ipn.mx; alsanchezg13@gmail.com

Resumen

El Pacífico nororiental mexicano está caracterizado por una amplia zona anóxica y subóxica a profundidad intermedia. La permanencia de esta zona depende de la advección de masas de agua y de la productividad exportada, sin embargo, este tema continúa aún bajo debate. En el presente trabajo se presentan nuevos datos del $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica, trazador de oxígeno disuelto de la columna de agua, de un multinúcleo colectado en el margen de Magdalena a 700 m de profundidad. Los resultados indican que el $\delta^{15}\text{N}$ fue empobrecido en ^{15}N durante la Pequeña Edad de Hielo con respecto a la Era Moderna. Esto sugiere un cambio en las condiciones anóxicas y subóxicas a profundidad intermedia en el Pacífico nororiental mexicano, durante la Pequeña Edad de Hielo.

Palabras clave: zona anóxica y subóxica, isótopos de nitrógeno, margen de Magdalena.

Abstract

The Mexican northeastern Pacific coast is characterized by a wide anoxic and suboxic area at a middle depth. The permanence of this zone depends on the advection of water masses and exported productivity. However, this subject is still under debate. This paper presents new data of organic matter $\delta^{15}\text{N}$ (dissolved oxygen tracer in the water column), from a multicore collected in the Magdalena margin, at a depth of 2296.59 ft. The results indicate that the $\delta^{15}\text{N}$ was depleted of ^{15}N during the Little Ice Age, compared to modern levels. This suggests changes anoxic and suboxic conditions at intermediate depths in the Mexican northeastern Pacific during the Little Ice Age.

Key words: anoxic and suboxic zones, nitrogen isotopes, Magdalena margin.

Introducción

El Océano Pacífico nororiental mexicano está caracterizado por una amplia zona anóxica, a profundidad intermedia, que ha venido ampliándose en su frontera superior en las últimas décadas (Stramma *et al.*, 2008). Las zonas anóxicas son relevantes en el ciclo de carbono ya que promueven la preservación y acumulación del carbono exportado (*i.e.*, productividad exportada) del océano superficial a profundidad intermedia (Sánchez *et al.*, 2013a y b).

La variabilidad de la zona anóxica del Pacífico nororiental mexicano ha sido documentada tanto en escala espacial (espesor en la columna de agua) como temporal (centenial, milenial o glaciario-interglaciario) (Deutsch *et al.*, 2014; Ganeshram *et al.*, 2000; Hendy y Kennett, 2003; Ivanochko y Pedersen, 2004; Kienast *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2005; Pichevin *et al.*, 2010; Pride *et al.*, 1999; Ricaurte-

Villota *et al.*, 2013; Stott *et al.*, 2000; Thunell y Kepple, 2004). Sin embargo, el último periodo de enfriamiento de escala global no ha sido documentado en el Pacífico nororiental, lo que contrasta con la zona anóxica del Pacífico suroriental (Fleury *et al.*, 2015; Gutierrez *et al.*, 2009; Vargas *et al.*, 2004 y 2007).

Los isótopos estables de nitrógeno han sido usados como trazadores de la variabilidad de las zonas anóxicas y subóxicas en el océano a profundidad intermedia, debido a una diferencia en la masa, el isótopo más pesado ^{15}N reacciona a una tasa ligeramente más lenta en comparación con ^{14}N , causando con ello el fraccionamiento químico. Además, hay muchas reacciones biológicas que pueden alterar la relación de isótopos pesados vs. isótopos ligeros, como ^{15}N se discrimina de forma selectiva este se acumula en el “pool” de nitrógeno residual (Ganeshram *et al.*, 2000).

Los registros sedimentarios del Pacífico nor y suroriental sugieren que la disminución de la zona anóxica y subóxica está asociada con un empobrecimiento en ^{15}N de la materia orgánica sedimentaria, lo que ha sido interpretado como un incremento en el contenido de oxígeno a profundidad intermedia (Deutsch *et al.*, 2014).

En el presente trabajo se muestran datos del $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica sedimentaria del margen de Magdalena para reconstruir cambios en la zona de mínimo de oxígeno del Pacífico nororiental durante la Pequeña Edad de Hielo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El núcleo de sedimento del margen de Magdalena (Figura 1) fue colectado durante un crucero en octubre de 2009 a bordo del R/V New Horizon. El núcleo de sedimento fue muestreado a intervalos de 1 cm, equivalente a ~ 32.3 años, para producir un registro de alta resolución del $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica sedimentaria. Los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) fueron determinados en 8 a 10 mg de sedimento seco y homogeneizado usando un analizador elemental COSTECH 4010 en interfase con un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas Delta Plus V. La precisión interna de las mediciones fue continuamente checada usando estándares certificados con una reproducibilidad de $\pm 0.20\%$.

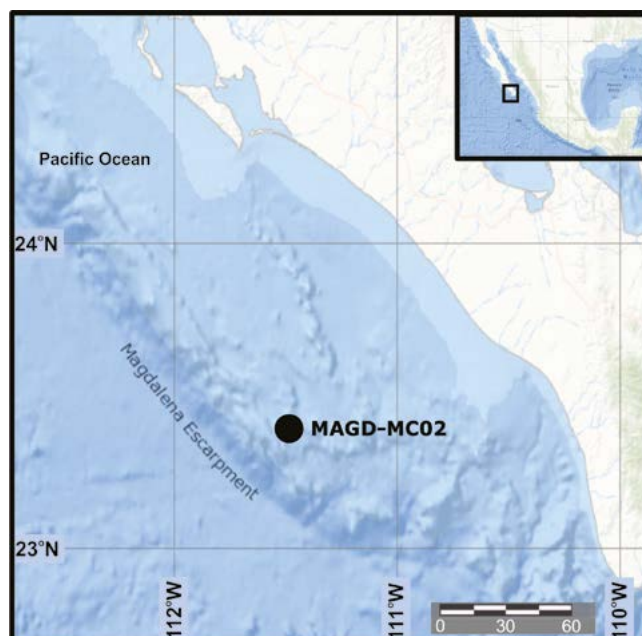


Figura 1. Localización del área de estudio.

Resultados y discusión

Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica del margen de Magdalena son comparados con otros sitios en el Pacífico nororiental mexicano. El valor promedio y desviación estándar del $\delta^{15}\text{N}$ fue de $8.5\pm 0.4\text{‰}$ para la Pequeña Edad de Hielo y de $9.8\pm 0.1\text{‰}$ para la Era Moderna. El diferencial en el promedio del $\delta^{15}\text{N}$ de 1.3‰ entre ambos periodos es menor a la diferencia observada para el último periodo glacial y el Holoceno temprano (margen de Mazatlán: 2 a 3‰ (Ganeshram *et al.*, 2000)). En escala milenial (periodo de 40 a 10 mil años), la diferencia en el $\delta^{15}\text{N}$ fue 1.5‰ para el Golfo de Tehuantepec (Pichevin *et al.*, 2010) y de 5‰ para la cuenca de Guaymas en el Golfo de California (Pride *et al.*, 1999). El $\delta^{15}\text{N}$ denoto una diferencia de 1‰ para la cuenca Soledad, en el margen suroccidental de Baja California Sur, durante los últimos 150 años (Deutsch *et al.*, 2014).

Los únicos registros sedimentarios en el Pacífico oriental que reportan la variabilidad del $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica para la Pequeña Edad de Hielo corresponden al margen de Perú. Los valores promedio de la Pequeña Edad de Hielo en el margen de Magdalena fue 8.5‰ ; mientras que en el margen Perú, los valores del $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre $5\text{-}6\text{‰}$ (Fleury *et al.*, 2015; Gutierrez *et al.*, 2009).

Considerando que el empobrecimiento en ^{15}N de la materia orgánica es interpretado como un incremento en el contenido de oxígeno en zonas anóxicas y subóxicas a profundidad intermedia, se han propuesto dos procesos que explicarían el cambio de oxigenación en esta zona: (i) advección de masas de agua con alto contenido de oxígeno y (ii) disminución en la productividad primaria y exportada por un decremento en las surgencias.

La zonas anóxicas y subóxicas a profundidad intermedia son producto de estos dos mecanismos que actúan en conjunto. Sin embargo, algunas evidencias indican cambios en la advección de masas de agua (*e.g.*, Kienast *et al.*, 2002) o disminución en las surgencias (*e.g.*, Stott *et al.*, 2000), pero aun continua el debate sobre cuál es el principal mecanismo dominante (*e.g.*, Cartapanis *et al.*, 2011).

Reportes recientes sobre trazadores de la productividad exportada (carbono orgánico y ópalo biogénico) sugieren un incremento de la productividad marina en el margen de Magdalena, durante el último milenio (Juárez-Fonseca *et al.*, 2014 y 2015). La productividad exportada consumiría el oxígeno disuelto por el decaimiento de la materia orgánica, lo que conduciría a condiciones anóxica y subóxicas de la columna de agua a profundidad intermedia (Cartapanis *et al.*, 2011; Kienast *et al.*, 2002) y al enriquecimiento en el $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica sedimentaria. Sin embargo, el $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica fue menor en la Pequeña Edad de Hielo (8.5‰) que en la Era Moderna ($9.8\pm 0.1\text{‰}$), esto sugiere que el cambio observado en el $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica fue ocasionado por la advección de masas de agua a profundidad intermedia.

Las masas de agua que caracterizan el margen de Magdalena son agua subsuperficial ecuatorial (200 m y 500 m de profundidad) y agua intermedia del Pacífico norte (>500 m profundidad) (Durazo y Baumgartner, 2002). Durante El Niño, la masa de agua subsuperficial ecuatorial tiene una expansión significativa e intensificación del flujo hacia los polos, a través de la corriente subsuperficial (Durazo y Baumgartner, 2002). Asimismo, la región ecuatorial experimenta un decremento en la productividad exportada, lo que disminuye el consumo de oxígeno disuelto por oxidación de la materia orgánica, y de esta forma, el exceso de oxígeno disuelto puede ser llevado hacia el Pacífico nororiental mexicano, a profundidad intermedia, por la corriente subsuperficial ecuatorial hacia el margen de Magdalena. En la zona anóxica y subóxica del margen de Perú, los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica fueron muy similares a los valores del océano abierto (Altabet *et al.*, 1999) indicando una columna de agua oxigenada, durante la Pequeña Edad de Hielo (Fleury *et al.*, 2015; Gutierrez *et al.*, 2009). Si, el agua subsuperficial ecuatorial fue más oxigenada es posible que esta masa de agua hubiese sido advectada por la corriente subsuperficial ecuatorial hacia el Pacífico nororiental mexicano (Durazo y Baumgartner, 2002). Aunque, los valores del $\delta^{15}\text{N}$ fueron mayores en el margen de Magdalena (8.5‰) que el margen de Perú ($5\text{-}6\text{‰}$), en ambos sitios, los valores $\delta^{15}\text{N}$ fueron menores a la Era Moderna, lo

que sugiere una reducción en la desnitrificación de la columna de agua (*i.e.*, mayor concentración de oxígeno) durante la Pequeña Edad de Hielo.

La diferencia en los valores del $\delta^{15}\text{N}$ entre ambos sitios está asociada al cambio en la productividad exportada observada durante la Pequeña Edad de Hielo. En el margen de Perú, los trazadores de productividad marina sugieren un decremento de la productividad exportada (Fleury *et al.*, 2015; Gutierrez *et al.*, 2009); mientras que, en el margen de Magdalena estos indicadores mostraron un incremento en el último milenio (Juárez-Fonseca *et al.*, 2014 y 2015). La mayor productividad exportada en el margen de Magdalena ocasionó un parcial consumo del oxígeno disuelto advectado por el agua subsuperficial ecuatorial hacia el Pacífico nororiental, sin llegar a la desnitrificación observada en la Era Moderna.

Conclusiones

El margen de Magdalena estuvo empobrecida en ^{15}N durante la Pequeña Edad de Hielo vs. la Era Moderna, debido a la advección de agua subsuperficial ecuatorial rica en oxígeno disuelto. El margen de Magdalena fue más desnitrificante que el margen de Perú, debido a cambios en la productividad exportada, lo que condujo a un mayor consumo del oxígeno disuelto advectado de la región ecuatorial hacia el Pacífico nororiental.

Bibliografía

- Altabet, M.A., C. Pilskaln, R. Thunell, C. Pride, D. Sigman, F. Chavez and R. Francois. 1999. The nitrogen isotope biogeochemistry of sinking particles from the margin of the Eastern North Pacific. *Deep-Sea Research* 46:655-679.
- Cartapanis, O., K. Tachikawa and E. Bard. 2011. Northeastern Pacific oxygen minimum zone variability over the past 70 kyr: Impact of biological production and oceanic ventilation. *Paleoceanography* 26:PA4208 DOI:10.1029/2011pa002126.
- Deutsch, C., W. Berelson, R. Thunell, T. Weber, C. Tems, J. McManus, J. Crusius, T. Ito, T. Baumgartner, V. Ferreira, J. Mey and A. van Geen. 2014. Centennial changes in North Pacific anoxia linked to tropical trade winds. *Science* 345:665-668.
- Durazo, R. and T.R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54:7-31.
- Fleury, S., P. Martinez, X. Crosta, K. Charlier, I. Billy, V. Hanquiez, T. Blanz and R.R. Schneider. 2015. Pervasive multidecadal variations in productivity within the Peruvian Upwelling System over the last millennium. *Quaternary Science Reviews* 125:78-90.
- Ganeshram, R.S., T.F. Pedersen, S.E. Calvert, G.W. McNeill, M.R. Fontugne. 2000. Glacial-interglacial variability in denitrification in the world's oceans: Causes and consequences. *Paleoceanography* 15:361-376.
- Gutierrez, D., A. Sifeddine, D.B. Field, L. Ortlieb, G. Vargas, F. Chavez, F. Velazco, V. Ferreira, P. Tapia, R. Salvatecci, H. Boucher, M.C. Morales, J. Valdes, J. Reyss, A. Campusano, M. Boussafir, M. Mandeng-Yogo, M. Garcia and T. Baumgartner. 2009. Rapid reorganization of ocean biogeochemistry off Peru towards the end of the Little Ice Age. *Biogeosciences* 6:835-848.
- Hendy, I.L. and J.P. Kennett. 2003. Tropical forcing of North Pacific intermediate water distribution during Late Quaternary rapid climate change?. *Quaternary Science Reviews* 22:673-689.
- Ivanochko, T.S. and T.F. Pedersen. 2004. Determining the influences of Late Quaternary ventilation and productivity variations on Santa Barbara Basin sedimentary oxygenation: A multi-proxy approach. *Quaternary Science Reviews* 23:467-480.
- Juárez-Fonseca, M., A. Sánchez and O. González-Yajimovich. 2014. Variability of marine biological productivity in the northeastern Pacific over the past millennium. *Ciencias Marinas* 40:211-220.
- Juárez-Fonseca, M., A. Sánchez and O. González-Yajimovich. 2015. Diatom dominated marine primary productivity in the Mexican Northeastern Pacific during the last millennium. *Hidrobiologica* 25:375-381.
- Kienast, S.S., S.E. Calvert, T.F. Pedersen. 2002. Nitrogen isotope and productivity variations along the northeast Pacific margin over the last 120 kyr: Surface and subsurface paleoceanography. *Paleoceanography* 17:1055 DOI:10.1029/2001PA000650.
- Liu, Z., M.A. Altabet and T.D. Herbert. 2005. Glacial-interglacial modulation of eastern tropical North Pacific denitrification over the last 1.8-Myr. *Geophysical Research Letters* 32:L23607 DOI:10.1029/2005GL024439.



- Pichevin, L.E., R.S. Ganeshram, S. Francavilla, E. Arellano-Torres, T.F. Pedersen and L. Beaufort. 2010. Interhemispheric leakage of isotopically heavy nitrate in the eastern tropical Pacific during the last glacial period. *Paleoceanography* 25:PA1204 DOI: 10.1029/2009PA001754.
- Pride, C., R. Thunell, D. Sigman, L. Keigwin, M. Altabet and E. Tappa. 1999. Nitrogen isotopic variations in the Gulf of California since the last deglaciation: Response to global climate change. *Paleoceanography* 14 DOI:10.1029/1999PA900004.
- Ricaurte-Villota, C., O. González-Yajimovich and A. Sánchez. 2013. Coupled response of rainfall and denitrification to solar forcing during the Holocene in Alfonso Basin. *Ciencias Marinas* 39:151-164.
- Sánchez, A., B.E. López-Ortiz, S. Aguiñiga-García and E. Balart. 2013a. Distribution and composition of organic matter in sediments of the oxygen minimum zone of the Northeastern Mexican Pacific. *Journal Iberian Geology* 39:111-120.
- Sánchez, A., O. Gonzalez-Yajimovich, E. Balart, B.E. López-Ortiz, S. Aguiñiga-García and Ma.C. Ortiz-Hernandez. 2013b. Acumulación de carbono orgánico total y carbonato de calcio en la zona de oxígeno mínimo del Pacífico nororiental mexicano. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 30:222-232.
- Stramma, L., G.C. Johnson, J. Sprintall and V. Mohrholz. 2008. Expanding oxygen minimum zones in the tropical ocean. *Science* 320:655-658.
- Stott, L.D., W. Berelson, R. Douglas and D. Gorsline. 2000. Increased dissolved oxygen in Pacific intermediate waters due to lower rates of carbon oxidation in sediments. *Nature* 407:367-370.
- Thunell, R.C. and A.B. Kepple. 2004. Glacial-Holocene $d^{15}N$ record from the Gulf of Tehuantepec, Mexico: Implications for denitrification in the eastern equatorial Pacific and changes in atmospheric N_2O . *Global Biogeochemistry Cycles* 18:GB1001 DOI:10.1029/2002GB002028.
- Vargas G., L. Ortlieb, J. J. Pichon, J. Bertaux, M. Pujos. 2004. Sedimentary facies and high-resolution primary production inferences from laminated diatomaceous sediments off northern Chile (23°S). *Marine Geology* 211:79-99.
- Vargas, G., S. Pantoja, J.A. Rutland, C.B. Lange and L. Ortlieb. 2007. Enhancement of coastal upwelling and interdecadal ENSO-like variability in the Peru-Chile current since late 19th century. *Geophysical Research Letters* 34:L13607 <http://dx.doi.org/10.1029/2006GL028812>.

4.4 Captura de carbono en un remanente de mangle de la localidad El Bosque, Centla, Tabasco

Montero-Gordillo Nayme¹; Contreras-Pérez Mayra¹; Campos-León María C.¹ y Villa-Peralta Ana del P.¹

¹Instituto Tecnológico Superior de Centla. Calle Ejido S/N, Col. Siglo XXI, CP 86751, Frontera, Centla, Tabasco.
Autor para correspondencia: namo1000@hotmail.com

Resumen

Los manglares son excelentes sistemas de absorción de bióxido de carbono (CO₂) mitigando el calentamiento global por sus elevadas tasas fotosintéticas. El objetivo de este trabajo es cuantificar la biomasa y la captura de carbono de dos especies de mangle (*Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*) en un remanente de mangle de la localidad El Bosque, Centla, Tabasco. La metodología se desarrolló en un área de muestreo de 0.25 ha. La biomasa total de la vegetación se determinó mediante ecuaciones alométricas basadas en la relación entre la biomasa del árbol, y parámetros como el diámetro a la altura del pecho (DAP), la densidad de la madera según la especie y la altura del árbol. En cuanto al carbono capturado en la vegetación arbórea, se estimó utilizando los datos de (DAP) de cada individuo aplicando la fórmula de Brown *et al.* (1989) para las zonas húmedas. El remanente reportó un total de dos especies de mangle (*Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*) y 156 individuos. Análisis estadísticos indicaron que existen diferencias significativas del contenido de carbono entre las dos especies, con valores de 299.4 tC/ha y 18.56 tC/ha equivalentes al 89% y 11% para *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*, respectivamente. Respecto a la biomasa total fue de 149.7 t/ha equivalentes al 89% y 37.12 t/ha correspondientes al 11%, respectivamente.

Palabras clave: cambio climático, biomasa, fotosíntesis.

Abstract

Mangroves are excellent absorption systems of the carbon dioxide (CO₂) to mitigating global warming by high photosynthetic rates. The aim of this study is to quantify the biomass and carbon capture 2 mangrove species (*Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*) in a remnant of the town's mangrove forest, Centla, Tabasco. The methodology was developed in an area sampling 0.25 ha. The total biomass of vegetation is determined by allometric equations based on the relationship between tree biomass, and parameters such as diameter at breast height (DAP), the wood density by species, and the tree height. The carbon captured in the timberline, it was estimated using the data of each individual (DAP) applying the formula of Brown *et al.* (1989) for wetlands. The remainder reported the total of two species of mangrove (*Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*) and 156 individuals. Statistical analysis indicated that there are significant differences in carbon content between the two species, with values of 299.4 tC/ha and 18.56 tC/ha equivalent to the 89% and 11% for *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*, respectively. Regarding the total biomass was 149.7 t/ha equivalent to the 89% and 37.12 t/ha corresponding to the 11%, respectively.

Key words: captured, biomass, photosynthetic, change, climatic.

Introducción

El almacenamiento de carbono en árboles, es un servicio ambiental que valoriza la incorporación de especies arbóreas en sistemas agroforestales, y se suma así a posibles beneficios para el productor que adopta estos sistemas alternativos, beneficios hídricos en relación con el incremento productivo de pastizal y bosque, y beneficios al nivel de fijación de carbono por medio de “bonos verdes” o “de carbono” o su equivalente en impuestos, etc. (IPPC, 2000).

Para la obtención de los datos, se calculó la biomasa total y carbono de cada individuo, utilizando las ecuaciones alométricas propuestas por Brown *et al.* (1989) y Cairns *et al.* (1997) para zonas tropicales. Estas ecuaciones se utilizaron para no realizar algún otro tipo de muestreo destructivo o radical que afecte de manera directa a las especies de mangle.

El carbono cumple un papel fundamental en los procesos fisicoquímicos y biológicos del planeta a través del ciclo de carbono. Los procesos de captura y emisión de carbono son parte de un sistema de cuatro reservorios de carbono (vegetación aérea y radical-materia en descomposición-suelos-productos forestales), con tiempos de residencia y flujos asociados muy diferentes y estrechamente interrelacionados.

El manejo de la vegetación forestal y de humedales puede representar una oportunidad para el almacenamiento significativo del carbono (C); (Izaurrealde *et al.*, 2001). Los manglares constituyen un importante recurso forestal en toda la banda intertropical del planeta; son los árboles que sostienen la biodiversidad entre los ecosistemas costeros tropicales.

Materiales y métodos

Área de estudio

La localidad El Bosque se localiza en el municipio de Centla en el estado de Tabasco, tiene una mediana altura de 10 m s.n.m. y se encuentra en las coordenadas: 92° 41' 6.79" longitud Oeste y 18° 36' 50.07" latitud Norte (Figura 1). La localidad se ubica cerca del margen del Río Grijalva. Limita al Norte con el Golfo de México, al Este con pequeñas propiedades, al Sur con la playa El Bosque y al Oeste con pequeñas propiedades (INAFED, 2013).

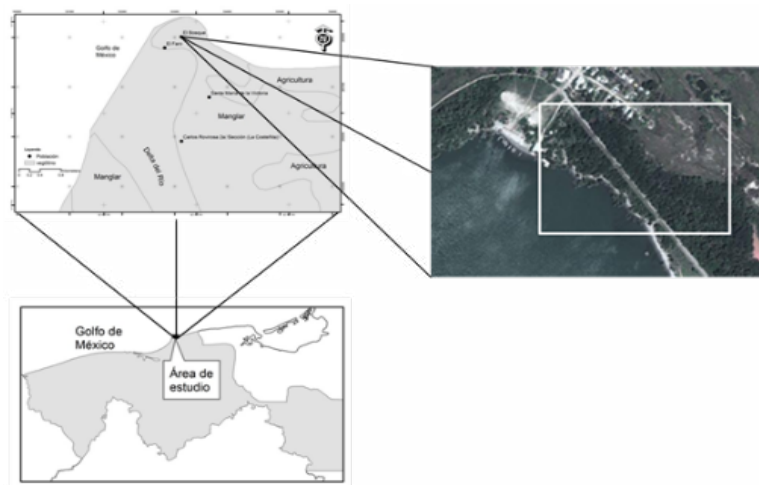


Figura 1. Área de estudio, localidad El Bosque en Centla, Tabasco, México.

Selección del sitio

La selección del sitio de muestreo se realizó a partir de los criterios de representatividad, en cuanto a la superficie estatal según el inventario Nacional de Manglares (CONABIO, 2008); y se revisaron los mapas de vegetación del estado de Tabasco Esc 1:50 000.

Selección de árboles

El trabajo de campo se desarrolló en un sitio con un área de muestreo de 2500 m², siguiendo el método de fajas (MINAM, 2009). El sitio se dividió en dos unidades de muestreo (UM), UMA (10 x 150 m) la cual se encuentra cerca de la orilla de un río, y UMB (10 x 100 m) localizada a 6 m de distancia de la UMA, ambas unidades de muestreo se dividieron en transectos de 10 m x 10 m (100 m²) para facilitar el inventario de las especies arbóreas, obteniéndose un total de 25 transectos.

En cada unidad de muestreo se consideraron los siguientes parámetros: especie de mangle, diámetro a la altura del pecho (>10 cm) a 1.30 m del suelo (DAP), altura del árbol y densidad básica de la madera.

Las alturas de las especies arbóreas se tomaron con la ayuda de un clinómetro con la fórmula; altura= distancia x tan α y el diámetro a la altura del pecho (DAP) con una cinta métrica de forma directa.

Los datos obtenidos en el trabajo de campo se anotaron en una hoja de campo la cual tenía los siguientes datos: fecha, UM, especie, distancia, ángulo, altura, DAP y densidad.

Determinación biomasa total y cantidad de carbono contenido

La *biomasa aérea (BA)*, se refiere al peso seco del material vegetal de los árboles incluyendo fustes, corteza, ramas y hojas. Corresponde a la altura total del árbol, desde el suelo hasta el ápice de la copa. La estimación de la biomasa aérea se basó en los datos del diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm, a 1.30 m del suelo, altura del árbol y la densidad básica de la madera según la especie de mangle; se sustituyó en la ecuación de biomasa, estimados mediante árboles *in situ*. Se utilizó la ecuación 1 de estimación de biomasa más exacta descrita por Brown *et al.* (1989) de tipo exponencial y utilizada para zonas tropicales.

$$BA = \text{Exp} [-2.4090 + 0.9522 \ln (DAP^2 H S)] \quad (1)$$

donde, BA= biomasa aérea (kg), Exp= base del logaritmo natural (2.718271), DAP= diámetro a la altura del pecho a 1.30 m del suelo (cm), H= altura del árbol (m) y, S= densidad de la madera (g/cm³). Densidad de la madera por especie: *Rhizophora mangle*: 0.80, *Laguncularia racemosa*: 0.762 y *Avicennia germinans* 0.759 (MARENA, 1994). El resultado se expresa en t/ha.

Biomasa de raíces (BR). Uno de los principales compartimentos en la medición de la cantidad de carbono y biomasa se encuentra en las raíces (Macdiken, 1997).

Los estudios de la biomasa subterránea permiten considerar las raíces, las cuales juegan un papel fundamental como soporte mecánico del árbol y como medio de transporte de nutrientes y agua. Para la obtención de la biomasa de raíces, el estudio se basó en los datos proporcionados por la biomasa del árbol empleando la fórmula 2 para bosques tropicales propuesta por (Cairns *et al.*, 1997).

$$BR = \text{Exp} [-1.0587 + 0.8836 * \ln (BA)] \quad (2)$$

donde, -1.0587, 0.8836, son constantes, LN= logaritmo natural. El resultado de esta fórmula se expresa en t/ha.

Biomasa total (BT). La biomasa total es la suma de la biomasa aérea y la biomasa de raíces (fórmula 3).

$$BT = BA + BR \quad (3)$$



donde, la BT es calculada con la sumatoria de BR y BA , ya que la mayoría de las fórmulas alométricas solo consideran la biomasa aérea (BA), sin tomar en cuenta que la biomasa de raíz es un importante sumidero de carbono (Sierra, 2001). El resultado de esta fórmula se expresa en t/ha.

Captura de carbono. Se utilizó la fórmula 4 propuesta por Brown *et al.* (1989) para zonas tropicales húmedas, con la cual se determinó el contenido de carbono en la biomasa total multiplicándola por 0.5, por que según Brown *et al.* (1989) el contenido de carbono es aproximadamente el 50% del peso seco de un árbol.

$$Carbol = 0.5 * BT \quad (4)$$

donde, 0.5 es una constante, BT = Biomasa Total. El resultado de la formula anterior se expresa en tC/ha.

Determinación estructura vertical

La estimación de la estructura vertical del área de estudio se basó en las alturas de los árboles obtenidos por medio de un clinómetro (Mueller y Ellenberg, 1974). La estructura vertical se refiere a la distribución de los individuos a lo alto del perfil. Esta distribución responde a las características de las especies que la conforman y a las condiciones microclimáticas que varían al moverse de arriba abajo en el perfil (Valerio y Salas, 1997): radiación, temperatura, viento, humedad relativa, evapotranspiración y concentración de CO_2 .

Según CONABIO (2006), la vegetación en los bosques de mangle ha sido clasificada en cuatro estratos de acuerdo a la altura. Los estratos se describen a continuación: Manglar arbóreo alto: altura de mayor a 30 m, Manglar arbóreo medio: altura de 15 a 30 m, Manglar arbóreo bajo: altura de 4-15 m y, Manglar arbustivo: altura de menor a 4 m.

Para la determinación de la estructura vertical se hizo una base de datos en el programa de la Microsoft Office, Excel 2010 con las alturas obtenidas y consecuentemente con la información se calcularon los estratos de manera artificial, efectuando histogramas de frecuencias con las alturas de todos los árboles de la localidad El Bosque, en el municipio de Centla, Tabasco.

Resultados y discusión

El remanente de mangle de la localidad El Bosque, en Centla, presentó dos especies de mangle correspondiente a *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Avicennia germinans* (mangle negro), y un total de 156 individuos en un área de 0.25 ha. Siendo la primera especie de mangle la de mayor abundancia en el remanente, debido a que los manglares crecen en un orden particular frente a la costa. Primero se encuentra el rojo y le sigue en ubicación, en el siguiente orden: el negro, el blanco y botón (Figura 2).

De acuerdo a lo anterior y por la ubicación del área de estudio, el cual se encuentra adyacente a la costa, son las causas principales de la riqueza del mangle rojo respecto al mangle negro en el área de estudio, ya que el primero es una especie pionera en los límites terrestres y marinos, y se desarrolla en las desembocaduras de ríos.

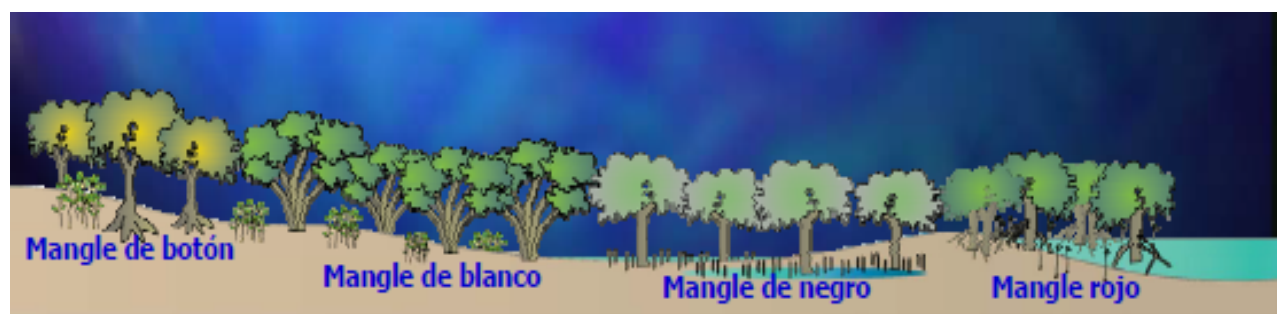


Figura 2. Zonación Clásica de los Manglares frente a la Costa.

Biomasa total

El remanente de mangle con asociaciones de mangle rojo-mangle negro de la localidad El Bosque, obtuvo una biomasa total de 336.52 t/ha en un área de 0.25 ha.

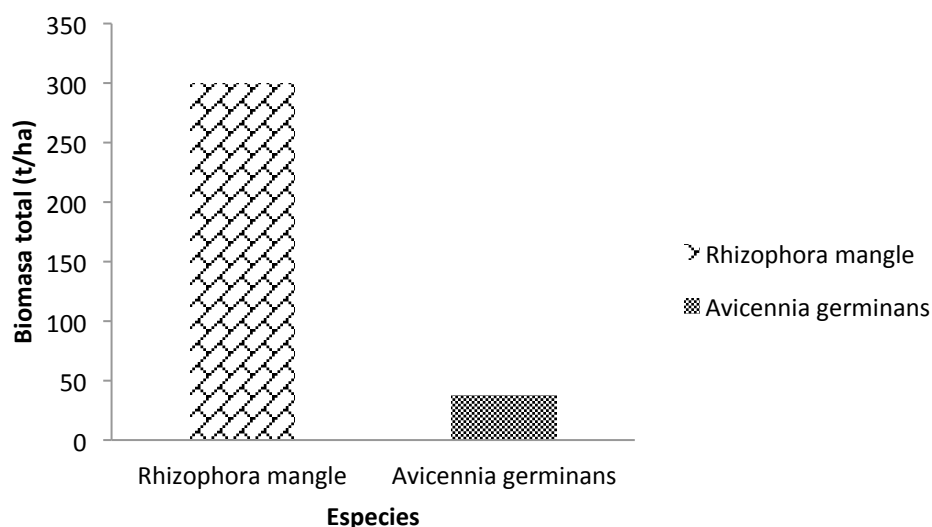


Figura 3. Distribución del contenido de biomasa total en cada una de las especies de mangle del remanente de la localidad El Bosque, Centla, Tabasco.

En la Figura 3 se observa que la especie de mangle *Rhizophora mangle*, tiene una biomasa total de 299.4 t/ha (89%) que supera a *Avicennia germinans* con 37.12 t/ha (11%). *Rhizophora mangle* presenta un considerable porcentaje de biomasa total, al ser la especie de mangle que registró el mayor número de individuos, por lo tanto, es la especie que obtuvo mayor biomasa.

Captura de carbono

En la Figura 4 se muestra la distribución del contenido de carbono por especie de mangle. Se aprecia que *Rhizophora mangle* es la especie de mangle que más contenido de carbono tiene en su biomasa, al presentar mayor abundancia en el remanente de mangle y registrar un monto de carbono capturado de 149.7 tC/ha (89%) seguido de *Avicennia germinans* con 18.56 tC/ha (11%).

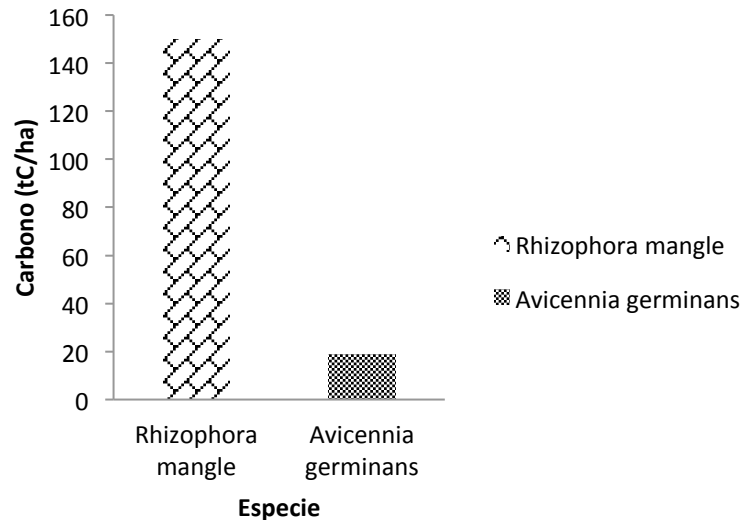


Figura 4. Distribución del contenido de carbono fijado en la biomasa en las especies de mangle.

Estructura vertical

Se presenta la distribución vertical de la vegetación arbórea de acuerdo al criterio de clasificación de CONABIO (2006) en los bosques de mangle según la altura. La cual indica cuatro estratos en la vegetación de mangle: estrato arbustivo (menor a 4 m), estrato bajo (4-15 m), estrato medio (15-30 m) y estrato alto (mayor a 30 m). Con base en esto, de los cuatro estratos se identificaron solo dos: estrato bajo y estrato medio, en el remanente de mangle de la localidad El Bosque. Este resultado es menor a lo reportado por Montero *et al.* (2008), quien registró tres estratos, bajo (0-5 m), medio (5-10 m) y alto (10-40 m) e inferior a lo presentado por Maldonado (2007) quien igual obtuvo tres estratos, bajo (<2.5-7.49 m), medio (7.5-12.49 m) y alto (12.5-37.5 m).

Estos números de estratos se basaron en la altura de cada individuo y el número de individuos, obtenidos por cada trabajo respectivamente, considerando que ambos trabajos determinaron dichos estratos en selvas altas. Lo que significa que a mayor número de especies y diferencias de alturas, mayor serán los números de estratos. De acuerdo a lo anterior y comparando con lo obtenido en el remanente de mangle, el bajo número de estratos se debe a que en el área de estudio solo se identificaron dos especies de mangle, las cuales tuvieron poca diferencias de alturas.

Conclusiones

El remanente de mangle de la localidad El Bosque en Centla, Tabasco, reportó dos especies de mangle (*Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*) y un total de 156 individuos, en una superficie de 0.25 ha.

La estructura vertical presente corresponde a dos estratos: estrato bajo y estrato medio, donde el estrato bajo (4-15 m), fue el que presentó la mayor riqueza y mayor abundancia con 150 individuos, lo cual significa que el remanente de mangle con asociaciones de mangle rojo-mangle negro se encuentra en proceso de crecimiento. El bajo número de estratos en la estructura vertical se debe a la poca diferencia de altura en la vegetación arbórea, por lo tanto, se acepta la H_0 , la cual establece que a mayor diferencia de altura, mayor serán los números de estratos en la estructura vertical.

Rhizophora mangle ocupa mayor importancia por la biomasa total que presenta 299.4 t/ha, comparada con *Avicennia germinans* con 37.12 t/ha. En cuanto a captura de carbono, las especies de mangle presentan una tendencia similar a la biomasa total al presentar 149.7 tC/ha y 18.56 tC/ha

respectivamente por ser esta un indicador del contenido de carbono según lo expuesto por Brown *et al.* (1989) para la obtención de carbono contenido en las especies arbóreas.

Las especies de mangle mostraron una tendencia de a mayor diámetro a la altura del pecho, mayor biomasa total, y por consiguiente mayor el contenido de carbono en la vegetación. Por ello, se acepta la Ho: A mayor DAP del árbol de mangle, mayor será la biomasa total y el carbono capturado.

El mangle rojo al presentar mayor abundancia de individuos en el remanente de mangle, es la especie de mangle que registró más biomasa total y por ende la que capturó más carbono en el área de estudio.

De acuerdo a lo anterior, y por el relevante papel de los ecosistemas de manglar, Aun cuando los humedales ocupan sólo entre 4-6% de la superficie terrestre, ellos desempeñan un papel importante en el ciclo de carbono (C) del planeta. La captación de carbono en humedales se realiza, en su mayoría, a través de las plantas que fijan el dióxido de carbono (CO₂) de la atmósfera y lo convierten a carbono orgánico. Se han reportado productividades de 0.4-32 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para diferentes humedales. La saturación de agua en los suelos de humedales favorece la acumulación de carbono debido a que disminuye velocidad de descomposición de la materia orgánica. En diversos humedales de Norteamérica, se ha reportado que la acumulación de C en los suelos oscila entre 470 y 2902 Mg C ha⁻¹ (Hernández, 2008), es fundamental que se lleve a cabo un buen manejo de los manglares en la localidad El Bosque del municipio de Centla, Tabasco. Esta acción que permitirá purificar la atmósfera.

Bibliografía

- Brown, S., Ch. Hall, W. Knabe, J. Raich, M. Trexler and P. Woormer. 1989. Tropical Forest: Their past, Present and Potential Future Role in the Terrestrial Carbon Budget. *Water, Air and Soil Pollution* 70:71-94.
- Cairns, M.A., S. Brown, E.H. Helmer and G.A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- CONABIO. 2006. Anexo 2: minuta tipos de manglar. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, INE (Instituto Nacional de Ecología), CONAFOR (Comisión Nacional Forestal), CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), NEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), México, D.F., México.
- CONABIO. 2008. Manglares de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F., México.
- Hernández, M.E. 2008. Suelos de Humedales como Sumideros de Carbono y fuentes de metano, Terra Latinoamericana Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, México. ISSN:0187-5779. Pp. 139-147.
- IPCC. 2000. Climate Change Report prepared for IPCC, Working Group I. *En: Houghton, J.T., G.J. Jenkins and J.J. Ephraums (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.*
- INAFED. 2013. Enciclopedia de Los Municipios y Delegaciones de México, Estado de Tabasco, Centla. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, México.
- Izaurrealde, R.C., N.J. Rosenberg and R. Lal. 2001. Mitigation of climatic change by soil carbon sequestration: issues of science, monitoring, and degraded lands. *Advances in Agronomy* 70(1):75.
- Macdiken, K.G. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and Agroforestry Projects. Winrock International Institute for Agricultural Development, Arlington.
- Maldonado, S. 2007. Estructura y Diversidad Arbórea de la Selva Alta Perennifolia de la Reserva Ecológica "Yu-Balcah" Tacotalpa, México. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- MINAM. 2009. Identificación de Metodologías existentes para determinar stock de carbono en ecosistemas forestales. Ministerio del Ambiente, Perú.
- MARENA. 1994. Estudio tecnológico de la madera en tres especies de mangle. Proyecto OLAFOCATIE. HISPAMER. Ministerio de Recursos Naturales y del Ambiente. 93 p.
- Montero, N., O. Castillo y J.L. Martínez. 2008. Captura de Carbono en un Remanente de Selva Alta Perennifolia en el Ejido Niños Heroes, Tenosique, Tabasco. *Kuxulkab*. pp. 45-49.
- Mueller, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley, New York. 547 p.
- Sierra, C.A. 2001. Biomasa de raíces en bosques primarios y secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado, Universidad Nacional de Colombia, Sede de Medellín, Medellín.
- Valerio, J., y C. Salas. 1997. Selección de prácticas silviculturales para bosques tropicales. Manual técnico Proyecto de manejo sostenible (BOLFOR). San Cruz, Bolivia. 85 p.



4.5 Captura de carbono aéreo en una zona de manglar restaurado

Teutli-Hernández Claudia¹; Menéndez Margarita¹; Comín Francisco³ y Herrera-Silveira Jorge A.²

¹Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, E-08028, Barcelona.

²Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km. 6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

³Department of Biodiversity Conservation and Restoration of Ecosystems, Instituto Pirenaico de Ecología-CSIC, Zaragoza-Jaca (Huesca), Spain.

Autor para correspondencia: Spain.teutliclaudia@gmail.com

Resumen

La restauración es un mecanismo de adaptación a los efectos del cambio climático. La captura de carbono (C) por el crecimiento de nuevos individuos en zonas de manglar sujetas a procesos de restauración es de los procesos menos estudiados. En este estudio se presentan los resultados del seguimiento a las condiciones ambientales y captura de carbono aéreo en una zona de manglar con acciones de restauración activa. La restauración favorece la disminución de la salinidad intersticial, pasando de 100 ups antes de las acciones a 40 ups, lo que favoreció el establecimiento y crecimiento de plántulas de manglar. Después de ocho años de recuperación, el almacén de C aéreo es de 60 Mg C ha⁻¹, por lo que la tasa de captura de C en el manglar en proceso de restauración es de 7.5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. En Tailandia en un manglar con nueve años de recuperación tubo una tasa de captura de 12.9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. México con más 700 000 ha de manglar y 10 000 ha en situación de restauración, tiene la oportunidad de contribuir no sólo a las políticas de mitigación y adaptación al cambio climático, sino también a conservar, recuperar y mejorar los servicios ambientales que estos ecosistemas proveen.

Palabras clave: restauración activa, carbono azul, salinidad intersticial.

Abstract

Mangrove forests contribute significantly in the carbon cycle (C) in tropical and subtropical coastal ecosystems. These ecosystems have a great ability to capture and store CO₂ as air, ground biomass and soil. It is recognized that restoration is a mechanism of adaptation to the effects of climate change, capture C by the growth of new individuals in mangrove areas subject to restoration processes is the least studied processes. In this study the results of monitoring environmental conditions and carbon capture air in a mangrove area with active restoration actions are presented. The results indicate that promotes restoration of interstitial salinity decreased from 100 ups before the shares to 40 ups, which favored the establishment and growth of mangrove individuals. After 8 years of recovery, the store air C is 60 Mg ha⁻¹, so that the rate of C sequestration in mangrove restoration process is 7.5 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹ in Thailand in an area with 9 years of recovery has a capture rate of 12.9 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹. Mexico with more than 700 000 ha and 10 000 ha mangrove restoration in situation, have the opportunity to contribute not only to mitigation policies and adaptation to climate change but also to conserve, restore and improve the environmental services these ecosystems provide.

Key words: active restoration, blue carbon, interstitial salinity.

Introducción

En las últimas décadas la restauración y creación de humedales han sido utilizados cada vez más para compensar los bienes y servicios ecosistémicos perdidos por su degradación (Osland *et al.*, 2012).

En el caso de los ecosistemas de manglar las pérdidas podrían dar lugar a emisiones de carbono de 0.02 a 0.12 Pg de carbono por año (Donato *et al.*, 2011), así como la pérdida de protección a tormentas, control de la calidad del agua entre otras consecuencias (Duke *et al.*, 2007).

Los esfuerzos de restauración van desde permitir su recuperación natural con mínima intervención (restauración pasiva), o con acciones dirigidas para acelerar su recuperación (restauración activa) (Holla y Aide, 2011). En el caso de los manglares, la actividad de restauración más utilizada mundialmente es la reforestación con propágulos o plántulas de manglar (Proffitt y Devlin, 2005). Sin embargo, en México no hay estudios de largo plazo (>5 años) que evalúen propiedades funcionales durante el proceso de restauración como la captura de carbono a través del repoblamiento y crecimiento de nuevos individuos (Proffitt y Devlin, 2005).

Para que un ecosistema de manglar pueda ser considerado como restaurado, no solo debe parecerse en la estructura de la vegetación a un bosque natural, si no también debe proporcionar funciones similares, lo cual no significa que el ecosistema restaurado debe funcionar exactamente como lo hacía antes de su perturbación (Mckee y Faulkner, 2000). Sin embargo, en términos de estructura y función esto es poco probable, ya que las condiciones iniciales de hidrología y características del sedimento han cambiado con el tiempo (Mckee y Faulkner, 2000). Por otra parte, ningún proyecto tiene la probabilidad de llevar a cabo una evaluación completa de éxito de la restauración en bosques reforestados si hay limitaciones en los plazos de monitoreo y restricciones presupuestales.

En México si bien no hay cifras exactas, si se han dado -y aún los hay- apoyos para la restauración de manglares. Sin embargo, estos proyectos no han sido en mayoría bajo una estrategia que asegure el éxito de la restauración, y que estos reporten resultados y análisis bajo diferentes perspectivas, por ejemplo captura de carbono, biodiversidad, protección a tormentas, entre otros. En este estudio, el objetivo fue determinar la captura de carbono aéreo en una zona de manglar después de 8 años de restauración activa.

Materiales y métodos

La zona de estudio se conoce como “Zona de rehabilitación Fase 1”, y forma parte del Área Protegida Reserva de la Biosfera Ría Celestún ubicada en la costa noroeste de la Península de Yucatán (PY) (Figura1). La zona de rehabilitación comprende un total de 20 ha donde se condujeron acciones de rehabilitación hidrológica en el año 2007, las cuáles consistieron la apertura de un canal principal (de 600 m de longitud con un ancho de 2 a 3 m, profundidad de 60 a 100 cm) y surcos con una profundidad de 30 cm. Las metas con estas acciones fueron recuperar el hidroperíodo del sitio, y disminuir la salinidad intersticial.

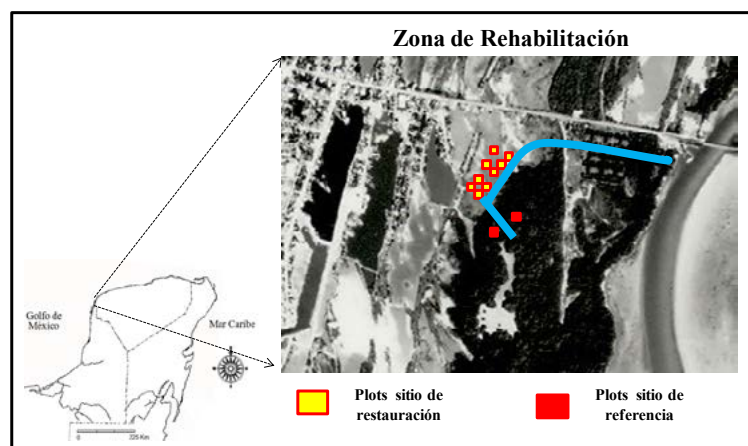


Figura 1. Área de estudio.

Diseño de campo. Al inicio del estudio (2006) se establecieron un total de 14 parcelas de 1 m² distribuidas en la zona de restauración de manera aleatoria. Se etiquetaron todas las plántulas presentes. En el año 2010 y por el crecimiento de las plántulas a etapa juvenil, se incrementó el tamaño de las parcelas a 25 m² quedando dentro de la misma área de las iniciales, siendo 8 en total (Figura 1).

Estructura del manglar de referencia. En parcelas de 0.01 ha (por duplicado) se midieron los atributos estructurales en el manglar sugeridos por Schaeffer-Novelli y Cintrón (1990), estos son: diámetro a la altura de pecho (DAP), área basal, densidad y altura, calculándose el índice de valor de importancia (IVI) para cada especie.

Salinidad intersticial. En cada parcela de restauración las de referencia se midió la salinidad del agua intersticial a 40 cm de profundidad con una sonda multiparamétrica (YSI 30). La frecuencia de muestro de esta variable fue bimensual.

Caracterización del sedimento. En cada parcela tanto del sitio de restauración como del de referencia, se colectó anualmente (2006-2014) muestras a de sedimento con un nucleador de PVC (6 cm de diámetro y 40 cm de largo). Se hicieron las determinaciones de densidad aparente, contenido de materia orgánica por pérdida de peso por ignición (Chen y Twilley, 1999), así como carbono total con un auto-analizador elemental CHN FLASH-EA-1112.

Nivel de inundación. Para medir los cambios en el nivel de inundación de la zona de restauración se usó un medidor electrónico (Levellogger Gold, model 3001) programado para medir cada hora. El periodo de la colecta de datos fue a partir del año 2009 hasta el 2014 (Figura 2).

Biomasa y carbono en plantas. Se consideró en este estudio a las plantas desde los 45 cm de altura, haciendo mediciones anuales (2007-2014). Se midieron los diámetros de los tallos a 30 cm del suelo, y a partir de que las plantas alcanzaron alturas de >1.5m se midió al nivel estándar del diámetro a la altura del pecho (1.3 m). En cada muestreo se colectaron plántulas de diferentes alturas y especies fuera de las parcelas de monitoreo, las cuales fueron secadas (60 °C por 72 h) y pesadas. La biomasa se calculó multiplicando la densidad de individuos por la biomasa promedio, y el contenido de carbono se determinó por auto-analizador elemental CHN FLASH-EA-1112 después de secar, moler y homogenizar las partes de cada planta, esto se hizo para organismos de menos de 2.5cm de DAP. Los resultados se reportan de acuerdo a las recomendaciones de Kauffman *et al.* (2013).

Biomasa y carbono en individuos adultos. Se consideró adulto a los árboles con diámetro ≥ 2.5 cm. La biomasa se calculó usando las ecuaciones alométricas descritas en Howard *et al.* (2014).

Análisis de datos. Para determinar si existen diferencias significativas con respecto a la salinidad, y nutrientes (densidad aparente, materia orgánica y carbono total) en el sedimento, se aplicó un análisis de medidas repetidas (ANOVA factorial). La normalidad se evaluó mediante gráficos de probabilidad, histogramas y pruebas de Shapiro-wilk. Cuando se presentaron diferencias significativas, las comparaciones por pares se analizaron utilizando pruebas post-hoc de Bonferroni. Para todos los análisis estadísticos, se utilizó un valor de significación de $\alpha < 0.05$. A lo largo de los resultados, todos los valores se relacionan como media \pm error estándar, esto se llevó a cabo en el programa STATITICA 7.

Resultados

Nivel de inundación. La zona de restauración permanece inundada durante casi todo el periodo de muestreo, registrándose los mayores niveles de inundación del 2009 al 2012, el nivel de inundación se registró hasta 0.48 m en al año 2011. Se presenta un descenso en el 2013 (Figura 2).

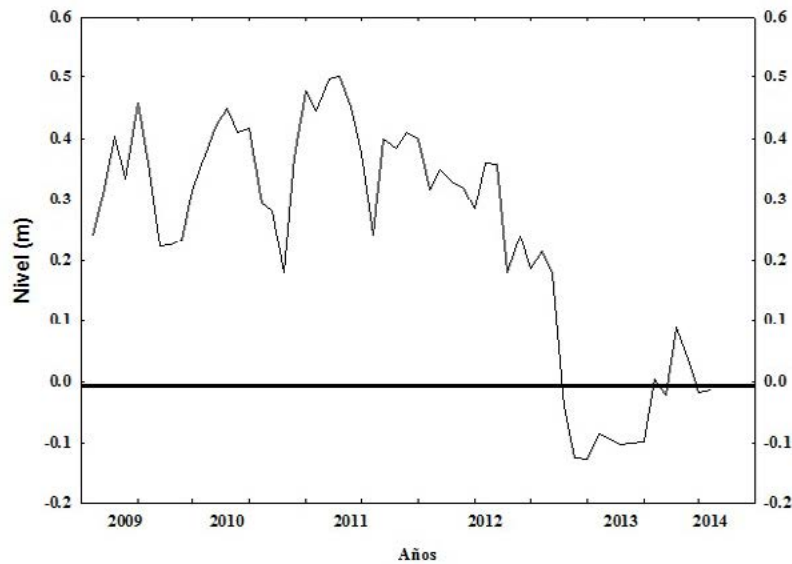


Figura 2. Nivel de inundación de la zona de restauración, donde la línea negra indica el nivel del sedimento.

La salinidad intersticial en el ecosistema de manglar es un “proxi” del balance entre las entradas y salidas de agua dulce y marina. En la zona de restauración este balance había sido desequilibrado por la interrupción de flujos ocasionando que el sitio tuviera condiciones hiperhalinas (100 ± 2.4 ups). Las acciones de restauración, principalmente la apertura del canal, tuvo la finalidad de disminuir la salinidad intersticial del sedimento. Los resultados fueron positivos, reflejándose en la reducción de la salinidad intersticial a valores de 38.8 ± 1.31 ups, después de un año de finalizadas las acciones de rehabilitación hidrológica. En el sitio de referencia la salinidad promedio durante el período de estudio fue de 42.6 ± 0.59 ups (Figura 3). Se presentaron diferencias significativas entre el sitio de referencia y el sitio de restauración ($F_{1,1283} = 60.6$; Bonferroni HSD test, $P < 0.0003$). Pese a que los manglares son halófilos y toleran condiciones salinas, las altas concentraciones de sal en el sedimento presentan consecuencias negativas a nivel metabólico y en las tasas de crecimiento, limitando la altura y la productividad de los ecosistemas de manglar. La variabilidad de la salinidad entre sitios en los años 2011 a 2012, se debe a las variaciones temporales de precipitación y la frecuencia de inundación de los sitios.

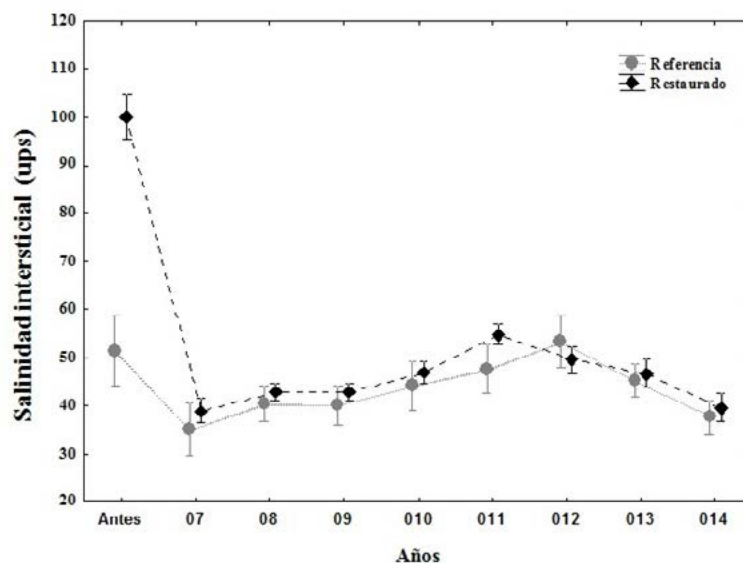


Figura 3. Cambios anuales de la salinidad intersticial en los sitios de restauración y de referencia.

Respecto a la densidad aparente de los sedimentos se presentaron diferencias significativas entre el sitio restaurado y sitio de referencia ($F_{1,938} = 58.7$, $P < 0.000$), observándose el valor más alto en el sitio de restauración previo a las acciones de rehabilitación ($0.61 \pm 0.04 \text{ g/cm}^3$) (Figura 4a). El contenido de materia orgánica no fue significativamente diferente entre el sitio restaurado y el de referencia ($F_{1,938} = 0.012$, $P < 0.911$) (Figura 4b). El contenido de carbono total es menor en ambos sitios previo a la apertura del canal, no se observaron diferencias significativas entre sitios ($F_{1, 938} = 0.849$; $P > 0.35$) (Figura 4c).

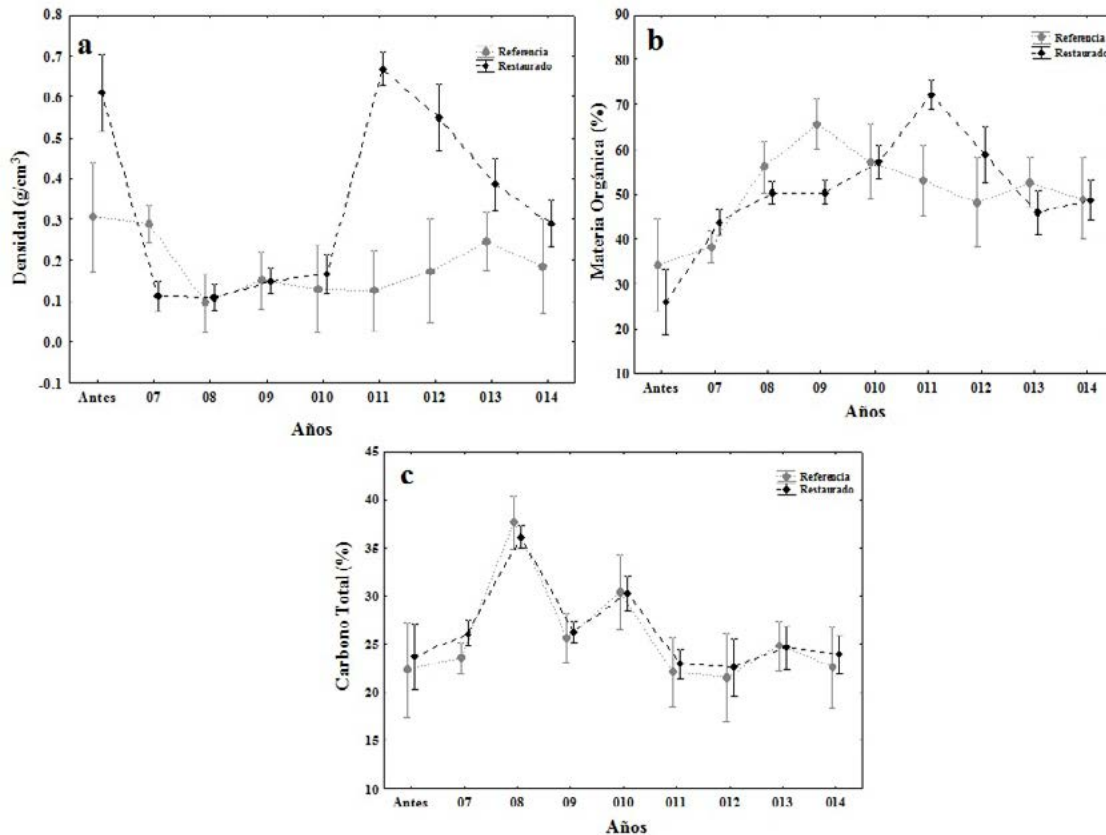


Figura 4. Densidad aparente (a), contenido de materia orgánica (b) y contenido de carbono total (c), en sedimentos del sitio de restauración y sitio de referencia.

Respecto a las variables estructurales del sitio de referencia, se observaron las tres especies de manglar dominando *A. germinans* con los mayores diámetros, seguida de *R. mangle* y por último *L. racemosa* (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características estructurales del manglar del sitio de referencia.

Variabes/Especie	¹ DAP (cm)	AB (m ² ha ⁻¹)	Densidad (ind ha ⁻¹)	³ IVI (%)
<i>A. germinans</i>	18.47	13.59	1650	55
<i>L. racemosa</i>	9.38	9.39	50	17
<i>R. mangle</i>	9.38	9.09	750	28
Total	9.25	27.3	2900	100

¹ DAP= diámetro a la altura del pecho, ² Índice de complejidad (IC)= área basal *densidad *altura *número de especies *10⁻⁵,

³ Valor de importancia (IVI) es la suma de la frecuencia relativa, densidad relativa y dominancia relativa dividido entre 3.

Los cambios temporales de las características de las plántulas hasta árboles, biomasa y captura de carbono, indican que las acciones de restauración han tenido éxito, y este se refleja mejor a partir del tercer año (Cuadro 2, Figuras 5 y 6). Se observó que a los 8 meses de haber concluido las acciones de rehabilitación hidrológica se establecieron individuos de manglar de las 3 especies con diámetro promedio de tallo de 0.75 ± 0.01 cm, altura de 55.6 ± 2.73 , considerándose estos valores como la talla inicial. Al final del periodo de muestreo (8 años después) el DAP promedio es de 5.97 ± 0.11 cm y la altura de 701.4 ± 13.6 cm (Cuadro 2).

El incremento en altura y diámetro se ve reflejado en biomasa y la captura de carbono correspondiente. La relación alométrica entre el diámetro del tallo-tronco, y la biomasa se ajusta a una polinomial (Figura 5), la cual es suficientemente exacta para estimar la captura de carbono en la zona de restauración de este manglar. Se observa que en la segunda mitad del periodo de estudio (del año 4 al 8) el incremento es proporcionalmente mayor en relación al registrado del periodo año 0 a 4.

Cuadro 2. Biomasa y contenido de carbono de individuos en diferentes años en la zona 1. Los valores son media \pm EE.

Años	Diámetro (cm)	Altura (cm)	Densidad (ind m ²)
1	0.75 ± 0.01	55.6 ± 2.73	13.64 ± 1.3
2	1.96 ± 0.02	137.2 ± 6.72	12.59 ± 1.2
3	2.53 ± 0.04	147.1 ± 7.74	11.06 ± 0.15
4	2.75 ± 0.06	382.3 ± 16.03	2.08 ± 0.12
5	3.03 ± 0.05	414.5 ± 13.14	1.39 ± 0.12
6	3.69 ± 0.14	478.3 ± 18.12	1.26 ± 0.11
7	4.57 ± 0.06	634.2 ± 9.95	1.18 ± 0.80
8	5.97 ± 0.11	701.4 ± 13.64	1.00 ± 0.90

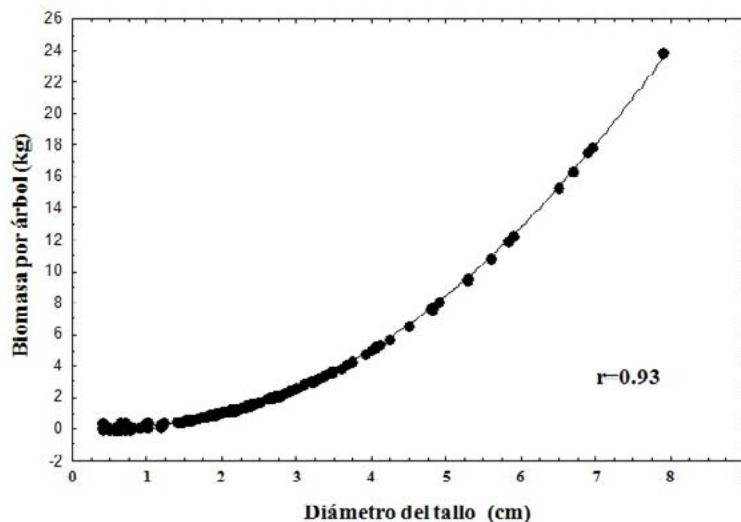


Figura 5. Relación alométrica entre diámetro de manglar y la biomasa.

El almacén de carbono aéreo durante el proceso de restauración y tiempo de muestreo en este estudio (8 años) cambió de $0.018 \text{ Mg C ha}^{-1}$ a $59.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 6a), lo que significa una tasa de captura de $7.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Sin embargo, debido al aumento acelerado de biomasa entre el año 4 al 8, es probable que a medida que el bosque madure la biomasa y el carbono correspondiente aumentarán a una tasa mayor. El almacén de carbono en el manglar con 8 años de restauración es el 52% respecto al manglar de referencia en estado conservado (Figura 6b). Si la tendencia de aumento en biomasa del manglar con las acciones de restauración continúa al menos a la misma velocidad, es probable que en 8

años más (total 16 años de restauración) el C aéreo del manglar restaurado sea similar al manglar de referencia.

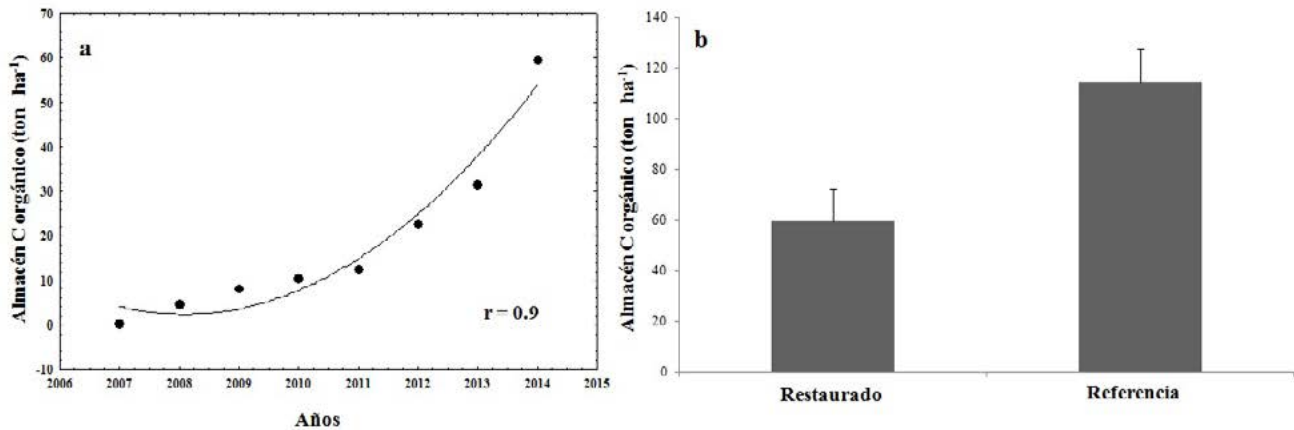


Figura 6. Curva de crecimiento polinómica expresado en términos de almacén de carbono orgánico Mg ha⁻¹ en diferentes años de restauración (a) y almacén de carbono en sitio de referencia y en el sitio restaurado (b).

Discusión

Las acciones de restauración en el manglar degradado de Celestún favorecieron la recuperación de los cambios en el nivel de inundación y salinidad intersticial a valores tolerables por plantas de manglar (<50 ups). En Florida (E.U.A) y Nueva Zelanda se ha observado que la apertura de canales en zonas de manglar degradados favorece la recuperación de la vegetación y de otras comunidades (peces), e incluso la comunidad vegetal impactada se acerca a la comunidad vegetal original del sitio (Burdick y Dionne, 1996).

Las características del sedimento en los primeros 30 cm no variaron significativamente entre el sitio en restauración y el de referencia. Es probable que la entrada de agua al sitio en restauración por las acciones de rehabilitación hidrológica además de desalinizar los sedimentos, favoreció los procesos de remineralización de nutrientes por actividad bacteriana, y se hagan disponibles para las plántulas al transcurrir el tiempo de restauración (Holguin *et al.*, 2001), y probablemente por ello las variaciones temporales que se observan en algunas de las características de los sedimentos (Figuras 4a y 4b). Los resultados de este estudio indican que la desalinización de los sedimentos y la disponibilidad de nutrientes en el manglar en restauración tomo al menos 8 meses, ya que este fue el tiempo que transcurrió entre el término de la apertura del canal principal y canales secundarios, y el establecimiento de las plántulas de manglar.

El almacén de carbono aéreo a 8 años de las acciones de restauración alcanzo valores cercanos a 60 Mg C ha⁻¹ o lo que equivale a 7.5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Dado que probablemente este sea de los primeros estudios sobre mediciones específicas de este proceso en manglares restaurados en México, es difícil establecer comparaciones y la eficiencia del sitio para este servicio ambiental. Sin embargo, estudios de reforestación de manglares en plantaciones del Pacífico muestran variaciones de la captura de C aéreo de entre 0.09 y 11.7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Camacho *et al.*, 2011, Kridiborworn *et al.*, 2012), por lo que la restauración del manglar en Celestún ha sido exitosa en este contexto. Se ha observado en Filipinas que después de 15 años de restauración-reforestación la biomasa aérea de bosques (312 ton ha⁻¹) supera al sitio de referencia, con una captura de carbono de 9.36 Mg C ha⁻¹ (Camacho *et al.*, 2011), mientras que Tailandia en un sitio con una reforestación de 9 años registro una captura de carbono de 12.9 Mg C ha⁻¹ (Kridiborworn *et al.*, 2012). Aún falta por determinar la captura y almacenamiento de C en el

compartimento de los sedimentos, donde los manglares han demostrado tener los valores más altos (Donato *et al.*, 2013).

Hay que mencionar que las condiciones ambientales (biogeoquímica de los sedimentos e hidrología) de las plantaciones respecto a los sitios degradados son diferentes, por ello el crecimiento y captura de C en los primeros 4-5 años en la zona de restauración fue menor respecto a los años restantes (Figura 6a), sugiriendo que hay al menos dos fases en el proceso de recuperación de la biomasa aérea de manglares restaurados a través de acciones de rehabilitación hidrológica.

Pese a que los bosques de manglar juegan un papel importante en el ciclo del carbono de los ecosistemas costeros tropicales y subtropicales, existe escasa información de las variaciones en las tasas de captura de carbono y los procesos que determinan las diferencias. Es prematuro establecer patrones de variación del potencial de captura de C en manglares bajo procesos de restauración. Existe un campo abierto para la investigación sobre las mejores estrategias de restauración de manglares para maximizar la captura y almacenamiento de C no sólo en el componente aéreo sino también en el subterráneo. Este estudio demuestra que sólo a través de proyectos de largo plazo es posible contar con información científicamente robusta que oriente políticas públicas en el tema captura y almacenes de carbono en manglares, y que incluye los términos de referencia de las convocatorias para proyectos de restauración, conservación y manejo sustentable o investigación.

Conclusiones

La restauración de manglares como medida de mitigación al cambio climático es una estrategia funcional debido a que se ha mostrado que realizando rehabilitación hidrológica la captura de carbono es de $7.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, favoreciendo al almacén de carbono aéreo y confirmando que los proyectos de restauración deben ser evaluados a largo plazo, para poder evaluar la función del ecosistema sujeto a procesos de recuperación.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT); Consejo de Ciencia, Innovación y Tecnología del Estado de Yucatán (CONCIYTEY) por la beca otorgada a Claudia Teutli Hernández para realizar el doctorado; Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN, Mérida), por las facilidades para llevar a cabo los muestreos y análisis de laboratorio. Gracias a Octavio Cortes Balan, Javier Ramírez Ramírez, Laura Carillo, Juan Caamal, Eunice Pech por los apoyos en salidas de campo y asistencia de laboratorio. Este trabajo fue apoyado por la comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO), por el proyecto GH009 y por Ducks Unlimited de México (DUMAC), con facilidades de campo en su estación de investigación en Celestún (Centro de Investigación y Capacitación en Recursos Naturales “John E. Walker”).

Bibliografía

- Burdick, D.M., M. Dionne, R.M. Boumans and F.T. Short. 1996. Ecological responses to tidal restorations of two northern New England salt marshes. *Wetlands Ecology and Management* 4(2):129-144.
- Camacho, L.D., D.T. Gevan, A.P. Carandanga, S.C. Camacho, E.A. Combalicera, L.L. Rebugio and Y.Y. Younb. 2011. Tree biomass and carbón stock of a community-managed mangrove forest in Bohol, Philippines. *Forest Science and Technology* 7:161-167.
- Chen, R. and R.R. Twilley. 1999. Patterns of mangrove forest structure and soil nutrient dynamics along the Shark River estuary, Florida. *Estuaries* 22(4):955-970.
- Donato, D.J., J.B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geosciences* 4:293-297.



- Duke, N.C., J.O. Meynecke, S. Dittmann, A.M. Ellison, K. Anger, U. Berger, S. Cannicci, K. Diele, K.C. Ewel, C.D. Field, N. Koedam, S.Y. Lee, C. Marchand, I. Nordhaus and F. Dahdouh-Guebas. 2007. A world without mangroves?. *Science* 317: 41-42.
- Holla, K.D. and T.M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management* 261:1558-1563.
- Holguin, G., P. Vazquez and Y. Bashan. 2001. The role of sediment microorganism 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, M. Telszewski and E. Pidgeon (Eds.). 2014. *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Mckee, L.K. and L.P. Faulkner. 2000. Biogeochemical function in mangrove forest. *Restoration Ecology* 8(3):247-259.
- Osland, M.J., A.C. Spivak, J.A. Nestlerode, J.M. Lessmann, A.E. Almario, P.T. Heitmuller, J.M. Russell, W.K. Krauss, F. Alvarez, D.D. Dantin, J.E. Harvey, A.S. From, N. Cormier and C.L. Stagg. 2012. Ecosystem development after mangrove wetland creation: plant-soil change across a 20-year chronosequence. *Ecosystems* 15:848-866.
- Proffitt, E.C. and D.J. Devlin. 2005. Long-term growth and succession in restored and natural mangrove forest in southwestern Florida. *Wetlands Ecology and Management* 13:531-551.
- Schaeffer-Novelli, G. and G. Cintrón. 1990. *Métodos para la descripción y estudio de áreas de manglar*. Ingeniería Marítima, Ciencias del Mar. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Puerto Rico.
- Kauffman, J.B., D.C. Donato and 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. 37 p.
- Kridiborworn, P.C.A., M. Yuttitham and S. Tripetchkul. 2012. Carbon sequestration by mangrove forest planted specifically for charcoal production in Yeasarn, SamutSongkram. *Journal of Sustainability, Energy & the Environment* 3:87-92.

4.6 Emisión de gases de efecto invernadero y uso de suelo en las lagunas de Chaschoc (Emiliano Zapata, Tabasco)

Rojas-Oropeza Marcelo^{1,2}; Ponce-Mendoza Alejandro³ y Cabirol Nathalie²

¹Centro del Cambio global y la Sustentabilidad en el Sureste. CP 86080, Villahermosa, Tabasco.

²Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.

³Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Delegación Tlalpan, CP 14010, Ciudad de México.
Autor para correspondencia: mro17@ciencias.unam.mx

Resumen

Lagunas de Chaschoc (Emiliano Zapata, Tabasco) constituyen un ecosistema humedal tropical, ribereño al río Usumacinta. Es una selva mediana y baja; con actividad agrícola, ganadera y urbana. El objetivo del trabajo fue evaluar la calidad del suelo a través la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) en zona de transición acuático/terrestre (en nivel hidráulico bajo, medio y alto), durante pulsos de inundación (transición máxima (agosto), máxima (noviembre), y transición mínima (marzo)). La menor producción de CO₂ se registró en suelo de nivel medio (9.2 mg/día·m²), y la mayor en nivel alto (76.57 mg/día·m²), durante el pulso de inundación transición mínima (marzo). La menor producción de CH₄ se presentó en el pulso transición mínima (0.01 mg/día·m²), y la mayor en el pulso máximo (76.3 mg/día·m²). La producción de N₂O osciló entre 0 y 0.86 mg/día·m² correspondientes al pulso de transición mínima, y él de máxima respectivamente. El suelo ganadero presentó la producción mayor de CO₂ durante el pulso de transición mínima, y la menor durante el pulso máximo (0 mg/día·m²). La menor emisión de CH₄ se detectó en el suelo de tránsito urbano y agrícola; la mayor fue en el suelo ganadero. La menor producción de N₂O se registró en suelos mixto, agrícola y ganadero, y la mayor en el ecosistema natural. En general, no hay diferencias significativas en la emisión de GEI entre los distintos usos de suelo, comportamiento que se puede relacionar con la resiliencia del humedal.

Palabras clave: ganadería, agricultura, pulso de inundación, humedal tropical.

Abstract

Lagoon system of Chaschoc (Emiliano Zapata, Tabasco) is a tropical wetland ecosystem, in the basin of Usumacinta river. It is a medium and low jungle; with agricultural, livestock and urban activity. The aim of this work was to evaluate soil quality through the emission of greenhouse gases (GHGs) in transition area of aquatic / terrestrial (in hydraulic level low, medium and high), during flood pulses (maximum transition (August), maximum (November), and minimal transition (March)). The lower production of CO₂ was recorded in level medium soil (9.2 mg/day·m²), and highest in high level (76.57 mg/day·m²) during the flood minimum transition pulse (March). The lower production of CH₄ was presented at the minimum transition pulse (0.01 mg/day·m²), and the highest in the maximum pulse (76.3 mg/day·m²). N₂O production ranged between 0 and 0.86 mg/day·m² for the minimum transition pulse, and the maximum respectively. The livestock soil had the highest production of CO₂ during the minimum transition pulse, and the lower during the maximum pulse (0 mg/day·m²). The lower emission of CH₄ was detected in the soil of agricultural and urban transit; the largest was in the livestock soil. The lower production of N₂O was registrated in mixed, agricultural and livestock soils, and highest in the natural ecosystem. Overall, no significant differences in GHG emissions between different land uses, behavior that may be related to the resilience of the wetland.

Key words: livestock, agriculture, flood pulse , tropical wetland.



Introducción

Los humedales son uno de los ecosistemas ecológicos de mayor relevancia en nuestro planeta, siendo los espacios más productivos del mundo (Sobre los Humedales, 2004): son fuentes de agua, productividad primaria y cunas de diversidad biológica. Por lo tanto, son indispensables por los innumerables servicios ecosistémicos que brindan, desde suministro de carbono, nitrógeno y demás elementos, agua dulce, alimentos, materiales de construcción, y biodiversidad, hasta control de crecidas, recarga de aguas subterráneas y mitigación del cambio climático. De igual manera, estos ecosistemas funcionan como purificadores gracias al importante reciclaje de nutrientes que, en su bioma, ocurre a través de los ciclos biogeoquímicos.

Los ciclos biogeoquímicos caracterizan el flujo de nutrientes en los ecosistemas, dentro y hacia afuera, donde están siendo constantemente biotransformados por los organismos pertenecientes a los 3 dominios. Uno de los productos del ciclo del carbono (C) y del nitrógeno (N) son los gases de efecto invernadero (GEI). Son aquéllos que en la atmósfera regulan naturalmente la radiación emitida por la superficie terrestre, retienen el calor y producen el fenómeno conocido como efecto invernadero (IPCC, 2007). Los GEI se emiten de forma natural en concentraciones relativamente bajas; sin embargo, la actividad humana ha cambiado significativamente éstas en la atmósfera.

Es así que la evaluación de la emisión de GEI a través del estudio de los ciclos biogeoquímicos del C y del N puede funcionar como indicador de actividad microbiana y en general, de la homeostasis en el ecosistema, los cuales pueden modificarse en función de un cambio de uso de suelo, contaminación o degradación. La acumulación de materia y energía en el ambiente puede ser modificada por procesos químicos que contaminan y esta acumulación interfiere en los ciclos biogeoquímicos que se llevan a cabo en forma espontánea y que pueden ser influenciados por la actividad antropogénica (Navarro y Navarro, 2000; Solís y López, 2003).

Dentro del ciclo de carbono los humedales desempeñan un papel importante. La captación de C se realiza en su mayoría a través de las plantas que fijan el CO₂ de la atmósfera y lo convierten a carbono orgánico (Corg). Ligado a esto, en los humedales existen gradientes de óxido-reducción, que influyen fuertemente el destino y las transformaciones de la materia orgánica, mismas que determinarán si un humedal actúa como una trampa o reserva de C, o bien fuente de GEI.

Por su parte, los compuestos nitrogenados son esenciales en el crecimiento vegetal de los humedales, mismo que, junto con otros factores, estimula los ciclos biogeoquímicos de este ecosistema. El aporte de N al ecosistema se realiza de manera natural. Sin embargo, en el agua, es uno de los principales constituyentes de agua residual y deben su importancia a procesos como la eutroficación, su efecto en el contenido de oxígeno de los cuerpos de agua receptores y su toxicidad en especies acuáticas (Kadlec y Wallace, 2009).

A pesar de la relevancia, existen pocos estudios sobre el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos del C y N en humedales tropicales (Sjögersten *et al.*, 2014). Son necesarios mayores conocimientos de campo en estos ecosistemas para definir de manera apropiada el papel de los humedales tropicales en la producción de GEI, y en la reserva de macronutrientes. Estos estudios permitirán entender la dinámica de los ciclos biogeoquímicos en estas condiciones y así conocer y prever el impacto que genera el cambio de uso de suelo a través del empleo de los GEI como indicadores de calidad de suelo.

Las Lagunas de Chaschoc, ubicadas en el municipio de Emiliano Zapata (Tabasco), constituyen un ecosistema de tipo humedal tropical. De ahí la importancia de estudiar el estado actual de este ecosistema en el que se desarrollan actividades antropogénicas (vivienda, explotación de recursos naturales, agricultura, ganadería, pesca, como predominantes) y no cuenta con ningún tipo de protección y regulación jurídica. Por esta razón, se propone estudiar el comportamiento y estado del humedal a través de la evaluación de la emisión de GEI como indicador de la calidad del suelo en zona de transición acuático/terrestre (en nivel hidráulico bajo, medio y alto) en función de sus usos durante

los pulsos de inundación (transición máxima -agosto-, máxima -noviembre- y transición mínima -marzo-).

Materiales y métodos

Sitio de Muestreo

Las Lagunas de Chaschoc se encuentran en el municipio de Emiliano Zapata, el cual conforma uno de los 17 municipios del estado de Tabasco. Se localiza entre las coordenadas 17°44' latitud Norte y entre 91°46' longitud Oeste, dentro de la subregión Ríos en la región del Usumacinta. La mayor parte de la superficie es plana (Gordillo-Chavez *et al.*, 2015).

Definición de suelos

En este estudio, los usos de suelo se definieron según el Cuadro 1.

Cuadro 1. Definición de uso de suelo.

Usos de suelo	Descripción
Natural	Suelo en el que las actividades antropogénicas no tienen incidencia y hay predominancia de fauna nativa (<i>e.g.</i> , mono aullador).
Agrícola	Suelo agrícola en el que se cultiva principalmente maíz, frijol y calabaza.
Ganadero	Suelo que se utiliza para pastoreo de ganado, se cultiva el pasto humidícola como la <i>Brachiaria brizantha</i> para los mismos fines.
Tránsito urbano	Suelo en el que ocurre un habitual tránsito urbano; y/o paso y estacionamiento de lanchas; y/o paso de ganado.
Mixto	Suelo en el que se practica la agricultura, se utiliza para pastoreo de ganado (aunque no de manera habitual) además de ser un sitio de tránsito urbano.

Muestreo

El muestreo se realizó en los meses de agosto y noviembre de 2013, así como en marzo de 2014, que correspondieron a tres momentos de pulsos de inundación: lluvia y estiaje (transición máxima por inicio de lluvias, máxima cuando se registra el nivel máximo del agua, y transición mínima, mismos que correspondieron a los meses de agosto, noviembre y marzo respectivamente).

El muestreo se llevó a cabo en suelo de la ribera de los canales que conectan al río Usumacinta con las lagunas, y en las propias lagunas de los distintos sitios (Cuadro 2). En cada uno de ellos se muestreó la zona de transición terrestre/acuática (Figura 1), siendo:

- (i) suelo alto: suelo con presencia de pasto (designado como “P”), generalmente no se inunda en temporada de lluvias, que es cuando el nivel del agua llega al máximo.
- (ii) suelo mediano: suelo que está cubierto por el nivel del agua en temporada de lluvias, (designado como “A”).
- (iii) suelo bajo que se encontraba al margen del río, (designado como “L”) en temporada de estiaje.

Cuadro 2. Sitios de estudio.

Sitios	Uso de suelo**	Ubicación geográfica	
Canal Usumacinta* (CU)	Tránsito urbano (entrada al humedal)	1 (entrada)	17°45'42.82" N 91°44'20.49" O
	Agrícola (salida/entrada)	2 (salida/ entrada)	17°51'05.73" N 91°46'36.95" O
Laguna Chaschoc (LC)	Suelo natural	1	17°47'55.50" N 91°43'55.84" O
		2	17°48'02.05" N 91°43'22.46" O
Laguna Gaytán Chico (LG)	Suelo natural	1	17°50'00.61" N 91°46'01.64" O
	Suelo de uso agrícola	2	17°50'36.80" N 91°45'26.35" O
Canal San Ignacio (CSI)	Suelo de uso agrícola	1	17°51'07.76" N 91°46'10.22" O
		2	17°50'47.79" N 91°45'38.71" O
Canal Pochote (CP)	Suelo de uso ganadero	1	17°46'26.48" N 91°44'23.97" O
	Suelo de uso mixto (ganadero y agrícola)	2	17°46'53.08" N 91°44'23.21" O

*Canal Usumacinta corresponde a la entrada y salida del humedal y se encuentra en contacto directo con el paso del río Usumacinta.

**Cabe aclarar que cuando se apunta más de un uso de suelo a un sitio es porque en él se desarrollan diferentes actividades pero en lugares independientes.

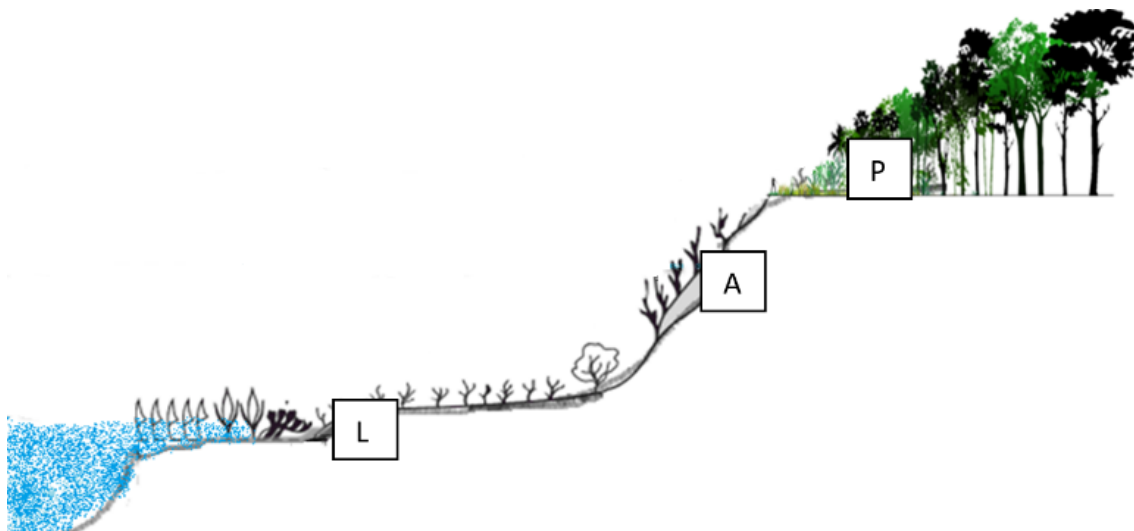


Figura 1. Zonas de muestreo P (nivel alto; suelo con pasto), A (nivel mediano) y L (nivel bajo).

En cada sitio se tomaron en cuenta las siguientes características: zona de transición acuática/terrestre, ubicación geográfica (GPS) y niveles del agua.

Cinética de producción de gases

La cinética de producción de los GEI (CO₂, CH₄ y N₂O) se realizó con la Técnica de Cámara cerrada en el suelo (St. Louis *et al.*, 2000). Cada cámara se adaptó con un bidón de agua con un volumen de 20 L; se les removió la parte basal y a cada tapa se colocó un septo, mediante el cual se tomó la muestra de gas, y un termómetro bimetalico con vástago. La cinética se realizó por cuadruplicado durante 45 min con toma de 20 ml de gas a los 0, 15, 30 y 45 min respectivamente. Cada muestra de gas se conservó en un vial de 25 ml de borosilicato, tapado con un septo y previamente vaciado en un volumen de 20 L.

Muestras de suelo

Para los sitios no inundados se tomaron los primeros 10 cm de profundidad, cuidando de quitar a lo mucho 1 cm de la parte superficial del suelo, y del mismo lugar de donde se colocó cada campana; en el caso de los sitios inundados se recurrió a un nucleador de aproximadamente 4 m de largo y se tomaron los primeros 5 cm de profundidad. Estas muestras se guardaron en hieleras para mantenerlas a una temperatura de 4 °C hasta ser analizadas en laboratorio. El total de muestras recolectadas es de n=47.

Caracterización fisicoquímica y biológica del suelo–Análisis de los GEI

Los análisis realizados en laboratorio se presentan en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Métodos utilizados en la caracterización fisicoquímica del suelo.

Análisis	Método
Carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT)	En un Analizador elemental de CNSH, Perkin Elmer 2400 Serie II en el Laboratorio de Edafología ambiental del Instituto de Geología (UNAM). Previo a este análisis cada muestra de suelo fue secada a 105 °C durante 24 h y se pulverizaron en un mortero de ágata para tener un polvo fino.
Producción de CO ₂ , CH ₄ y N ₂ O	Se identificaron CO ₂ , CH ₄ y N ₂ O en la entidad académica CINVESTAV del IPN, mediante cromatografía de gases en un cromatógrafo con Detector de Ionización de Llama (FID) para CH ₄ ; y un cromatógrafo con Detector de Captura de Electrones (ECD) para CO ₂ y N ₂ O. Antes de cada medición se realizó una curva de calibración para cada gas: CO ₂ . Se utilizó un estándar de CO ₂ de 1500 ppm y se inyectaron 0.2, 0.4 y 0.6 ml del mismo con tres repeticiones. CH ₄ . Se utilizó un estándar de CH ₄ de 5 ppm y se inyectaron 0.2, 0.8, 1.4 y 2 ml del mismo con tres repeticiones. N ₂ O. Se utilizó un estándar de N ₂ O de 10 ppm y se inyectaron 0.2, 0.4 y 0.6 L del mismo con tres repeticiones.

Cálculo de emisión de GEI

A partir de la concentración de gas obtenido en cada muestra se aplicó la *ecuación de estado de los gases ideales* para calcular el número de moles presentes en 1 ml tomado a presión atmosférica de 1 atm para Lagunas de Chaschoc (a nivel del mar) y en 1 ml tomado a presión atmosférica de 0.769 atm (585 mm Hg/760 mm Hg) para la Ciudad de México. Una vez conocido el número de moles, se



convirtieron dichos valores a g/L para poder trabajarlos en el Paquete R (Team, 2014) para Windows X y obtener el *Flujo de gas de la campana* ($\text{g/día}\cdot\text{m}^2$).

Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó en el programa STATISTICA 7 para Windows. Para los resultados de caracterización física, química y biológica del suelo se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis, apoyada en la prueba de normalidad aplicada a cada variable, esto con el fin de analizar las varianzas de las diferentes variables de respuesta entre los grupos de estudio: uso de suelo, pulso de inundación y zona de transición hidráulica. Posteriormente se realizaron pruebas de post-hoc para identificar donde existían diferencias, según se presentará el caso.

Para los GEI, los datos obtenidos de cada gas se les realizó una prueba de homogeneidad de varianza y normalidad, siendo esta última negativa en los tres gases, por lo que se optó por utilizar estadística no paramétrica a través de la prueba de Kruskal-Wallis, con la función “Kruskal” del paquete “Agricolae”, dentro del programa R version 3.1.1 (R Core Team, 2014).

Resultados y discusión

Carbono orgánico total y Nitrógeno total

Tanto el Carbono orgánico total (COT) como el Nitrógeno total (Ntot) no presentaron diferencias significativas entre los pulsos de inundación ($p= 0.9$), usos de suelo ($p= 0.22$) ni en zonas de transición ($p= 0.1$). De manera general, el porcentaje de Ntot a lo largo del estudio fue en promedio de 0.25 ± 0.15 ($n= 21$), valor considerado como extremadamente rico (Fernández *et al.*, 2006) y el de COT fue en promedio de 3.44 ± 1.37 ($n= 21$), lo cual se considera alto.

Emisión de CO₂

Durante el pulso de inundación transición máxima, la producción de CO₂ no presentó diferencias significativas en los usos de suelo (Figura 2). En el pulso máximo, se detectó una emisión significativamente mayor en los suelos de tránsito urbano y agrícola respecto al mixto, ganadero, y natural. En el pulso transición mínima, la emisión del suelo ganadero fue significativamente mayor al resto. Y considerando las zonas de transición, las emisiones lucen homogéneas entre los diferentes usos de suelo en los tres pulsos de inundación.

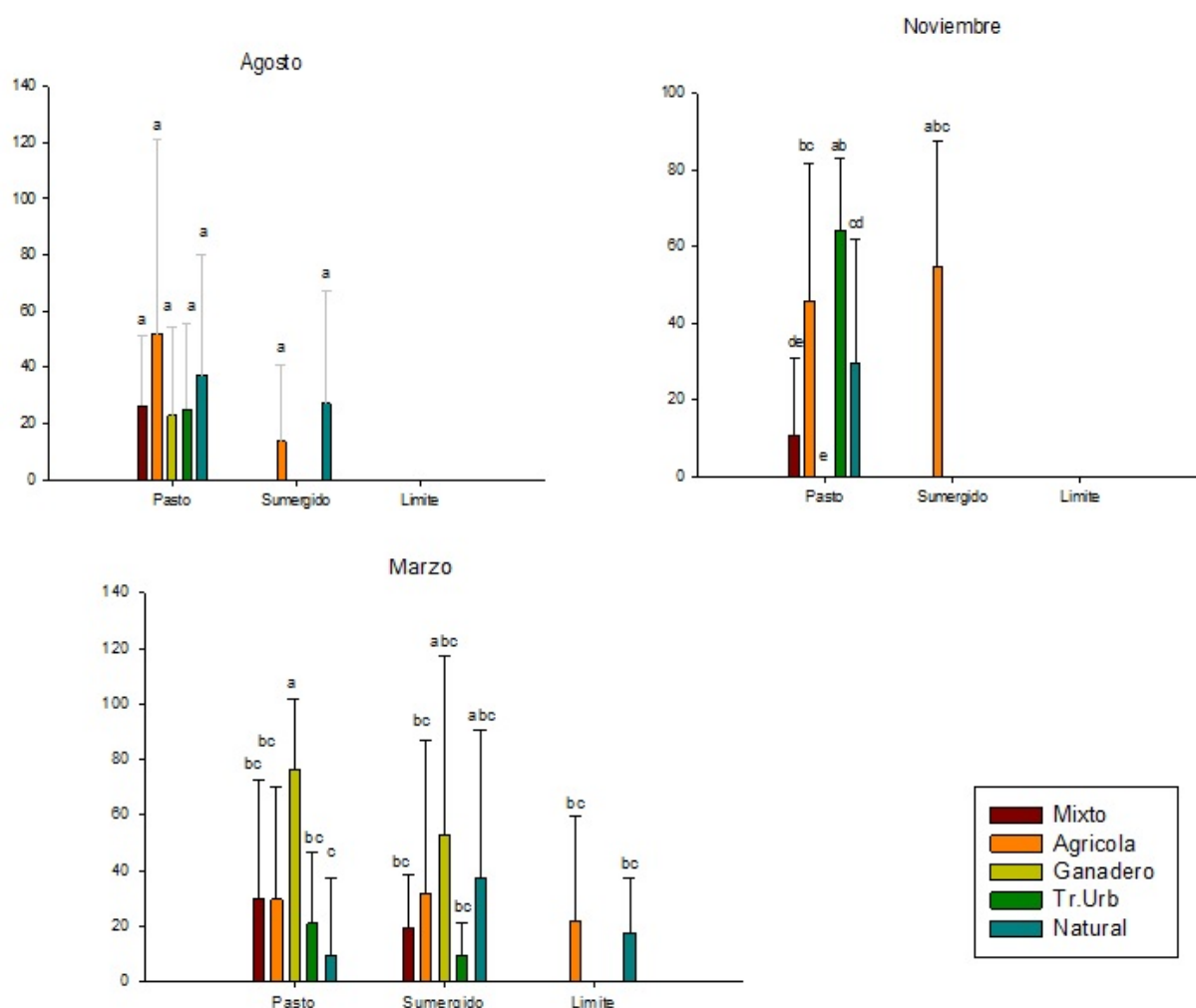


Figura 2. Producción de CO₂ (mg/d·m²) a lo largo de los pulsos de inundación entre los diferentes usos de suelo. Diferencias significativas indicadas con letras.

Las fluctuaciones en la emisión de CO₂ muestran relación con el nivel del agua, ya que éste determina el grado de aireación del suelo (Ruser *et al.*, 2006). Las mayores emisiones se encontraron en el pulso de inundación transición mínima (marzo) y las menores en el pulso de inundación máxima (noviembre). Este comportamiento responde a los procesos de mineralización de la MO en condiciones anaerobias y aerobias respectivamente. Durante el estiaje, la presencia de O₂ disuelto en el suelo permite la oxidación bioquímica de la MO, misma que libera grandes cantidades de CO₂, junto con otros compuestos como H₂O, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻ (Porta *et al.*, 2013). Aunado a esto, la respiración vegetal y de fauna, así como la oxidación microbiana de metano también liberan CO₂ (Rastogi *et al.*, 2002; Whalen, 2005). De manera contraria a lo mencionado, los picos altos de producción de CO₂ encontrados en el suelo de tránsito urbano y agrícola durante el pulso de noviembre se pueden deber a que recibieron material orgánico contenido en los sedimentos arrastrados en el canal, al momento de subir el nivel del agua; sumado a ello, estos suelos no quedaron completamente inundados pues el nivel del agua en el suelo de tránsito urbano tenía una altura de ~50 cm que no impedía el paso de personas o ganado (aireando de esa manera el suelo), y una repetición del suelo agrícola quedaba expuesto.

El cambio de uso de suelo, las actividades agropecuarias y el drenado de los humedales produce emisiones de CO₂ considerables (Barbier *et al.*, 1997; Hynšt *et al.*, 2007; Thornton y Herrero, 2010).

No obstante, las emisiones detectadas en todos los usos de suelo no resultaron comparables con las encontradas en suelos agrícolas, ganaderos o las de un humedal drenado. Dicho esto, se debe decir que la baja concentración de CO₂ emitida en las Lagunas de Chaschoc indican un equilibrio en el sistema, donde el humedal es capaz de remover y purificar la carga orgánica proveniente de las actividades agrícolas y ganaderas, que implican el empleo de fertilizantes, plaguicidas y el aporte de abono natural. Por lo tanto, es factible que el humedal se encuentre dentro de su capacidad de resiliencia. Esto mediante la retención en los sedimentos, adsorción por parte de las plantas y la descomposición microbiana (Jiang *et al.*, 2004).

De acuerdo con lo anterior, las emisiones de CO₂ provenientes de un humedal natural no se encontraron ampliamente reportadas en la bibliografía debido a que generalmente son considerados sumideros de carbono (incluso en estiaje o en pulsos de inundación mínima) por dos razones esenciales: secuestran grandes cantidades de CO₂ a través de la fotosíntesis de la abundante vegetación característica de los humedales ribereños y a que son de los ecosistemas terrestres con un potencial de almacenamiento de C más altos debido a las bajas tasas de descomposición inducidas por el nivel alto del agua (Whiting y Chanton, 2001; Rastogi *et al.*, 2002; Kayranli *et al.*, 2010; Knox *et al.*, 2014). En otras palabras, la productividad primaria está rebasando las tasas de descomposición y por lo tanto las formas de carbono que predominaron fueron principalmente el carbono orgánico del suelo en los tres pulsos de inundación. Martínez y colaboradores (2008) indicaron que el carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante del ciclo global del C, ocupando un 69.8% del C orgánico de la biósfera.

Emisión de CH₄

La emisión de CH₄ medida en el pulso de agosto no presentó diferencias significativas entre los diferentes suelos ni entre las zonas. La producción de CH₄ resultó ser significativamente mayor ($p=0.01$) en el pulso de noviembre de la zona de transición nivel alto (pasto) para ganadero; para la zona mediana (sumergido), el suelo agrícola fue significativamente mayor a las zonas pasto del suelo natural, tránsito urbano y mixto. En marzo, no se apreciaron diferencias claras entre las zonas y los diferentes usos de suelo (Figura 3).

Mientras que el anegamiento es un medio eficaz para secuestrar C, también tiene efectos secundarios sobre la emisión de GEI a través de una mayor producción de CH₄. La emisión de CH₄ se presentó de manera significativa sólo durante el pulso de inundación de noviembre. Esto se explica por la subida del nivel del agua, ya que es el factor principal, junto con la temperatura (>20 °C; Christensen *et al.*, 2003), que ejerce influencia en los aspectos biológicos de la respiración metanogénica o metanogénesis (Kayranli *et al.*, 2010): promueve un ambiente de anaerobiosis (potencial redox de -224 mV; Hernández, 2010), junto a bajas concentraciones de sulfato y nitrato (datos no presentados), ideal para las arqueas metanógenas. Es entonces de esta manera que se corrobora un completo proceso anaerobio de la mineralización de la materia orgánica.

En los pulsos de agosto y marzo, la emisión de CH₄ determinada fue mínima, ya que posiblemente el bajo nivel del agua permitió una adecuada aireación del suelo favoreciendo más los procesos de oxidación aerobia que de respiración metanogénica. Pues los organismos metanógenos son sensibles a la presencia de O₂, lo cual inhibe su actividad (Whalen, 2005). La producción de CH₄ bajo estas condiciones ambientales ocurre gracias a que en el suelo se forma un horizonte aerobio en superficie y otro anaerobio en profundidad. La producción de metano se lleva a cabo en el horizonte profundo y se libera o puede ser oxidado (Whalen, 2005).

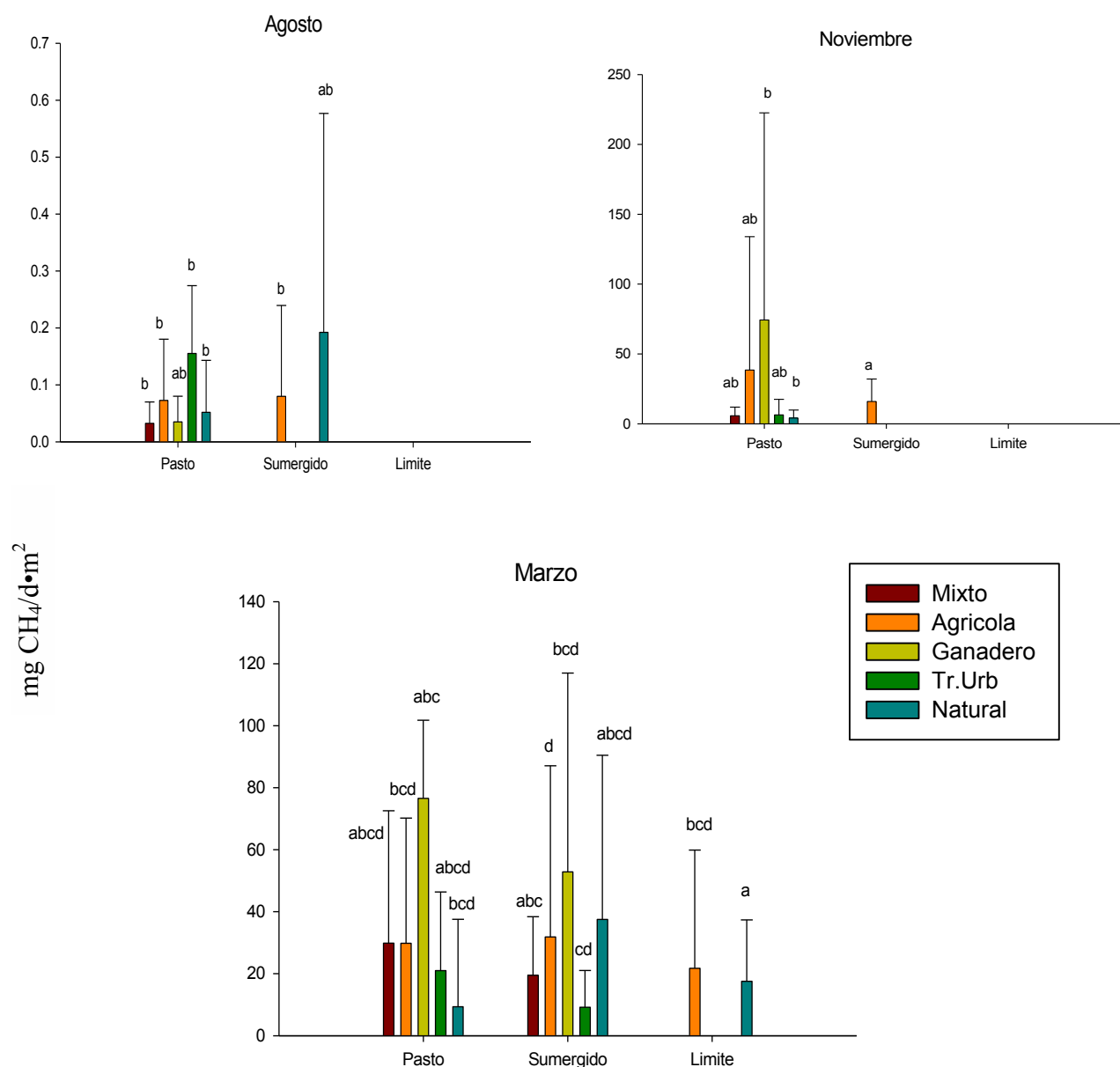


Figura 3. Producción de CH₄ (mg/d·m²) a lo largo de los pulsos de inundación entre los diferentes usos de suelo. Diferencias significativas indicadas con letras.

El suelo ganadero presentó una mayor producción de CH₄, lo cual se puede entender por la presencia de arqueas metanógenas halladas en el estiércol de ganado bovino. Sin embargo, no fue significativamente diferente a las emisiones encontradas en los otros usos de suelo. Comparando con otros estudios relacionados con la producción de CH₄ como los campos de arroz, en algunos casos resultó mayor y en otros, menor, donde los factores que intervenían era el periodo de inundación y las temperaturas ambientales principalmente (Liu *et al.*, 2009; Kayranli *et al.*, 2010; Morse *et al.*, 2012; Knox *et al.*, 2014). Según Whalen (2005), se expone que la vegetación puede atenuar la emisión de metano al facilitar su oxidación a través del transporte y liberación de O₂ de las raíces localizadas en la capa de suelo anóxico. Otro estudio reporta que los humedales de zonas tropicales, que son intermitentemente inundados, reportan emisiones menores respecto a los que se encuentran en zonas templadas y se encuentran inundados por largos periodos.

También el estudio de las emisiones de CH_4 confirma que las actividades agropecuarias no ejercen una presión significativa sobre las Lagunas permitiéndole al humedal depurar la carga orgánica a través de su almacenamiento.

Emisión de N_2O

La producción de N_2O de la zona alta/pasto no presentó diferencias significativas entre los pulsos de inundación en ninguno de los suelos ($p=0.5$). Sin embargo, fue en marzo del suelo natural que se presentó la mayor emisión. En la zona mediana/sumergido, sólo la producción de marzo fue significativamente mayor a la de noviembre en el suelo agrícola y ganadero; no obstante, no se asemeja a las detectadas en pasto. Y en la zona baja/límite, solo se pudieron muestrear los suelos agrícola y natural en el pulso de marzo sin apreciarse diferencias claras (Figura 4).

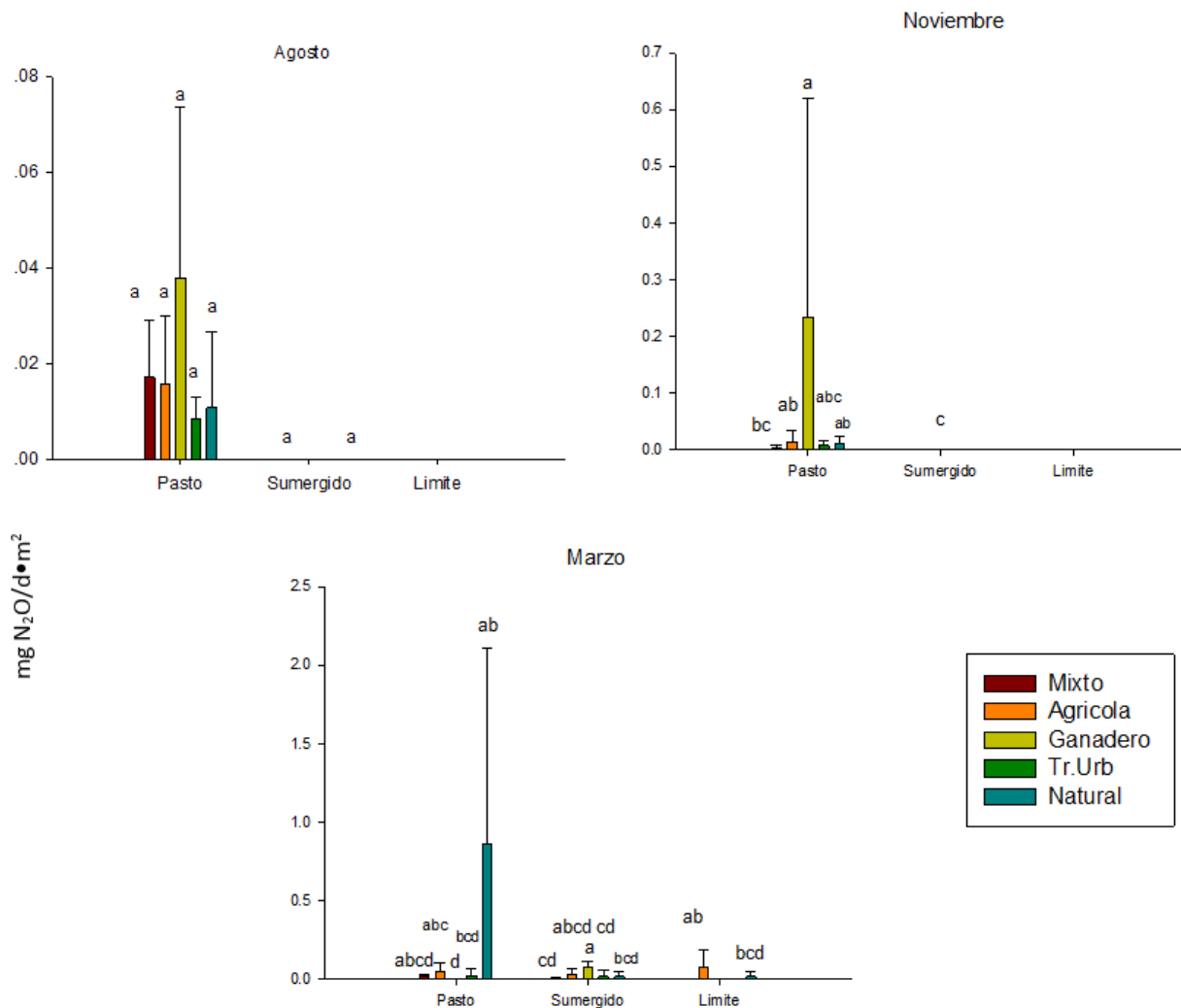


Figura 4. Producción de N_2O ($\text{mg/d}\cdot\text{m}^2$) a lo largo de los pulsos de inundación entre los diferentes usos de suelo. Diferencias significativas indicadas con letras.

El comportamiento de las fluctuaciones del N_2O fue similar a las del CO_2 , lo cual es comprensible al saber que la liberación de ambos gases es abundante en condiciones aerobias, tal como se observó en

los picos de inundación transición mínima (marzo). Para comprender la emisión en los pulsos de inundación anteriores es necesario considerar los procesos que intervienen en la producción de N_2O .

El N_2O se puede producir a través de distintos procesos. Gran parte del N_2O se produce a través de los procesos biológicos de la nitrificación-desnitrificación (Signor y Pellegrino, 2013), para los cuales debe haber suficiente O_2 para el primero y una reducida difusión de O_2 para el segundo (potencial redox de 450 mV), sin llegar al punto de inhibir la nitrificación. Esta situación puede explicar el pico de producción de N_2O en el pulso de marzo, aunque no fue de manera significativa. Sin embargo, en condiciones de anegamiento, el consumo de oxígeno es tal que la nitrificación se ve limitada y con ello la producción de los precursores de la desnitrificación (nitrato) (Pauwels y Talbo, 2004), caso que probablemente se puede atribuir a las Lagunas de Chaschoc durante los pulsos de agosto y noviembre.

En relación con lo anterior, en DeSimone y colaboradores (2010) se argumenta que las bajas concentraciones tanto de NO_3^- como de N_2O pueden indicar altas tasas de desnitrificación, resultando en la producción de N_2 más que de N_2O (Signor y Pellegrino, 2013).

Según el análisis estadístico, la emisión de N_2O parece comportarse homogéneamente en los diferentes usos de suelo a lo largo de los pulsos de inundación, y tomando en cuenta que son menores a las detectadas en campos agropecuarios de otros estudios, se podría suponer una óptima capacidad depuradora del humedal. De hecho, existen varios reportes que le atribuyen a los humedales una excelente capacidad de remoción de nitrógeno proveniente de actividades agropecuarias, así como de aguas residuales a través de la adsorción y asimilación por medio de las plantas (Saunders y Kalff, 2001; Fisher y Acreman, 2004; Galván, 20011; Thiere *et al.*, 2011), lo cual podría ser el caso de las Lagunas al observar la alta productividad primaria que en ellas se desarrolla.

Conclusiones

Las emisiones de GEI no fueron diferentes significativamente entre los usos de suelo. Por lo tanto, la resiliencia de este ecosistema aun le permite absorber las alteraciones antropogénicas sin perder ni su estructura básica o sus modos de funcionamiento.

La producción de GEI se encuentra influenciado principalmente por el nivel del agua, el porcentaje de humedad en el suelo y la porosidad, mismos que se encuentran relacionados con el O_2 disponible en el suelo. Por esta razón, sería conveniente medir en estudios posteriores la porosidad y el potencial redox del suelo, y así establecer relaciones entre el O_2 disponible y los procesos que intervienen en la producción y emisión de GEI.

A partir de la evaluación de la emisión de GEI, se puede concluir que el humedal está desempeñando adecuadamente sus funciones en términos de los ciclos biogeoquímicos; por lo tanto, hasta el momento, el humedal está cumpliendo apropiadamente con los servicios de apoyo, regulación y aprovisionamiento propios de este ecosistema. Pero es importante no sobrestimar su capacidad de amortiguamiento ya que este humedal se encuentra con la influencia directa tanto del río Usumacinta, que podría arrastrar cualquier tipo de residuos, como del asentamiento urbano Emiliano Zapata, lo que significaría una amenaza de perturbación latente. Es por esto que la conservación de humedales es crítica en la regulación del ciclo del C y N en la Tierra, por la cual las Lagunas de Chaschoc podrían ser sujetas a protección bajo el marco normativo de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, para que se vigile que el aprovechamiento de los recursos dentro de la zona se realice de manera sustentable.

Agradecimientos

Al CONACYT por el apoyo económico otorgado para la realización del Proyecto FOMIX TAB-2012-C-28-194316 “Retos para la sustentabilidad en la cuenca del Usumacinta en Tabasco: Ecosistemas, Cambio Climático y Respuesta Social”. Al Centro de Cambio Global y la Sustentabilidad

en el Sureste, A. C. y la Universidad Nacional Autónoma de México. A los dueños de los predios que permitieron el acceso a sus terrenos para realizar los muestreos. A los estudiantes y voluntarios que participaron en el trabajo de campo y particularmente a la Biól. Ana Karen Peña López para su activa participación científica en el proyecto. A la M. en C. María del Socorro Galicia Palacios y la Dra. Rosalía Ramos Bello por su apoyo técnico en laboratorio.

Bibliografía

- Barbier, E.B., M. Acreman, D. Knowler y J.C. Valdovinos. 1997. Valoración económica de los humedales: Guía para decisores y planificadores. Oficina de la Convención de Ramsar.
- Christensen, T.R., A. Ekberg, L. Ström, M. Mastepanov, N. Panikov, M. Öquist and H. Oskarsson. 2003. Factors controlling large scale variations in methane emissions from wetlands. *Geophysical Research Letters* 30:7-15.
- De Simone, J., M.L. Macrae and R.A. Bourbonniere. 2010. Spatial variability in surface N₂O fluxes across a riparian zone and relationships with soil environmental conditions and nutrient supply. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138(1):1-9.
- Fernández, L., G. Rojas, T. Roldán, M. Ramírez, H. Zegarra, R. Uribe y J. Arce. 2006. Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. SEMARNAT, México. pp. 111-112.
- Fisher, J. y M.C. Acreman. 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* 8(4):673-685.
- Galván, V. 2011. Remoción de nitrógeno amoniacal del lixiviado de basura por medio de un humedal artificial de flujo horizontal sub-superficial. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gordillo-Chávez, E.J., E.E. Mata-Zayas, R. García-Morales, M.A. Morales-Garduza, C. Villanueva-García and J.D. Valdez-Leal. 2015. Mammals of the Chaschoc-Seja wetland, Tabasco, México. *THERYA* 6(3):535-544.
- Hynšt, J., M. Šimek, P. Brůček and S.O. Petersen. 2007. High fluxes but different patterns of nitrous oxide and carbon dioxide emissions from soil in a cattle overwintering area. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120(2):269-279.
- 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 [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y A. Reisinger (Directores de la publicación)]. Intergovernmental Panel on Climate Change, Ginebra, Suiza.
- Jiang, C.L., G.B. Cui, X.Q. Fan and Y.B. Zhang. 2004. Purification capacity of ditch wetland to agricultural non-point pollutants. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue/[bian ji, Zhongguo ke xue yuan huan jing ke xue wei yuan hui "Huan jing ke xue" bian ji wei yuan hui.]* 25(2):125-128.
- Kadlec, R. y S. Wallace. 2009. *Treatment Wetlands*. Second Edition. CRC Press.
- Kayranli, B., M. Scholz, A. Mustafa and A. Hedmark. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands* 30(1):111-124.
- Knox, S.H., C. Sturtevant, J.H. Matthes, L. Koteen, J. Verfaillie and D. Baldocchi. 2014. Agricultural peatland restoration: effects of land-use change on greenhouse gas (CO₂ and CH₄) fluxes in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Global Change Biology* 21(2) DOI: 10.1111/gcb.12745.
- Liu, X., X. Lu, M. Jiang and X. Wang. 2009. Value estimation of greenhouse gases exchange in wetland ecosystem of Sanjiang Plain, China. *Chinese Geographical Science* 19(1):55-61.
- Martínez, E., J.P. Fuentes y E. Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 8(1):68-96.
- Morse, J.L., M. Ardón and E.S. Bernhardt. 2012. Greenhouse gas fluxes in southeastern US coastal plain wetlands under contrasting land uses. *Ecological Applications* 22(1):264-280.
- Navarro, G. y S. Navarro. 2000. *Química agrícola. Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas*. International Potash Institute.
- Pauwels, H. and H. Talbo. 2004. Nitrate concentration in wetlands: assessing the contribution of deeper groundwater from anions. *Water research* 38(4):1019-1025.
- Porta, J., M. López-Acevedo y R.M. Poch. 2013. *Edafología. Uso y protección de suelos*. Mundi-Prensa.
- Rastogi, M., S. Singh and H. Pathak. 2002. Emission of carbon dioxide from soil. *Current Science* 82(5):510-517.
- R. Core Team. 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Ruser, R., H. Flessa, R. Russow, G. Schmidt, F. Buegger and J. Munch. C. 2006. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Biochemistry* 38(2):263-274.
- Saunders, D.L. and J. Kalf. 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia* 443(1-3):205-212.
- Signor, D. and C.E. Pellegrino. 2013. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesquisa Agropecuária Tropical Goiânia* 43(3):322-338.

- Sjögersten, S., C.R. Black, S. Evers, J. Hoyos-Santillan, E.L. Wright and B.L. Turner. 2014. Tropical wetlands: A missing link in the global carbon cycle?. *Global Biogeochemical Cycles* 28:1371-1386.
- Sobre los Humedales. 2004. Manual de la Convención de Ramsar: guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). En Manual de la Convención de Ramsar: guía a la Convención sobre los Humedales. Ramsar, Irán, 1971. Convención de Ramsar.
- Solís, L. y J. López. 2003. Principios básicos de contaminación ambiental. Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- St. Louis, V.L., C.A. Kelly, E. Duchemin, J.W.M. Rudd and D.M. Rosenberg. 2000. Reservoir Surfaces as Sources of Greenhouse Gases to the Atmosphere: A Global Estimate. *BioScience* 50(9):766-775.
- Thiere, G., J. Stadmark and S.E. Weisner. 2011. Nitrogen retention versus methane emission: environmental benefits and risks of large-scale wetland creation. *Ecological Engineering* 37(1):6-15.
- Thornton, P. and M. Herrero. 2010. The potential for reduced methane and carbon dioxide emissions from livestock and pasture management in the tropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:19667-19672.
- Whalen, S.C. 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science* 22(1):73-94.
- Whiting, G.J. and J.P. Chanton. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus B* 53(5):521-528.

4.7 Dinámica a largo plazo (1999-2014) de la productividad primaria fitoplanctónica en el Lago Alchichica, Puebla

Cuevas-Lara José D.¹; Alcocer Javier²; Oseguera Luis A.² y Quiroz-Martínez Benjamín³

¹Programa de Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, CP 04510, Ciudad de México.

²Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

³Laboratorio de Helmintología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-153, CP 04510, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: daniel.cuevas9009@gmail.com

Resumen

La dinámica de la productividad primaria fitoplanctónica (PPF) en los cuerpos acuáticos tropicales ha sido poco estudiada, particularmente son escasos los estudios a largo plazo. Con el objetivo de analizar la tendencia a largo plazo en la PPF, ésta se estudió en Alchichica, un lago tropical, oligotrófico y monomictico cálido. El estudio abarcó un periodo de 16 años con muestreos mensuales en los cuales se registraron un total de 178 perfiles de radiación fotosintéticamente activa (PAR) y productividad primaria fitoplanctónica mediante mediciones *in vivo* de la fluorescencia de la clorofila “a” con un perfilador de fluorescencia natural PNF-300. Los valores integrados por unidad de área de la PPF variaron entre 324 y 490 mg C m⁻² h⁻¹ con un promedio de 378±144 mg C m⁻² h⁻¹. Estos valores son parecidos a los registrados en lagos con características similares. A escala anual (variación estacional) se encontraron dos picos de PPF, el primero asociado al florecimiento invernal de diatomeas a fines de la circulación y el segundo relacionado con la formación de un máximo profundo de clorofila (DCM), a lo largo de la estratificación bien establecida y tardía. Por el contrario, a largo plazo la PPF no mostró tendencias de aumento o disminución; la PPF en Alchichica resulta ser regular y altamente predecible.

Palabras clave: fluorescencia natural, lago oligotrófico, lago tropical, monomixis cálida.

Abstract

The dynamics of phytoplankton primary productivity (PPP) in tropical aquatic ecosystems has been poorly studied, in particular the long-term studies. With the aim of analyze the long-term trends of the PPP, we studied Alchichica, a tropical, oligotrophic and warm monomictic lake. The study included 16 years of monthly samples with a total of 178 profiles of photosynthetic active radiation (PAR) and phytoplankton primary productivity calculated through *in situ* measurement of chlorophyll “a” fluorescence. Both parameters were recorded with a Biospherical PNF-300 profiling natural fluorometer. Integrated values of PPP per square meter ranged between 324 and 490 mg C m⁻² h⁻¹ with a mean of 378±144 mg C m⁻² h⁻¹. These values are similar to those registered in other equivalent lakes. We found two peaks at annual scale (seasonally), one associated to the winter diatom bloom by the end of the mixing period, and the other peak associated to the development of a deep chlorophyll maximum (DCM), during the well established and late stratification. On the contrary, we found no long-term patterns in PPP lacking increasing or decreasing trends; the PPP in Lake Alchichica show to be stable and highly predictable.

Key words: natural fluorescence, oligotrophic lake, tropical lake, warm monomixis.

Introducción

En los ecosistemas acuáticos la producción primaria fitoplanctónica (PPF) se refiere a la producción de carbono orgánico llevada a cabo por las microalgas a través del proceso fotosintético. Existen diversos elementos que influyen en la estructura y dinámica de las comunidades fitoplanctónicas en los ambientes acuáticos, uno de especial importancia es la luz, regulada por efectos primarios de la cantidad y variación de la radiación solar relativos a la posición geográfica del lago (Lewis, 1987).

La energía lumínica está integrada por distintas longitudes de onda, de las cuales sólo una fracción es útil para realizar la fotosíntesis y es conocida como radiación fotosintéticamente activa (PAR por sus siglas en inglés, ~400-700 nm). La PAR delimita la zona eufótica (Z_{eu} , profundidad que alcanza el 1% de la PAR superficial) o zona productiva, en donde ocurre una mayor producción fotosintética en comparación con la respiración (Kalff, 2002). A través de la fluorescencia de los pigmentos fotosintéticos ha sido posible calcular la concentración de clorofila que permite estimar la PPF y proporcionar una imagen casi instantánea de ésta a lo largo de la columna de agua y de sus tendencias en el tiempo y espacio (Madden y Day, 1992).

En el lago Alchichica se han llevado a cabo diversos estudios sobre la dinámica temporal y espacial de las comunidades fitoplanctónicas, en especial sobre la composición y abundancia del fitoplancton, así como sobre su biomasa utilizando como proxy la concentración de clorofila “a” (Clor-a) (*e.g.*, Adame *et al.*, 2008; Ardiles, 2011; González, 2013). No es sino hasta recientemente que se midió la PPF a lo largo de un ciclo anual (Villareal-Quintero *et al.*, 2013). En este sentido, se desconoce la dinámica a largo plazo de la PPF, así como si tiene relación alguna con los patrones de variación temporal encontrados para la concentración de Clor-a (*i.e.*, anual, bienal). Con esta perspectiva en mente, el presente trabajo tuvo como objetivo identificar patrones y tendencias en la dinámica de la PPF en el Lago Alchichica considerando una escala temporal de largo plazo (16 años), mediante mediciones *in vivo* de la PPF evaluadas por el método de fluorescencia natural y reconocer tendencias del comportamiento de ésta en escalas intra e interanuales. Con base en estudios previos se espera encontrar un patrón anual (estacional) predominante y regular en la dinámica de la PPF, así como un patrón bienal como el encontrado en la dinámica de la concentración de la biomasa fitoplanctónica.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Lago Alchichica es un lago cráter ubicado a 19°24.7' Norte y 97°24.0' Oeste en la cuenca endorreica Oriental. Se encuentra a una altitud de 2340 m s.n.m. Su profundidad promedio es de 40.9 m (máx. 62 m) (Filonov *et al.*, 2006). Es un lago salino (8.5 g L⁻¹) con una composición química donde dominan el sodio, el magnesio, los cloruros y los bicarbonatos (Vilaclara *et al.*, 1993). La temperatura ambiental tiene en promedio 14.4 °C (García, 1988). El régimen de precipitación anual es menor a 500 mm y la evaporación anual es de 1690 mm (Adame *et al.*, 2008). La principal recarga de agua en el lago proviene del manto freático (Oliva *et al.*, 2001). Es un lago tropical oligotrófico (Ardiles *et al.*, 2012), monomítico cálido con un periodo de circulación entre diciembre y abril (Alcocer *et al.*, 2000).

Obtención y manejo de datos

Se analizaron 178 registros comprendidos en el periodo entre 1999 y 2014 realizados con una frecuencia de muestreo casi mensual. En cada muestreo se hicieron registros verticales de PAR, fluorescencia natural de la Clor-a y PP mediante un perfilador de fluorescencia natural marca Biospherical modelo PNF-300. La Z_{eu} y los periodos de mezcla y circulación fueron calculados utilizando los perfiles de PAR y temperatura (no incluidos en el presente trabajo), respectivamente. Los

perfiles de PPF se integraron por unidad de área a lo largo de la zona productiva (Z_{eu}) mediante la función de área bajo la curva, mientras que la integración por tiempo se calculó como la suma de la PPF en un intervalo de una hora, asumiendo que ésta siempre fue constante.

La PPF se calculó por medio de las mediciones de la fluorescencia natural. La emisión de radiación liberada por la Clor-a del fitoplancton permite que el perfilador mida la fluorescencia natural (radianza centrada a 683 nm), que a su vez se relaciona con la tasa fotosintética del fitoplancton (PP) mediante la ecuación 1 descrita por Chamberlin *et al.* (1990). El coeficiente de correlación entre la tasa fotosintética calculada y la fluorescencia producida y la pendiente de los átomos de carbono fijados por cada fotón emitido como fluorescencia dependen de la probabilidad de que la luz absorbida por las células del fitoplancton la transformen en trabajo fotoquímico o en fluorescencia.

$$F_c = \frac{K_{cf} F_f \left(\frac{\Phi_c}{\Phi_f} \right)_{max}}{K_{cf} + E_o} \quad (1)$$

donde, F_c ($\text{nmol C m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)= productividad primaria, K_{cf} ($\mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)= el valor de la irradianza en el cual la razón entre las eficiencias cuánticas es igual a la mitad del máximo, F_f = tasa de fluorescencia natural, $(\Phi_c/\Phi_f)_{max}$ (átomos de carbono por fotón)= el valor máximo de la razón entre las eficiencias cuánticas, E_o (moles cuanta $\text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)= la irradianza escalar fotosintéticamente disponible (PAR; 400-700nm).

Resultados y discusión

Zona eufótica (Z_{eu})

El año tipo, elaborado considerando los 16 años de estudio, muestra que los primeros meses del año (enero a marzo) que coinciden con la época de circulación del lago, corresponden a la etapa de “aguas turbias” (Figura 1); esta etapa muestra una Z_{eu} más reducida (25.0 ± 0.5 m) con respecto al resto del año y está asociada con el periodo del florecimiento invernal de diatomeas constituido principalmente por *Cyclotella alchichicana* como lo reportan Oliva *et al.* (2001). En contraste, el resto del año se observa un incremento progresivo en los valores de la Z_{eu} , con su valor máximo en noviembre (36.9 ± 1.0 m). Este periodo se conoce como etapa de “aguas claras”.

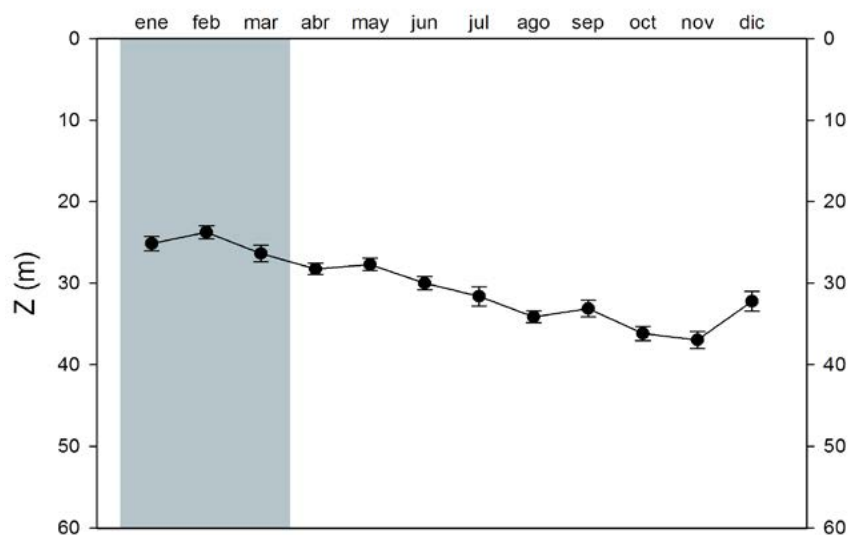


Figura 1. Año tipo de la Z_{eu} del Lago Alchichica. La parte sombreada indica la etapa de “aguas turbias”.

El rango de la profundidad de la Z_{eu} durante todo el periodo de estudio fue de 19.0 m, registrada en el mes de febrero del año 2014, hasta una profundidad máxima inusualmente alta de 48.2 m alcanzada durante el mes de noviembre de 1999. El comportamiento de la Z_{eu} durante los 16 años de muestreo no indica tendencias de disminución o aumento, a excepción de una reducción de la Z_{eu} durante la etapa de “aguas claras” entre los años 1999 y 2001, en los que la Z_{eu} alcanza profundidades mayores con respecto al promedio (30.3 ± 0.3 m). Por otro lado, González (2013) también observó una tendencia de disminución de la Z_{eu} pero que fue entre los años 2005 y 2010 en el mismo lago. Esto puede tener consecuencias en las tasas de producción de la comunidad fitoplanctónica como se ha reportado en diversos lagos tropicales (Neale y Richerson, 1987; Pinilla, 2006; Ndebele-Murisa *et al.*, 2010). Así mismo, Berman *et al.* (1995) encontraron que la variación de la penetración que alcanza la Z_{eu} en la columna de agua afecta fuertemente la variación estacional de la PPF. Ahora bien, con respecto a las Z_{eu} mínimas (etapa de “aguas turbias”) se puede apreciar gráficamente que se mantienen prácticamente igual a lo largo de todo el periodo de estudio (Figura 2).

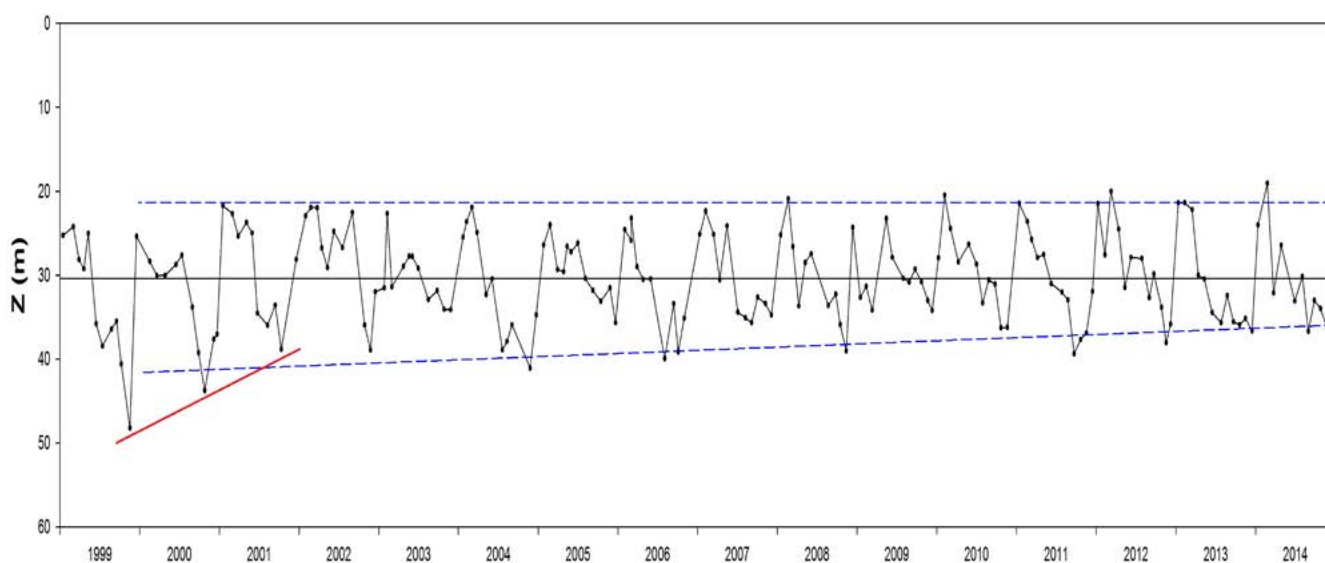


Figura 2. Variación de la Z_{eu} en el Lago Alchichica durante el periodo de muestreo. La línea negra horizontal es el promedio de la Z_{eu} durante los 16 años de estudio. La línea punteada azul indica la línea de tendencia de las Z_{eu} mínimas (superior) y máximas (inferior), mientras que la línea roja muestra la disminución de la Z_{eu} durante los primeros años.

Producción primaria fitoplanctónica (PPF)

El año tipo de las tasas de fijación del carbono (PPF) integradas por unidad de área muestran dos periodos de mayor producción de manera anual. Una de menor duración en el mes de marzo ($396 \pm 72 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) cuando está terminando el periodo de circulación en el lago y la especie *C. alchichicana* domina la biomasa del fitoplancton, y que además coincide con el último mes de la etapa de “aguas turbias”. El segundo pico, que abarca del mes de agosto a diciembre, está asociado con la formación de un máximo profundo de clorofila (DCM por sus siglas en inglés), con la máxima producción durante el mes de noviembre ($468 \pm 108 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Figura 3). De forma diferente, Villareal-Quintero *et al.* (2013) reportan cuatro picos en la dinámica anual de PPF bruta para el Lago Alchichica en el transcurso de los meses de enero, mayo-junio, octubre y diciembre, en un rango de 250 a 300 $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; los últimos dos picos de Villareal-Quintero *et al.* (2013) coinciden con el segundo pico en este estudio, aunque en general los valores son más bajos en comparación con el rango obtenido en el año tipo de nuestro estudio (490-392 $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

Los valores más bajos en las tasas de producción se presentaron en el mes de enero ($<324 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y durante los meses de mayo y junio, éstos últimos correspondientes al florecimiento primaveral de la cianobacteria *Nodularia spumigena*. Cabe mencionar que los cálculos de la PPF en este estudio se basan en la fluorescencia de la Clor-a y hay que recordar que *N. spumigena* es una cianobacteria y por ende su pigmento principal no es la Clor-a, por lo que los valores de PPF en esta época pueden haber sido subestimados.

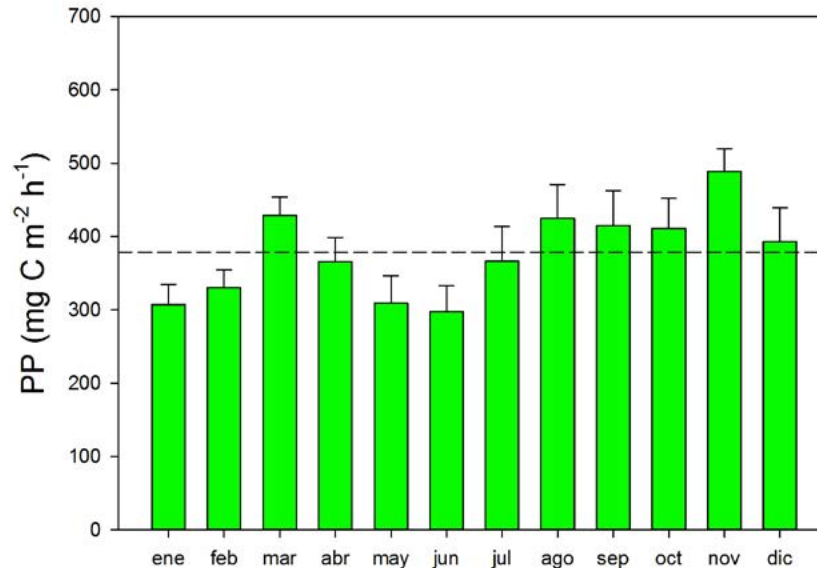


Figura 3. Año tipo de la producción primaria (PP) fitoplanctónica del Lago Alchichica (1999-2014). La línea punteada señala el promedio general de las tasas de fijación de carbono.

Los valores de todos los promedios obtenidos tuvieron un rango de oscilación que va desde 324 hasta $490 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. A partir de éstos se obtuvo un promedio general de la PPF de $378 \pm 144 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. En comparación con otros lagos tropicales, el Lago Alchichica se acerca a los valores de lagos poco productivos, por ejemplo, el lago africano Kainji tiene una PPF de $300 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mucho menor a la reportada para otros lagos africanos que son eutróficos (e.g., Lago Nasser, Tanganyka, Oloiden, entre otros, con valores mayores a $4000 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Ndebele-Murisa *et al.*, 2010). En este sentido, Villareal-Quintero *et al.* (2013) también encontraron que los valores de PPF del Lago Alchichica están dentro del rango establecido para lagos oligotróficos.

El comportamiento de los valores promedio de cada año se mantuvo cercano al valor promedio general, lo cual indica que la PP promedio anual durante este periodo de tiempo no presenta alta variabilidad ni tendencias de aumento o disminución (Figura 4). De manera semejante, Berman *et al.* (1995) no encontraron tendencias de aumento o disminución a largo plazo (22 años) de la PPF en el lago subtropical Kinneret, que además también es monomítico cálido como el Lago Alchichica.

La PPF en el año 1999 alcanzó el valor promedio más alto ($490 \pm 37 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), que corresponde con el valor de la Z_{eu} más profunda (48.2 m). Posteriormente, en el año 2000, las tasas de producción disminuyeron al igual que la profundidad de la Z_{eu} como se aprecia en la sección anterior, aunque para el resto de los años no se observan otras tendencias.

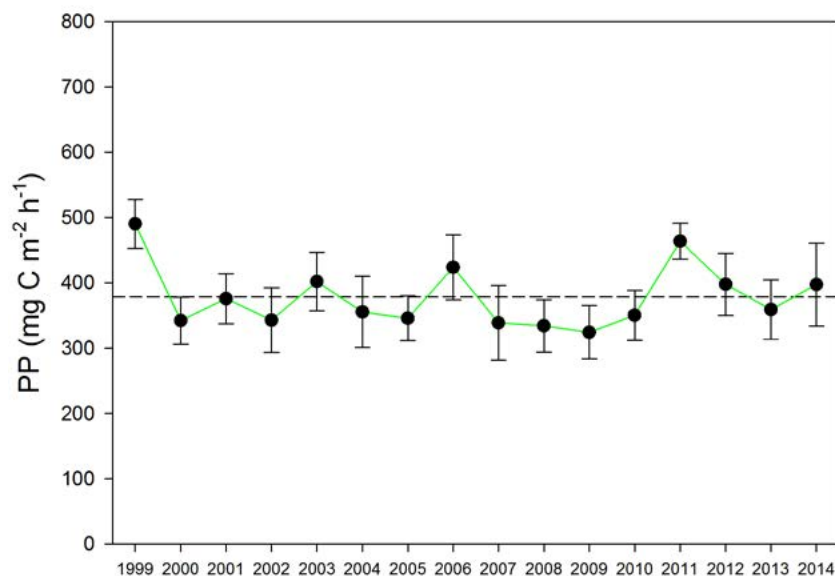


Figura 4. Variación de los promedios anuales de la tasa de fijación de carbono (PPF) durante el periodo de 1999 al 2014. La línea negra punteada indica el promedio durante los 16 años de muestreo.

Cabe señalar que, además de la luz, existen diversos factores que regulan la estructura y dinámica de las comunidades fitoplanctónicas en los ambientes lacustres y por lo tanto de la PPF, tales como la disponibilidad de nutrientes, la temperatura, la hidrodinámica del lago, la estructura térmica y la posición geográfica del lago (Lewis, 1987).

Conclusiones

La PPF en el Lago Alchichica varió en un intervalo de 324 a 490 mg C m⁻² h⁻¹ con un promedio de 378±144 mg C m⁻² h⁻¹.

El mayor valor de la PPF registrado fue en 1999 y correspondió con la Z_{eu} más profunda, seguido por una disminución para ambas variables en el año 2000.

La tendencia anual de la PPF mostró dos épocas de aumento en la PPF: (i) un pico en marzo asociado con el final de la circulación invernal y del florecimiento de diatomeas y (ii) otro pico de agosto a diciembre, particularmente alto en el mes de noviembre, asociado al desarrollo de un DCM a lo largo del periodo de estratificación bien establecida y tardía.

Los valores de PPF promedio anuales no mostraron tendencias de aumento o disminución a lo largo de los 16 años del estudio.

La PPF en Alchichica resulta ser regular y altamente predecible con los picos de mayor PPF asociados al florecimiento invernal de diatomeas y a la formación del DCM. No se encontró la ciclicidad bienal mencionada por Adame *et al.* (2008) y Ardiles (2011).

Agradecimientos

Se agradece el financiamiento otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) a través de los proyectos 34893-T, 41667 y 224893, a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM a través de los proyectos PAPIIT IN204597, IN210806-3, IN221009 y IN215512 y a la FES Iztacala de la UNAM a través de los Proyectos PAPCA 2006-07, 2007-2008, 2009-10, 2013 y 2014. JDCL agradece al Programa de Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología (PCML) de la UNAM y al CONACyT por la beca de posgrado otorgada. Se agradece el apoyo en el trabajo en campo de Daniela Cortés Guzmán y Andrea Guzmán Arias.



Bibliografía

- Adame, M.F., J. Alcoce and E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53:22-31.
- Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez and G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verhandlungen Internationalen Vereinigung Limnologie* 27:3166-3169.
- Ardiles, V., J. Alcocer, G. Vilaclara, L.A. Oseguera and L. Velasco. 2012. Diatom fluxes in a tropical, oligotrophic lake dominated by large size phytoplankton. *Hydrobiologia* 679:77-90.
- Ardiles, V. 2011. Dinámica a largo plazo de la biomasa fitoplanctónica de un lago monomictico cálido tropical. Tesis de Doctorado. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 134 p.
- Berman, T., L. Stone, Y.Z. Yacobi, B. Kaplan, M. Schlichter and A. Nishri, U. Pollinger. 1995. Primary production and phytoplankton in Lake Kinneret. A long-term record (1972-1993). *Limnology and Oceanography* 40:1064-1076.
- Chamberlin, W.S., C.R. Booth, D.A. Kiefer, J.H. Morrow and R.C. Murphy. 1990. Evidence for a simple relationship between natural fluorescence, photosynthesis and chlorophyll in sea. *Deep-Sea Research* 37:951-973.
- Filonov, A., I. Tereshchenko and J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33:07404 DOI:10.1029/2006GL025901.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Cuarta edición. Offset Laros. México. pp. 217.
- González, G.C. 2013. Variación a largo plazo de la concentración y distribución vertical de la clorofila a fitoplanctónica en el lago Alchichica Puebla. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 61 p.
- Kalff, J. 2002. *Limnology in land water ecosystems*. Prentice Hall. Nueva Jersey. 592 pp.
- Lewis, W.M. 1987. Tropical Limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:159-184.
- Madden, C.J. and J.W. Day. 1992. An instrument system for high-speed mapping of chlorophyll a and physico-chemical variables in surface waters. *Estuaries* 15(3):421-427.
- Ndebele-Murisa, M.R., C.F. Musil and L. Raitt. 2010. A review of phytoplankton dynamics in tropical African lakes. *South African Journal of Science* 106:1-6.
- Neale, P.J. and P.J. Richerson. 1987. Photo inhibition and the diurnal variation of phytoplankton photosynthesis-I. Development of a photosynthesis-irradiance model from studies of in situ responses. *Journal of Plankton Research* 9(1):167-193.
- Oliva, M.G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta and M. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hydrobiologia* 466:299-306.
- Pinilla, G. A. 2006. Evaluación de la eficiencia fotosintética del fitoplancton en un lago amazónico (Lago Boa) y en un lago andino (Lago Guatavita). *Acta Amazónica* 36(2):221-228.
- Villarreal-Quintero, E.Y., J. Alcocer-Durand y L.A. Oseguera-Pérez. 2013. Producción primaria en un lago oligotrófico tropical. *En: Paz-Pellat, F., J. Wong-González, M. Bazan y V. Saynes (Eds.). Estado actual del conocimiento del Ciclo del carbono y sus interacciones en México Síntesis a 2013. Programa mexicano del Carbono, Colegio de Posgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo, Instituto tecnológico y de estudios superiores de Monterrey.* pp 322-327.
- Vilaclara, G., M. Chávez, A. Lugo, H. González and M. Gaytán. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla State, Mexico. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Limnologie* 25:435-440.

4.8 Variación de la profundidad del horizonte de saturación con respecto a aragonita frente a Ensenada, Baja California

Oliva-Méndez Norma L.^{1,2}; Hernández-Ayón José M.²; Durazo Reginaldo¹;
Simone Alín R.³; Santamaría Eduardo¹ y Valencia Augusto¹

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México.

³NOAA Pacific Marine Environmental Laboratory. Seattle, Washington, USA.
Autor para correspondencia: norma.oliva@gmail.com

Resumen

El horizonte de saturación con respecto a aragonita (HS Ω A) ha migrado a una profundidad tal que actualmente durante periodo de surgencias, puede presentarse a nivel superficial. La variabilidad de la profundidad del horizonte de saturación con respecto a aragonita puede ser el resultado de los cambios oceanográficos y físico-químicos en la columna de agua. El objetivo de este trabajo fue estudiar la variación de la profundidad del HS Ω A frente a Ensenada, Baja California. Para este análisis se generó la distribución temporal para dos estaciones oceanográficas; (a) estación 30, costera y (b) estación 60, oceánica. Estas estaciones corresponden a línea 100 del programa IMECOCAL que se localiza frente a Ensenada, Baja California. Región que se caracteriza por la ocurrencia de surgencias costeras a lo largo del año y se intensifican durante primavera-verano. Se encontró que durante temporada de surgencias se presentan pulsos de agua donde el HS Ω A es más somero en la estación 30 que en la estación 60. Los pulsos de agua donde el HS Ω A fue más somero, no se presentaron a la misma profundidad año con año. Se sugiere que procesos de surgencia pueden coincidir con eventos interanuales que tienen influencia en los volúmenes de agua que se encuentran en la región. Estos promueven diferentes características físico-químicas y por tanto influyen en la profundidad a la que se encuentra el HS Ω A.

Palabras clave: surgencias, horizonte de saturación, eventos interanuales, características físico-químicas.

Abstract

The saturation horizon with respect to aragonite (HS Ω A) has migrated to a depth such that today during period upwellings, it can occur at the surface. The variability of the depth of horizon regarding aragonite saturation can result oceanographic and physico-chemical changes in the water column. The aim of this work was to study the variation of the depth of HS Ω A in front of Ensenada, B.C. For this analysis the timing for two oceanographic stations generated: (a) station 30, coastal and (b) station 60, oceanic. These stations correspond to line 100 of IMECOCAL program that is located in front of Ensenada, Baja California. Region characterized by the occurrence of coastal upwelling throughout the year and intensified during spring and summer. It was found that during seasonal upwelling pulses where the HS Ω A water is shallower at the station 30 in the station 60 pulses where the water was shallower HS Ω A not presented at the same depth every year are presented. It is suggested that upwelling processes may coincide with annual events that influence the volumes of water found in the region. These promote different physicochemical characteristics and therefore influence the depth to which is the HS Ω A.

Key words: upwelling, saturation horizon, interannual events, physico-chemical characteristics.

Introducción

Las aguas a lo largo de Baja California se describen como una zona de transición entre aguas de la CC y de la CcC. Durante invierno y primavera domina agua de la CC, mientras que en verano y otoño existen aguas modificadas de la CC con agua tropical y subtropical (Durazo, 2015). En otoño, los vientos del noroeste se debilitan y su interacción con la topografía de la línea de costa promueve la formación del giro del sur de California. Una estructura con influencia desde la Ensenada del Sur de California hasta Punta Baja, frente a la península de Baja California, México (Durazo, 2015). Todos estos procesos se conocen gracias al programa de investigación IMECOCAL, que se diseñó en 1997 con el objetivo de describir los procesos físicos y biológicos del clima del océano a escalas interanuales en aguas de Baja California. Esta base de datos es robusta en cuanto a hidrografía pero no en cuanto a la estimación de variables biogeoquímicas.

Una alternativa que permite estimar variables del sistema del carbono a partir de mediciones hidrográficas son los modelos reconstructivos. En un estudio reciente se desarrolló un modelo de reconstrucción de los parámetros del sistema de carbono, a partir de ecuaciones empíricas que utilizan variables hidrográficas (Alin *et al.*, 2012). Este modelo, permite estimar las variables de sistema del CO₂ a lo largo de SCC (particularmente; pH, Ω , concentración de carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), y las concentraciones de iones de carbonato ([CO₃²⁻]), a partir de las mediciones hidrográficas (T, S, O₂, y $\sigma\theta$). Al aplicar este método en datos hidrográficos históricos se puede obtener la reconstrucción de los valores de pH y Ω , lo que podría dar una idea de la estacionalidad, y tendencia a largo plazo de la acidificación de los océanos en las aguas costeras del SCC (Juraneck *et al.*, 2009; Alin *et al.*, 2012).

Por otro lado, es importante identificar los cambios del pH en tiempo y espacio debido a procesos de advección. Estos cambios pueden ser resultado del incremento en la absorción de CO₂ de origen antropogénico (Sabine *et al.*, 2004). Este incremento de CO₂ en el océano, ha provocado cambios en la profundidad de los horizontes de saturación de aragonita (HS Ω A) (Feely *et al.*, 2004 y 2012).

Particularmente en el Pacífico Norte, en donde el horizonte de saturación de aragonita es cada vez más somero debido a la absorción de CO₂ de origen antropogénico. En un estudio realizado por Feely *et al.* 2012 se observó por primera vez en 1994 que la profundidad del HS Ω A frente a las costas de San Diego Ca., era de ~400m. El mismo transecto se repitió para el 2004 y se observó que la profundidad de dicho horizonte se encontraba solo a ~250m de la superficie. La evaluación de este y otros transectos, permitió estimar la velocidad de migración del HS Ω A es de entre 1 y 2 m/año. Por tanto, el HS Ω A ha migrado a una profundidad tal que actualmente las surgencias pueden transportar dicha agua subsaturada a la plataforma continental. Este hecho fue confirmado en el 2007 al encontrar aguas subsaturadas con respecto a Ω A en la plataforma continental desde las costas de Canadá hasta Baja California, México (Feely *et al.*, 2004 y 2012). Sin embargo, estas mediciones puntuales del HS Ω A no permiten conocer desde cuando y como cambian las condiciones del HS Ω A.

En el presente trabajo se estudia la variación de la profundidad del horizonte de saturación con respecto a aragonita frente a Ensenada, B.C. Para este análisis se generó la distribución temporal para dos estaciones oceanográficas; (a) estación 30, costera y (b) estación 60, oceánica. Estas estaciones corresponden a línea 100 del programa IMECOCAL que se localiza frente a Ensenada, Baja California. Región que se caracteriza por la ocurrencia de surgencias costeras a lo largo del año y se intensifican durante primavera-verano. En esta temporada Feely *et al.* (2004) realizaron un muestreo en la misma línea y reportaron que el HS Ω A se encontró ~50 m cerca de la costa. Nuestro estudio se enfoca en identificar las variaciones del HS Ω A debido a surgencias y/o cambios estacionales de las condiciones oceanográficas de la región. La información que se obtendrá permitirá comprender las fluctuaciones de aragonita a la que están expuestos organismos calcificadores del área, así como la intensidad y el posible efecto ecológico de la acidificación del océano en las costas de Baja California.

Materiales y métodos

Se utilizó la base de datos de 44 cruceros oceanográficos correspondientes a línea 100 del programa IMECOCAL. En la región norte de la zona IMECOCAL, se encuentran sitios ostrícolas de importancia económica, razón por la que en este trabajo se presenta el estudio de dos estaciones correspondientes a la línea 100. Esta línea se ubica frente a Ensenada, Baja California, se caracteriza por tener 8 estaciones perpendiculares a la línea de costa, separadas 35 km entre cada una (Figura 1). Adicionalmente en el análisis de los datos se consideraron las dos siguientes características; (a) el estudio de la serie de tiempo de dos estaciones oceanográficas, estación 30 se ubica a 11 km desde la costa y estación 60 se ubica a ~280 km; (b) primeros 300 m de la columna de agua, debido a que el HS Ω A para esta región del Océano Pacífico se ha encontrado 50-150 m (Feely, 2002; Sabine *et al.*, 2008).

Para estimar las variables del sistema del CO₂ se utilizaron las relaciones empíricas de Alin *et al.*, 2012. En estos algoritmos se utilizaron las mediciones hidrográficas (T, S, O₂, y $\sigma\theta$) de los cruceros antes mencionados. En el caso de los datos de O₂ se realizó una calibración, con datos medidos in situ en la misma línea durante el crucero de NACP que se realizó en junio de 2007 y los datos medidos por el CTD durante del crucero de IMECOCAL en julio-agosto de 2007. En este procesamiento se realizó un modelo de regresión múltiple, con la concentración de oxígeno presente a la profundidad coincidente en ambos cruceros para cada estación. Este modelo fue significativo en un ~80% y pudo aplicarse en una profundidad mínima de 20 m y máxima de 990 m y a concentraciones de oxígeno de 10 a 275 $\mu\text{mol/kg}$.

El análisis de las series de tiempo incluyó; (a) la fluctuación temporal de variables físicas y químicas, plasmada en la distribución en la columna de agua; (b) ubicación de la profundidad del horizonte de saturación (HS Ω A), plasmado en la serie de tiempo para cada estación.

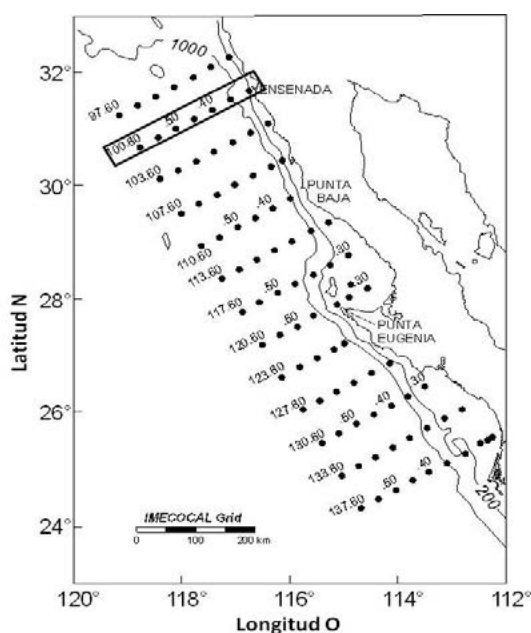


Figura 1. Zona IMECOCAL, el área de estudio comprende la línea 100 (rectángulo) frente a Ensenada.

Resultados y discusión

Las variables físico-químicas en estudio, tuvieron fluctuaciones recurrentes durante temporadas de surgencias en primavera-verano. El análisis de los primeros 300 m de la columna de agua durante el periodo 2003-2012, permitió identificar que año con año durante periodos de surgencia se presenta agua con menor temperatura (~11 °C), mayor salinidad (~34) y bajos valores de aragonita (~1), cerca

de la superficie (Figura 2). Esta variabilidad es posible detectarla en las siguientes características que se detectaron en la columna de agua; (a) <math><100\text{ m}</math> se detectó agua de menor salinidad (33.5), que se asocia a la Corriente de California (CC) cuyo límite inferior corresponde a la isopícnica de $\sim 25\text{ kg/m}^3$; (b) $\sim 150\text{ m}$ se encontró agua de mayor salinidad (~ 34) que se asocia con la presencia de la Contracorriente de California (CcC) con valores de $\geq 26\text{ kg/m}^3$. Estas características se describieron por Linacre *et al.* (2010) y Durazo (2015), al estudiar la línea con un análisis armónico. Estos autores también describieron que en dirección hacia la costa, las isopícnicas tienen un ascenso marcado especialmente en primavera a causa de la ocurrencia de surgencias en la zona. Por otro lado los valores de cercanos a la subsaturación de aragonita, se encuentran a $\sim 80\text{ m}$ o menos durante primavera (40 m). Feely *et al.* (2004) realizaron un muestreo en la misma línea y reportaron que el HS Ω A se encontró $\sim 50\text{ m}$ en la porción más cercana a la costa. Este es un trabajo puntual, a diferencia de nuestra serie de tiempo de los valores de aragonita en la columna de agua durante el periodo 2003-2012. En la cual es posible detectar que valores sobre el límite de saturación (=1) o el HS Ω A, es más somero durante períodos de surgencia pero no se encuentra a la misma profundidad si se compara un período con otro. Esto sugiere la influencia de condiciones interanuales o de condiciones oceanográficas en la región, como lo señalan Cervantes *et al.* (2013).

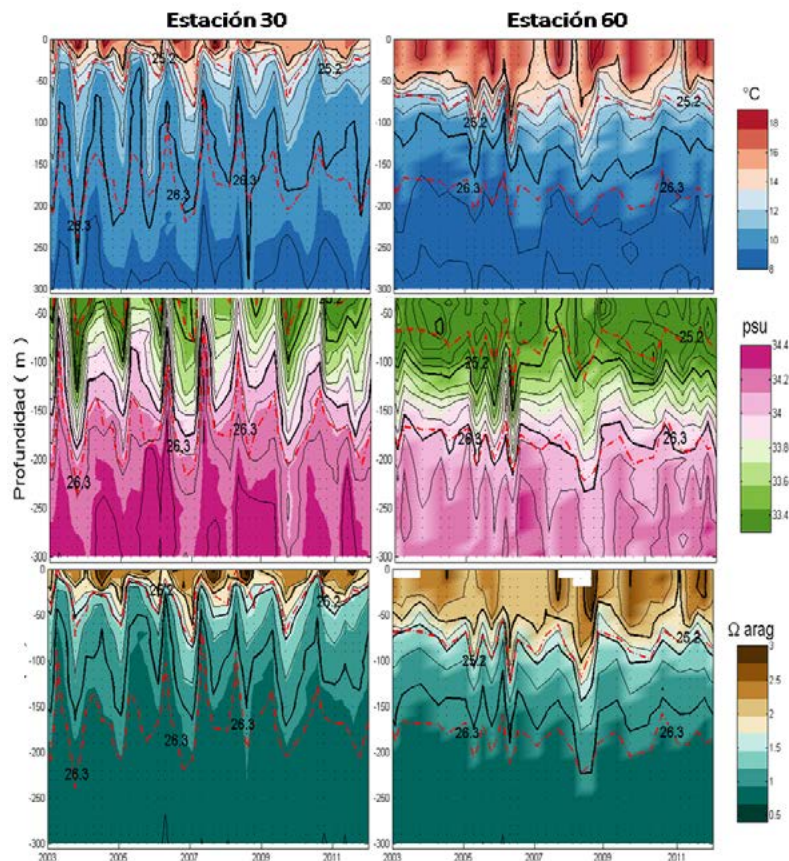


Figura 2. Series de tiempo estación 30 y estación 60; temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (psu) y aragonita. Las líneas blancas indican las isopícnicas de 25.4 y 26.3 kg m^{-3} que indican aproximadamente el límite superior de la Corriente de California y el núcleo de la contra Corriente de California.

Todas las características antes descritas, no se presentan en la misma magnitud para las estaciones en estudio. La estación 30 se encuentra más cercana a la costa, donde los procesos de surgencia son marcados y tienen su principal influencia. Esta característica promueve que el HS Ω A sea más somero en esta estación si se contrasta con la estación 60 (Figura 3). Esta última se encuentra $\sim 280\text{ km}$ alejada

de la costa y aún cuando es posible detectar pulsos de agua como en la estación 30, estos son moderados e incluso el HS Ω A es más profundo aún en temporadas de surgencias (236 m). Esto puede atribuirse a que durante este período existe un dominio en la región del Agua del Subártico (ASA) en toda la región IMECOCAL. Además de acuerdo a (Durazo, 2015) que durante temporada de surgencias la corriente de California, se desplaza a través del giro del sur de California que transporta agua hacia el sur en la porción más oceánica y hacia el norte en la más costera.

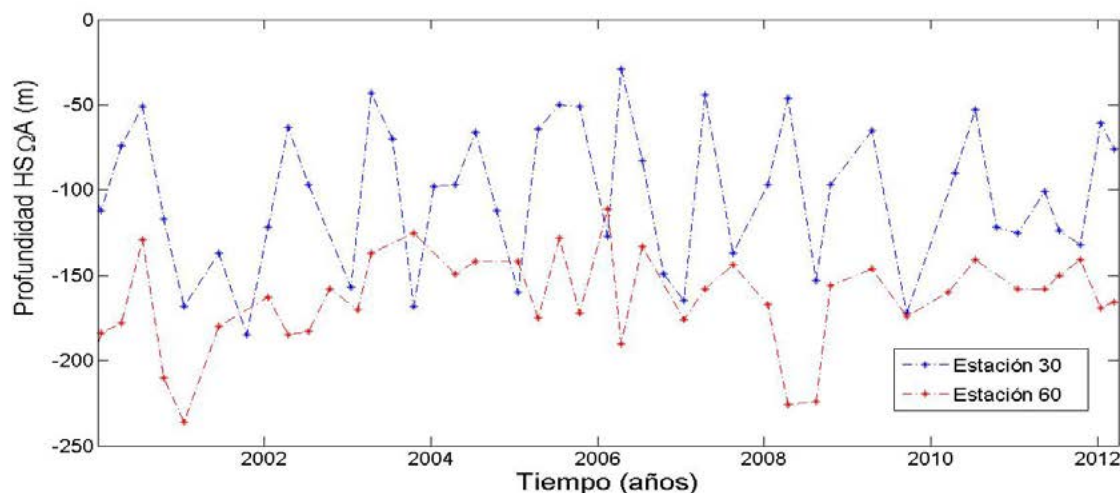


Figura 3. Profundidad del HS Ω A para la estación 30, la más costera y la 60, la más oceánica.

La profundidad a la que se encuentra el HS Ω A, no es la misma durante primavera cuando ocurren los eventos de surgencia. Cada temporada de surgencia el HS Ω A puede estar más somero o más profundo. Cervantes-Díaz, *et al.* 2013 describieron para la Estación Ensenada, la serie de tiempo de variables físico-químicas en la columna de agua y señalaron que periodos de surgencia pueden coincidir con eventos interanuales. Esta combinación puede promover fluctuaciones en el HS Ω A, pues Chavez *et al.* (1999) señalaron que las masas de agua presentan variaciones estacionales de manera natural, y se ha observado que sus volúmenes son diferentes a consecuencia de las variaciones climáticas interanuales y decadales como El Niño/La Niña y la Oscilación Década del Pacífico (ODP). Se sugiere que cambios en los volúmenes de ASA en la región, tienen influencia en la profundidad a la que se encuentra el HS Ω A.

Conclusiones

El contraste de las estaciones 30 y 60 de la línea 100, el HS Ω A tuvo las siguientes características: (a) durante temporada de surgencias se detectan pulsos de agua con menor temperatura (11 °C), mayor salinidad (34) y menores valores de aragonita (~1); (b) en contraste con la estación 60 estos pulsos fueron más marcados en la estación 30, donde la influencia de los procesos de surgencia es más marcado en la estación.

Estos pulsos se detectaron en la estación 30 a profundidades de 35-185 m y en la estación 60 de 100-236 m; (c) los pulsos de agua donde el HS Ω A fue más somero, no se presentaron a la misma profundidad año con año. Se sugiere que procesos de surgencia pueden coincidir con eventos interanuales que tienen influencia en los volúmenes de agua que se encuentran en la región. Estos promueven diferentes características físico-químicas y por tanto influyen en la profundidad a la que se encuentra el HS Ω A.



Bibliografía

- Alin, S.R., R.A. Feely, A.G. Dickson, J.M. Hernández-Ayón, L.W. Juranek, M.D. Ohman and R. Goericke. 2012. Robust empirical relationships for estimating the carbonate system in the southern California Current System and application to CalCOFI hydrographic cruise data (2005-2011). *Journal of Geophysical Research: Oceans* 117 DOI 10.1029/2011JC007511.
- Cervantes-Díaz, G., J.M. Hernández-Ayón, R. Durazo-Arvizu, L. Linacre, V. Camacho-Ibar, R. Lara-Lara y B.G.C. Siqueiros-Valencia. 2013. Variabilidad temporal del sistema del CO₂ frente a las costas de Baja California. *En: Paz-Pellat, F., J. Wong, M. Bazán y V. Saynes (Eds.). Estado Actual Del Conocimiento Del Ciclo Del Carbono y Sus Interacciones En México: Síntesis a 2013. Texcoco, Estado de Mexico. pp. 421-427.*
- Chavez, F.P., P.G. Strutton, G.E. Friederich, R.A. Feely, G.C. Feldman, D.G. Foley and M.J. McPhaden. 1999. Biological and Chemical Response of the Equatorial Pacific Ocean to the 1997-98 El Niño. *Science* 80(86):2126–2131 DOI 10.1126/science.286.5447.2126.
- Durazo, R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120:1173-1196 DOI 10.1002/2014JC010405.
- Feely, R.a., C.L. Sabine, K. Lee, W. Berelson, J. Kleypas, V.J. Fabry and F.J. Millero. 2004. Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science* 305:362-366 DOI 10.1126/science.1097329.
- Feely, R. a. 2002. In situ calcium carbonate dissolution in the Pacific Ocean. *Global Biogeochem. Cycles* 16:1-12 DOI 10.1029/2002GB001866.
- Feely R a., C.L. Sabine, R.H. Byrne, F.J. Millero, A.G. Dickson, R. Wanninkhof, A. Murata, L.a. Miller and D. Greeley. 2012. Decadal changes in the aragonite and calcite saturation state of the Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles* 26:1-15 DOI 10.1029/2011GB004157.
- Juranek, L.W., R.a. Feely, W.T. Peterson, S.R. Alin, B. Hales, K. Lee, C.L. Sabine and J. Peterson. 2009. A novel method for determination of aragonite saturation state on the continental shelf of central Oregon using multi-parameter relationships with hydrographic data. *Geophysical Research Letter* 36:L24601 DOI 10.1029/2009GL040778.
- Linacre, L., R. Durazo, J.M. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J.R. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, A. Siqueiros-Valencia and C. Bazán-Guzmán. 2010. Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station ENSENADA. *Continental Shelf Research* 30:1730-1742 DOI 10.1016/j.csr.2010.07.011.
- Sabine, C.L., R.a. Feely, N.R. M. Gruber, K. Lee-Key, J.L. Bullister, R. Wanninkhof, C.S. Wong, D.W.R. Wallace, B. Tilbrook, F.J. Millero, T.H. Peng, A. Kozyr, T. Ono and A.F. Rios. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science* 305:367-371 DOI 10.1126/science.1097403.
- Sabine, C.L., R.a. Feely, F.J. Millero, A. G. Dickson, C. Langdon, S. Mecking and D. Greeley. 2008. Decadal changes in Pacific carbon. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 113:C07021 DOI :10.1029/2007JC004577.

4.9 Dinámica del carbono meio bentónico en dos hábitats contrastantes de la zona litoral del lago Alchichica, Puebla

Ramos-Hernández Victoria¹; Oseguera Luis A.²; Alcocer Javier²; Pérez-Rodríguez Vania J. J.^{1,3} y Hernández-Fonseca Ma. del Carmen³

¹Biología, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090. Tlalnepantla, Estado de México.

²Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090. Tlalnepantla, Estado de México.

³Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, CP 04510, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: v_ramosh@hotmail.com

Resumen

El meio bentos generalmente está integrado por nemátodos, copépodos, ostrácodos, así como estadios larvales y juveniles de organismos del macro bentos. Sin embargo, la heterogeneidad ambiental de la zona litoral interviene en la composición y distribución de esta comunidad, influyendo así en la dinámica de muchos procesos ecológicos. En el presente estudio se realizaron muestreos a lo largo de un ciclo anual en dos estaciones de características ambientales contrastantes de la zona litoral del lago cráter Alchichica (ALC1 y ALC2). Se determinaron la riqueza taxonómica y la biomasa del meio bentos, así como los parámetros ambientales asociados. En ambas estaciones, las condiciones fisicoquímicas del agua fueron parecidas, sin embargo las características sedimentarias fueron diferentes, principalmente en lo referente a la cobertura vegetal (ALC1= 2±3% y ALC2= 37±22%) y la textura (ALC1= 71% gravas y ALC2= 95% arenas. Se registraron un total de ocho taxa (ALC1= 5 ±2 y ALC2= 5±2). El principal aporte de biomasa en ambas estaciones estuvo representado por *Limnocytherina axalapasco* (ALC1= 90.2% y ALC2= 91.0%). La biomasa total de ALC1 (554±453 mg PH m⁻²) fue menor que ALC2 (1192±708 mg PH m⁻²). La cantidad de vegetación presente así como la textura fueron las principales características que influyeron en la dinámica de la biomasa del meio bentos entre ambas estaciones.

Palabras clave: heterogeneidad ambiental, biomasa meio bentónica, lago mar, lago salino, lago tropical.

Abstract

Nematodes, copepods, ostracods and the larval and juvenile stages of the macrobenthic organisms constitute most of the meio bentos of inland waters. The environmental heterogeneity of the littoral zone influences the composition and distribution of this community affecting the dynamic of the lacustrine ecological processes. We sampled the littoral zone of Lake Alchichica along a yearly cycle in two stations (ALC1 and ALC2) displaying contrasting environmental characteristics. We evaluated the taxonomic richness, density and biomass of meio bentos, and the associated environmental parameters. Both stations show similar water physicochemical characteristics, however they widely differ in the sediment characteristics mainly in the vegetation coverage (ALC1= 2±3% and ALC2= 37±22%) and the sediment texture (ALC1= 71% gravels and ALC2= 95% sands). The main taxa contributing to biomass in both stations is *Limnocytherina axalapasco* (ALC1= 90.2% and ALC2= 91.0%). The total biomass of ALC1 (554±453 mg WW m⁻²) is lower than ALC2 (1192±708 mg WW m⁻²). The vegetation coverage as well as the sediment texture are the main characteristics influencing the meio bentos biomass dynamics in both stations.

Key words: environmental heterogeneity, meiobenthic biomass, maar lake, saline lake, tropical lake

Introducción

La zona litoral es un hábitat dinámico que controla o influye el intercambio de organismos, nutrientes, materia y energía dentro y a través de los ecosistemas (Larmola *et al.*, 2006). Son zonas de alta variabilidad temporal debido a las fluctuaciones en el nivel de las aguas, la energía del oleaje, la actividad biológica y las condiciones climáticas que contribuyen a la dinámica ecológica característica de la zona litoral (Strayer y Findlay, 2010). De forma paralela pueden exhibir una alta variabilidad espacial derivada principalmente tanto por la presencia de macrofitas como por la geología del lago.

Los organismos meiobentónicos que habitan en esta zona juegan un papel ecológico importante dentro de las comunidades de invertebrados bentónicos, no solo en términos de diversidad de especies, sino también con respecto a sus densidades poblacionales altas (Stoch *et al.*, 2011), las cuales pueden llegar a ser superiores a las de la macrofauna (Schmid-Araya *et al.*, 2002). Su papel dentro de las redes tróficas en los sistemas acuáticos también es importante, ya que aprovechan el detrito disponible, son depredadores de bacterias y de la misma meiofauna y, asimismo, son presas de peces y macroinvertebrados (Schmid-Araya y Schmid, 2000), fungiendo como intermediarios en el flujo de energía entre los elementos microbianos y detriticos, y los organismos de talla mayor (Schmid-Araya *et al.*, 2002).

En vista de la relevancia que representan la comunidad meiobentónica de la zona litoral y el desconocimiento que se tiene de esta, en particular en los lagos tropicales y su papel en el ciclo del carbono regional y global, el objetivo del presente estudio fue el reconocer la dinámica temporal de los reservorios de carbono litorales constituidos por los organismos meiobentónicos en el lago tropical Alchichica, Puebla, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

Alchichica es un lago “mar” que se localiza en la cuenca endorreica Oriental, en el extremo SE del Altiplano Mexicano (19°27.7' N, 97°24.0' O), entre los estados de Puebla, Tlaxcala y Veracruz, a una altitud de 2335 m s.n.m. El lago es casi circular (área de 2.3 km²), con una circunferencia de 5.1 km y un diámetro de aproximadamente 1.7 km. Su profundidad máxima es de 62 m, con una media de 40.9 m (Filonov *et al.*, 2006). El principal aporte de agua lo recibe a través del manto freático; es un lago oligotrófico, hiposalino (8.5±0.52 g L⁻¹) y de pH básico (8.7-9.2) (Armienta *et al.*, 2008). Los sedimentos de la zona litoral están compuestos principalmente por arenas gruesas y finas con un contenido de materia orgánica de bajo a elevado (Hernández, 2001).

Muestreo

Se realizaron muestreos bimestrales a lo largo de un año (noviembre del 2010, enero, marzo, mayo y julio del 2011) en dos estaciones de la zona litoral. La estación uno (ALC1) se caracteriza por presentar una exposición mayor al oleaje y por tener poca vegetación, mientras que la estación dos (ALC2) presenta mayor vegetación sumergida y está protegida de la acción del oleaje. Durante cada muestreo se registró la temperatura, el oxígeno disuelto, la conductividad y el pH del agua supradacente con una sonda multiparamétrica de calidad de agua marca Hydrolab modelo DS5. Asimismo se tomaron muestras de sedimento un nucleador manual (3 cm de diámetro) para la obtención del porcentaje de materia orgánica, cobertura vegetal, textura, concentración de clorofila *a*, carbonatos y carbono y nitrógeno elementales.

Para la obtención del meiobentos se empleó un nucleador manual (3 cm de diámetro; 0.00071 m² de área); todas las muestras fueron tomadas por triplicado y se fijaron con alcohol 96% adicionado con Rosa de Bengala como colorante vital (APHA *et al.*, 1985). Las muestras fueron tamizadas a través de una malla con apertura de 0.50 mm para retener el macrobentos y después por otra con apertura de 0.069 mm para retener el meiobentos. Los organismos se separaron manualmente con apoyo de un microscopio estereoscópico y fueron determinados hasta el nivel taxonómico más bajo posible con ayuda de claves generales (Edmonson, 1959; Pennak, 1978). La biomasa (expresada como peso húmedo= PH) se obtuvo rehidratando a los organismos para posteriormente ser pesados en un comparador de masas modelo UMX5 Comparator, Mettler Toledo.

Para el análisis de la información biológica, los valores de biomasa se transformaron a logaritmos [$\log_{10}(n+1)$] para que los valores elevados no sesgaran los resultados. Las pruebas estadísticas que se ocuparon para la comparación de medias fueron: prueba *t*-Student para variables relacionadas y la prueba no paramétrica Wilcoxon. Se realizaron análisis de varianza (ANDEVA) para determinar si había diferencia entre épocas. Todas las pruebas se realizaron con ayuda del paquete estadístico SPSS v18.

Resultados y discusión

Parámetros ambientales

Las condiciones fisicoquímicas del agua de ambas estaciones fueron muy similares presentando ligeras variaciones a lo largo del tiempo en el pH, la conductividad específica y el oxígeno disuelto. La temperatura fue el parámetro que mayor variación tuvo (Cuadro 1), principalmente durante los primeros dos muestreos. Así mismo, algunas de las características del sedimento de ambas estaciones fueron muy parecidas y solo tuvieron valores muy diferentes en la cobertura vegetal, la materia orgánica, la textura y la composición elemental (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características ambientales del agua y del sedimento de las estaciones ALC1 y ALC2. (Prom= promedio, DE= desviación estándar, Máx= valor máximo, Mín= valor mínimo, OD= oxígeno disuelto, K₂₅= conductividad eléctrica estandarizada a 25°C).

Agua	ALC1			ALC2		
	Mín	Máx	Prom±DE	Mín	Máx	Prom±DE
Temperatura (°C)	14.0	21.0	18.3±2.6	12.9	23.4	18.0±3.8
pH	8.24	9.00	8.59±0.28	8.49	8.78	8.64±0.12
K ₂₅ (mS·cm ⁻¹)	12.9	14.9	13.9±1.0	12.6	14.4	13.5±0.8
OD (mg·L ⁻¹)	6.75	9.76	7.82±1.21	6.81	9.33	7.86±1.07
Sedimentos		ALC1			ALC2	
Carbonatos (%)	50.3	57.8	53.5±3.7	48.1	57.1	52.1±3.9
Clorofila <i>a</i> (µg·cm ⁻²)	0.17	1.00	0.51±0.33	0.40	0.91	0.69±0.21
Cobertura vegetal (%)	0	6.4	2.1±2.6	14.0	68.00	37.3±22.4
Materia orgánica (%)	0.6	2.2	1.6±0.6	1.1	8.2	3.4±2.8
C elemental (%)	2.8	21.4	10.6±7.5	6.5	29.8	16.5±8.6
N elemental (%)	0.1	1.3	0.6±0.4	0.3	2.5	1.2±0.8
Textura	Arenas	Gravas	Gravas	Gravas	Arenas	Arenas

Riqueza taxonómica

La riqueza taxonómica para las dos estaciones estuvo representada por ocho taxa: Nematoda, Arthropoda con dos ostrácodos (*Limnocytherina axalapasco* y *Candona cf. patzcuaro*), un copépodo harpacticóide (*Cletocamptus gomezi*), un anfípodo (*Hyaella azteca*), quironómidos, ácaros y

oligoquetos. En ALC1 se encontraron los 8 taxa con un promedio de 5 ± 2 mientras que en ALC2 sólo se registraron siete taxa con un promedio igual (5 ± 2).

Biomasa *Meiobentónica*

La biomasa del meiobentos varió para ALC1 entre 228 ± 511 mg PH m^{-2} y 953 ± 1242 con un promedio de 554 ± 453 mg PH m^{-2} mientras que para ALC2 el promedio fue de 1192 ± 708 mg PH m^{-2} con una variación entre 640 ± 330 mg PH m^{-2} y 1656 mg PH m^{-2} . Estos valores son menores a los encontrados para el meiobentos en la zona litoral del lago Ladoga, Rusia (4504 mg m^{-2}) (Raspopov *et al.*, 1996) y similares a los de la zona litoral de varios lagos subárticos al norte de Rusia (380 - 17610 mg m^{-2}) (Skvortsov, 1997). Sin embargo, son mayores a los encontrados para la zona litoral del lago de alta montaña El Sol, México (24.61 - 46.95 mg PH m^{-2}) (Hernández, 2004). En un estudio previo realizado para la zona litoral de Alchichica, Hernández (2001) encontró una biomasa mayor (2897.3 mg m^{-2}) a la observada en este estudio. En los últimos años el lago Alchichica ha sufrido una reducción en el nivel del agua exponiendo las tufas lo cual ha provocado un aislamiento de algunas porciones de la zona litoral, este cambio en la diversidad de microambientes de la zona litoral posiblemente ha provocado la disminución tanto de la riqueza taxonómica como de la biomasa de las comunidades del meiobentos.

Cuadro 2. Biomasa del meiobentos litoral de las estaciones ALC1 y ALC2. (Prom= promedio, DE= desviación estándar, Máx= valor máximo, Mín= valor mínimo).

Biomasa (mg·PH m^{-2})	ALC1			ALC2		
	Mín	Máx	Prom±DE	Mín	Máx	Prom±DE
Nematoda	6	41	27±29	9	62	35±39
<i>Limnocytherina axalapasco</i>	169	851	484±459	500	1,547	1073±702
<i>Candona cf. patzcuaro</i>	0	13	3±7	0	175	59±129
<i>Cletocamptus gomezi</i>	0	62	18±40	0	13	7±9
Otros	1	10	6±16	0	11	5±13

La biomasa de ALC2 fueron significativamente mayor ($p < 0.05$) a la obtenida para ALC1. Sin embargo y a pesar que gráficamente en los cinco muestreos la biomasa de la estación ALC1 fue menor a la de ALC2, solo se encontró una diferencia significativa en el muestreo de mayo ($p < 0.05$) (Figura 1). En ALC1, enero registró la biomasa más alta (119.1 ± 318 mg PH m^{-2}), seguido de junio (107.3 ± 312.1 mg PH m^{-2}), marzo (56.3 ± 189.8 mg PH m^{-2}), noviembre (35 ± 91.3 mg PH m^{-2}) y finalmente mayo con la biomasa más baja (28.5 ± 94.4 mg PH m^{-2}). No obstante no se presentaron deferencias significativas ($p > 0.05$) entre los muestreos. En contraparte, en ALC2 la biomasa más alta se registró en noviembre (207 ± 569 mg PH m^{-2}), seguido de enero (190.2 ± 592.7 mg PH m^{-2}), mayo (141.1 ± 317 mg PH m^{-2}), junio (126.9 ± 361.6 mg PH m^{-2}) y marzo con la biomasa más baja (80 ± 180 mg PH m^{-2}) (Figura 1); para esta estación tampoco se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) en la variación temporal.

El mayor aporte de biomasa en ALC1 estuvo representado por el ostrácodo *L. axalapasco* (90.2%), seguido de los nemátodos (5%), el copépodo harpacticoide *C. gomezi* (3.3%) y el ostrácodo *C. cf. patzcuaro* (0.5%). En ALC2, *L. axalapasco* también aportó la mayor parte de la biomasa (91%) seguido por *C. cf. patzcuaro* (5%), los nemátodos (3%) y *C. gomezi* (0.6%).

La biomasa de los ostrácodos en ALC2 (*L. axalapasco*= 1073.1 ± 701.7 mg PH m^{-2} ; *C. cf. patzcuaro*= 59.0 ± 129.4 mg PH m^{-2}) fue significativamente mayor ($p < 0.05$) a la encontrada en ALC1 (*L. axalapasco*= $484.5 \pm 458.8 \pm 701.7$ mg PH m^{-2} ; *C. cf. patzcuaro*= 2.6 ± 7.4 mg PH m^{-2}) (Figura 2, Cuadro 2). Lo anterior se puede explicar debido a que los ostrácodos generalmente evitan las aguas con corriente que generan a su vez movimientos dentro de los sedimentos, como es el caso de ALC2 y contrario a ALC1 que está expuesta al oleaje directo. Por otra parte, el tamaño del grano preferido varía

entre los ensambles de ostrácodos, aunque la mayoría de las especies se desarrollan en sedimentos de grano fino (Ruiz *et al.*, 2013) como en ALC2.

A pesar de que *C. gomezi* presentó una mayor biomasa en ALC1 (18 ± 40.5 mg PH m^{-2}) que en ALC2 (7.3 ± 9.4 mg PH m^{-2}), no se encontró una diferencia significativa ($p > 0.05$) (Figura 2, Cuadro 2). La diferencia en la biomasa puede explicarse parcialmente a que los copépodos harpacticoides son muy selectivos en su alimentación y a que en muchas ocasiones sus recursos alimenticios son muy reducidos (Särkkä, 1993). Las características de la estación ALC2 (mayor presencia de vegetación, protección contra el oleaje y sedimentos más finos) pudieron beneficiar a *C. gomezi*, ya que el rompimiento de las olas, las corrientes de agua, los sedimentos gruesos, la falta de vegetación y la baja disponibilidad de materia orgánica son condiciones desfavorables para que un copépodo harpacticoides prospere (Alcocer *et al.*, 2014).

Finalmente, la biomasa de los nemátodos fue similar en ambas estaciones (ALC1= 26.6 ± 28.6 mg PH m^{-2} y ALC2= 35 ± 39.5 mg PH m^{-2}) (Figura 2, Cuadro 2). A pesar de que los nematodos sean los organismos más frecuentes y que usualmente dominen en abundancia en el meio bentos de cuerpos acuáticos epicontinentales, su aporte a la biomasa es muy bajo debido a la diferencia de talla con respecto a los ostrácodos y a los copépodos harpacticoides.

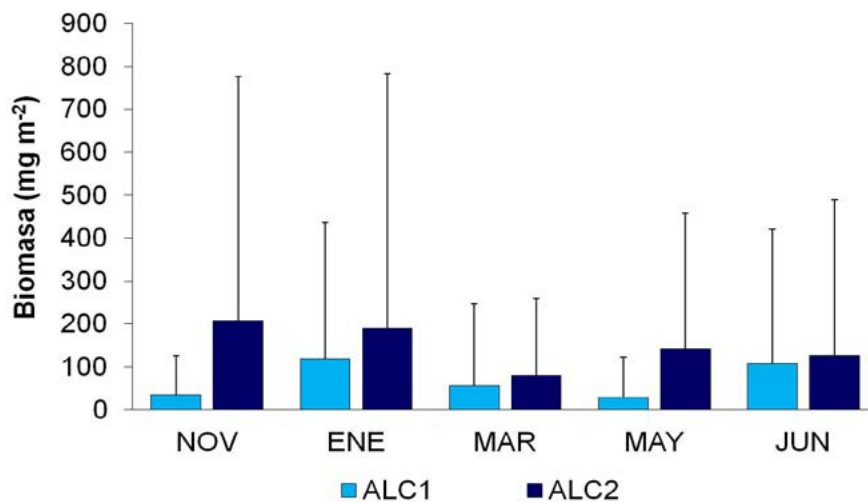


Figura 1. Variación temporal de la biomasa meiobentónica total como peso húmedo en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

Para ALC1, el valor más alto registrado para *L. axalapasco* fue en junio (850.7 ± 416 mg PH m^{-2}) y el más bajo en mayo (169 ± 252.4 mg PH m^{-2}). Por el contrario, para ALC2 el valor más alto registrado fue en noviembre (1547.4 ± 795 mg PH m^{-2}) y el más bajo en marzo (500 ± 222.2 mg PH m^{-2}). Sin embargo esta especie no mostró un patrón en la variación de su biomasa en ninguna de las estaciones a lo largo del ciclo de muestreo (Figuras 1 y 2). Por otra parte, en ALC1 el valor de biomasa más alto para los nemátodos fue en marzo (41.3 ± 42.8 mg PH m^{-2}) y el más bajo en junio (5.6 ± 7.4 mg PH m^{-2}), mientras que *C. cf. patzcuaro* solo se presentó en enero (13.1 ± 13.4 mg PH m^{-2}), mientras que el valor más alto de *C. gomezi* fue en noviembre (62 ± 79.3 mg PH m^{-2}) y el más bajo en enero (27.9 ± 26.2 mg PH m^{-2}), en marzo, mayo y junio no se encontraron. Por otra parte, en ALC2 el valor de biomasa más alto para los nemátodos fue en marzo (61.5 ± 44 mg PH m^{-2}) y el más bajo en junio (9.8 ± 9.6 mg PH m^{-2}), para *C. cf. patzcuaro* el valor más alto registrado fue en mayo (174.6 ± 274.9 mg PH m^{-2}) y el más bajo en noviembre (4.2 ± 7.3 mg PH m^{-2}), en junio no se encontraron organismos; finalmente para *C. gomezi* el valor más alto fue en noviembre (13.3 ± 16.7 mg PH m^{-2}) y el más bajo en enero (6.6 ± 7.1 mg PH m^{-2}) (Figura 2, Cuadro 2). La variación temporal de la biomasa no presentó un patrón definido con respecto

a los cambios durante el periodo de muestreo y no se encontró una correlación significativa ($p < 0.05$) ni con las variables de agua ni con las del sedimento.

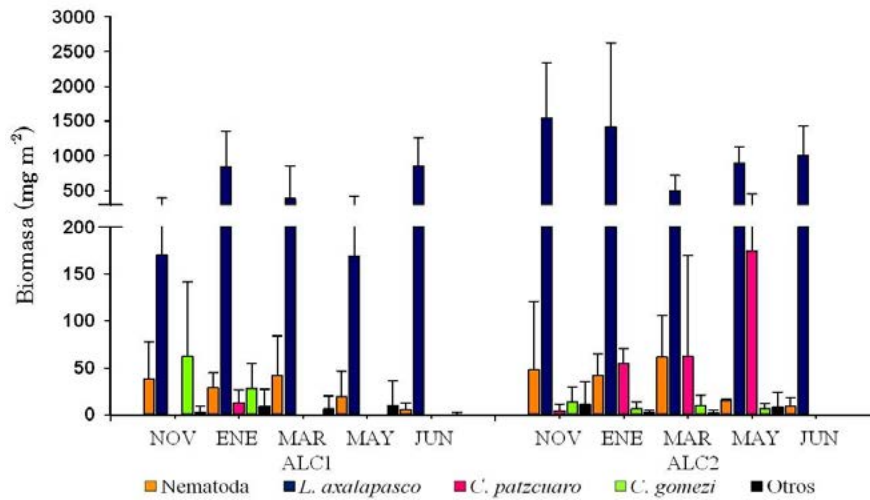


Figura 2. Variación temporal de la biomasa por especie del meiobentos como peso húmedo en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla, México.

Conclusiones

La comunidad meiobentónica estuvo compuesta por un total de ocho taxa. Ocho en ALC1 y siete en ALC2. La biomasa varió para ALC1 entre 228 ± 511 mg PH m^{-2} y 953 ± 1242 con un promedio de 554 ± 453 mg PH m^{-2} mientras que para ALC2 el promedio fue de 1192 ± 708 mg PH m^{-2} con una variación entre 640 ± 330 mg PH m^{-2} y 1656 mg PH m^{-2} . El mayor aporte de biomasa en ALC1 estuvo representado por el ostrácodo *L. axalapasco* (90.2%), seguido de los nemátodos (5%), el copépodo harpacticóide *C. gomezi* (3.3%) y el ostrácodo *C. cf. patzcuaro* (0.5%). Por otro lado, en ALC2, *L. axalapasco* aportó la mayor parte de la biomasa (91%) seguido por *C. cf. patzcuaro* (5%), los nemátodos (3%) y *C. gomezi* (0.6%).

La biomasa mayor de la comunidad meiobentónica se encontró en ALC2 lo cual tiene una mayor cobertura vegetal, sedimentos más finos y está protegida del oleaje directo en comparación con ALC1. Sin embargo, en ninguna de las dos estaciones se observó un patrón definido en la variación temporal de la biomasa meiobentónica.

Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT 103332) y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM.

Bibliografía

- Alcocer, J., M.C. Hernández, L.A. Oseguera and E. Escobar. 2014. On the ecology of *Cletocamptus gomezi* Suárez-Morales, Barrera-Moreno y Ciro-Pérez 2013 (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida) micro-endemic to Lake Alchichica, Central Mexico. *Journal of Limnology* 10.4081/jlimnol.2014.1070.
- APHA, AWWA and WPCF. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. New York. 1193 p.

- Armienta, M.A., G. Vilaclara, S. de la Cruz-Reyna, S. Ramos, N. Ceniceros, O. Cruz, A. Aguayo and F. Arcega-Cabrera. 2008. Water chemistry of lakes related to active and inactive Mexican volcanoes. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 178:249-258.
- Edmonson, E.T. 1959. *Fresh-water biology*. Wiley, J. and Sons (Ed.). Nueva York. 1248 p.
- Filonov, A., I. Tereshchenko, and J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33 L07404 DOI 10.1029/2006GL025901.
- Hernández, M.C. 2001. Densidad y biomasa de la meiofauna de la zona litoral de los lagos-cráter Alchichica, Quechulac y Tecuítlapa, Puebla, México. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 51 p.
- Hernández, M.C. 2004. Ecología de las comunidades meiobentónicas litoral y profunda de un lago tropical de alta montaña, El Sol, Nevado de Toluca, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 70 p.
- Larmola, T., J. Alm, S. Juutinen, D. Koppisch, J. Augustin, P.J. Martikainen and J. Silvola. 2006. Spatial patterns of litter decomposition in the littoral zone of boreal lakes. *Freshwater Biology* 51:2252-2264.
- Pennak, W.R. 1978. *Fresh-water invertebrates of the United States*. Wiley, J. and Sons (Ed.). Nueva York. 803 p.
- Raspopov, I.M., I.N. Andronikova, O.N. Dotsenko, E.A. Kurashov, G.I. Letanskaya, V.E. Panov, M.A. Rychkova, I.V. Telesh, O.A. Tchernykh and F.F. Vorontsov. 1996. Littoral zone of Lake Ladoga: ecological state evaluation. *Hydrobiologia* 322:39-47.
- Ruiz, F., M. Abad, A.M. Bodergat, P. Carbonel, J. Rodríguez-Lázaro, M.L. González-Regalado, A. Toscano, E.X. García and J. Prenda. 2013. Freshwater ostracods as environmental tracers. *International Journal of Environmental Science and Technology* 10:1115-1128.
- Särkkä, J. 1982. On the ecology of littoral *Oligochaeta* of an oligotrophic Finnish lake. *Holarctic Ecology* 5:395-404.
- Schmid-Araya, J.M. and P.E. Schmid. 2000. Trophic relationships: integrating meiofauna into a realistic benthic food web. *Freshwater Biology* 44:149-163.
- Schmid-Araya, J.M., A.G. Hildrew, A. Robertson, P.E. Schmid and J. Winterbottom. 2002. The importance of meiofauna in food webs: evidence from an acid stream. *Ecology* 83(5):1271-1285.
- Skvortsov, V.V. 1997. Meiobenthos communities of some subarctic lakes. *Hydrobiologia*. 342/343:117-124.
- Stoch, F., R. Gerecke, V. Pieri, G. Rossetti, B. Sambugar. 2011. Exploring species distribution of spring meiofauna (Annelida, Acari, Crustacea) in the south-eastern Alps. *Journal of Limnology* 70(1):65-76.
- Strayer, D.L. and S.E.G. Findlay. 2010. Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72:127-163.



4.10 Variabilidad estacional de los productores primarios basados en información satelital combinada de SEAWIFS y MODIS para los ecosistemas mexicanos

Cepeda-Morales Jushiro¹; Rivera-Caicedo Juan P.²; Gaxiola-Castro Gilberto⁴; Paz-Pellat Fernando³ y Hernández-Domínguez Gerarldine³

¹Centro Nayarita de Innovación y Trasferencia de Tecnología. Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura Amado Nervo, CP 63155, Tepic, Nayarit.

²Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias, Unidad Académica de Agricultura, Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura Amado Nervo, CP 63155. Tepic, Nayarit.

³Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

⁴Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE). Carretera Ensenada-Tijuana No 3918, Zona Playitas CP 22860, Ensenada, Baja California.

Autor para correspondencia: jushiro.cepeda@uan.edu.mx

Resumen

Se analizó la variabilidad estacional de los productores primarios de los ecosistemas mexicanos basados en información satelital combinada de las misiones SeaWiFS y MODIS. Para los ecosistemas marinos se utilizan los datos de clorofila mientras que para los ecosistemas terrestres el índice de vegetación NDVI. Se comparan los datos de ambos sensores para los años que funcionaron en conjunto y se concluye que los errores son menores al 15% con algunos meses donde alcanzan valores cercanos al 30%. Los resultados muestran una marcada influencia de la estacionalidad tanto para los ecosistemas marinos como terrestres.

Palabras clave: clorofila, NDVI, ciclo estacional.

Abstract

The seasonal variability of the primary producers of Mexican ecosystems based on combined satellite data of MODIS and SeaWiFS missions is analyzed. Marine ecosystems chlorophyll data while terrestrial ecosystems for the NDVI are used. Data from both sensors for the years worked together and concludes that errors are less than 15% a few months where they reach close to 30% values are compared. The results show a marked influence of seasonality for both marine and terrestrial ecosystems

Key words: chlorophyll, NDVI, seasonal cycle.

Introducción

México es considerado uno de los países ricos en cuanto a sus recursos naturales, tanto en sus ecosistemas marinos como terrestres. Cuenta con alta diversidad biológica, definida por su amplia gama de ambientes, aunado con alta abundancia. Tanto en ecosistemas marinos como terrestres los productores primarios juegan un rol fundamental en las tasas de fijación y liberación de CO₂ atmosférico.

La principal problemática que nuestra sociedad estamos enfrentando como sociedad son los cambios de los ecosistemas debido al cambio climático. Actualmente, la información derivada de sensores satelitales proporciona una herramienta clave para el seguimiento de los ecosistemas a nivel global. Los datos satelitales proporcionan una amplia cobertura espacial y temporal. Con más de 30 años de diferentes misiones espaciales, se ha logrado coleccionar información suficiente para caracterizar las

principales escalas de variabilidad de los ecosistemas en particular de los productores primarios, permitiendo incluso evidenciar cambios en escalas interanuales las cuales son asociadas al cambio climático.

Por medio de los mecanismo emisión y absorción de CO₂ los ecosistemas terrestres representan importantes fuentes y sumideros de carbono (McCarthy *et al.*, 2010). El análisis de los flujos de CO₂ que intercambian las cubiertas vegetales y la atmósfera son claves en el estudio del ciclo del carbono y su incidencia en la variabilidad climática (Gilbert *et al.*, 2015). El índice de vegetación de diferencias normalizadas NDVI (por sus siglas en inglés) es una relación espectral usada con mayor frecuencia en los estudios de la dinámica de la vegetación y el Ciclo del Carbono (La Puma *et al.*, 2007, Kaufmann *et al.*, 2008). La relación directa entre los cambios en las coberturas de vegetación y los intercambios de CO₂ atmosférico hace necesario conocer la climatología de este parámetro para mejor la comprensión de las complejas dinámicas relaciones entre las cubiertas vegetales y el ciclo del Carbono.

La base de todos los ecosistemas son los productores primarios, por lo que entender sus variaciones temporales y espaciales son fundamentales para entender los efectos del cambio climático a nivel global y regional.

El objetivo de este trabajo es presentar la climatología de los ecosistemas terrestres y oceánicos para México desde el año de 1998 a 2015 por medio del análisis de la concentración de clorofila, temperatura superficial para ecosistemas marinos y el NDVI por indicador de los cambios en las cubiertas vegetales para ecosistemas terrestres.

Materiales y métodos

Repositorio satelital

Para la caracterización climatológica de las variables de concentración de clorofila en los océanos (CHLO) y NDVI, se descargaron imágenes satelitales nivel L3 de los sensores SeaWiFS (Sea-Viewing in Wide Field-of-View Sensor) y MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) AQUA a escala mensual. En resumen el repositorio satelital cuenta con 157 imágenes por variable del sensor SeaWiFS para el periodo de septiembre de 1997 a Diciembre de 2010 a una resolución espacial de 4 km para el NDVI y de 9 km para CHLO; del sensor MODIS 191 imágenes de NDVI para el periodo de febrero de 2000 a diciembre de 2015 con una resolución espacial de 5.6 km y para la CHLO 162 imágenes para el periodo de julio de 2002 a diciembre de 2015 con una resolución de 4 km.

Procesado digital

Para homogenizar la resolución espacial de los productos de CHLO y NDVI se realizó una interpolación lineal a una resolución de 4 km. La evaluación de los valores anómalos en las series temporales de cada sensor se hizo con el método estadístico del rango intercuartil; los valores catalogados como anómalos fueron excluidos del análisis. Los rangos para determinar los valores anómalos fueron analizados a nivel del pixel según fórmula 1

$$\begin{aligned} a_i &\leq Q_1 - 1.5(Q_3 - Q_1) \\ a_s &\geq Q_3 + 1.5(Q_3 - Q_1) \end{aligned} \quad (1)$$

donde, a_i es el rango inferior, a_s el rango superior, Q_1 el primer cuartil y Q_3 el tercer cuartil de cada pixel de la serie temporal.

Para evaluar el impacto que tiene la geometría de iluminación, observación y la resolución espectral de los sensores SeaWiFS y MODIS sobre los productos analizados y determinar si se pueden usar como una sola serie temporal, se calculó el error medio cuadrático normalizado con la fórmula 2, (NRMSE por sus siglas en inglés: normalized root-mean-square error). Se definió un criterio máximo del 15% para determinar si las dos series se pueden analizar en conjunto.

$$NRMSE = \frac{\sqrt{\frac{\sum_{t=1}^n (\hat{Y}_t - Y_t)^2}{n}}}{Y_{max} - Y_{min}} \quad (2)$$

donde, n es el número de meses comunes, Y son los datos del sensor MODIS, y \hat{Y} los datos del sensor SeaWiFS.

La climatología base se construyó a partir de las imágenes SeaWiFS desde los años 1997 hasta 2000 y las imágenes MODIS desde el 2001 hasta el 2015 para el DNVI, mientras que, para CHLO la serie temporal está conformada por las imágenes SeaWiFS desde los años 1997 hasta 2003 y las imágenes MODIS desde el 2004 hasta el 2015.

Algoritmos de Estimación de la Clorofila y el NDVI

Concentración de clorofila "a" (CHLO)

La estimación de la concentración de clorofila "a" (CHLO) a partir de datos de satélite fue realizada por medio de un algoritmo polinomio de cuarto orden (fórmula 3) a partir de la razón simple entre las bandas de azul y verde. Los coeficientes del polinomio han sido estimados a partir de la base de datos versión 2 de NASA Bio-Optical Marine Algorithm Data Set (NOMAD) (Werdell y Bailey, 2005).

$$\log_{10}(chlor_a) = a_0 + \sum_{i=1}^4 a_i \log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{blue})}{R_{rs}(\lambda_{green})} \right)^i \quad (3)$$

El Cuadro 1 muestra los coeficientes y las bandas usadas para la estimación de la CHLO.

Cuadro 1. Bandas y coeficientes para la estimación de clorofila "a" (CHLO).

SENSOR	BLUE	GREEN	A0	A1	A2	A3	A4
SEAWIFS	443>490>510	555	0.3272	-2.9940	2.7218	-1.2259	-0.5683
MODIS	443>488	547	0.2424	-2.7423	1.8017	0.0015	-1.2280

Índice de vegetación de diferencia normalizada

El índice de vegetación de diferencia normalizada o NDVI (por sus siglas en inglés, normalized difference vegetation index) es un medidor indirecto de cantidad y del vigor de la vegetación y es calculado por la ecuación 4.

$$NDVI = \frac{R_{IC} - R_{red}}{R_{IC} + R_{red}} \quad (4)$$

donde, R_{IC} es la reflectancia en la región del infrarrojo cercano y R_{red} es la reflectancia en la región espectral de rojo. El Cuadro 2 muestra las regiones espectrales usadas por cada sensor para el cálculo del NDVI.

Cuadro 2. Regiones espectrales para el cálculo del NDVI.

SENSOR	R_{IC}	R_{red}
SEAWIFS	660-680	845-885
MODIS	620-670	841-876

Resultados y discusión

El análisis del periodo de 2001 a 2009 para el NDVI y 2003 a 2009 para la CHLO para justificar la unión de la serie temporal de los sensores SeaWiFS y MODIS muestra que en promedio del 75% de los pixeles validos tienen un error menor al 15%. La Figura 1 muestra la matriz de error para la CHLO y el NDVI donde en el eje x representa los meses y el eje y los años en común de los dos sensores.

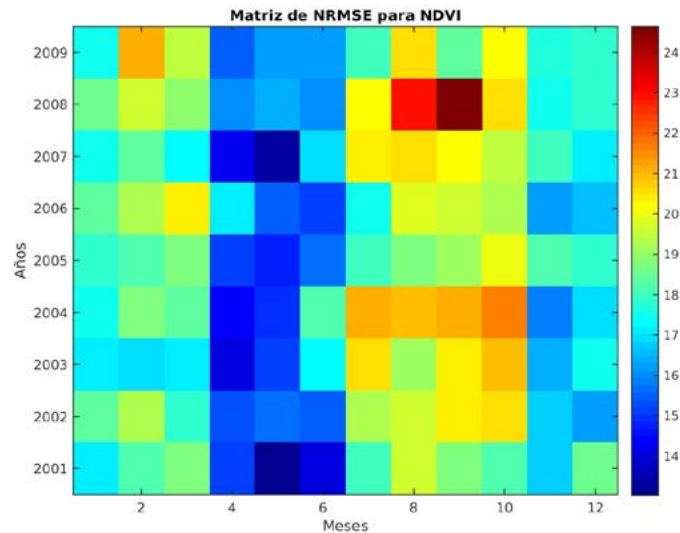


Figura 1. Matriz de NRMSE para los productos de NDVI.

Para el NDVI los resultados muestran que los meses de julio a octubre los errores entre los dos sensores son mayores en especial los años de 2004 y 2008 que tienen el mayor porcentaje de NRMSE de 24.65%, mientras que en los meses de abril a junio presentan los mejores errores en especial los años 2001 y 2007 donde el error global fue de 13.03 para el mes de mayo. En términos generales los errores globales de los sensores son menores al 20% y nos permite justificar la construcción de una serie temporal para la climatología.

Para el análisis climatológico se contaron 220 imágenes, correspondientes a los sensores SeaWiFS y MODIS. Para la comparación de las series de tiempos se realizó el mismo procedimiento descrito para el NDVI. Los resultados muestran errores menores al 15% (datos no mostrados). Los mayores valores del NRMSE se presentaron para el periodo de otoño del 2006 y 2009, sin embargo al construir la serie de tiempo total de esos meses fueron reemplazados por información del sensor MODIS.

La figura 2 panel izquierdo muestra la media del NDVI para el periodo de estudio, donde se puede observar que los ecosistemas de selvas cálidas-húmedas y cálidas-secas presentan los mayores valores de NDVI. El dinamismo de las ecorregiones se puede observar en la Figura 2 panel derecho, la cual, muestra la desviación estándar de los valores de NDVI. En esta figura se observa que el ecosistema de selvas cálidas-secas es el que presenta mayor dinamismo mensual en especial en los meses de julio. Se observa un comportamiento sinusoidal de esta ecorregión donde los valores más altos de NDVI en los meses de julio a octubre y los valores más bajos en los meses de abril y mayo.

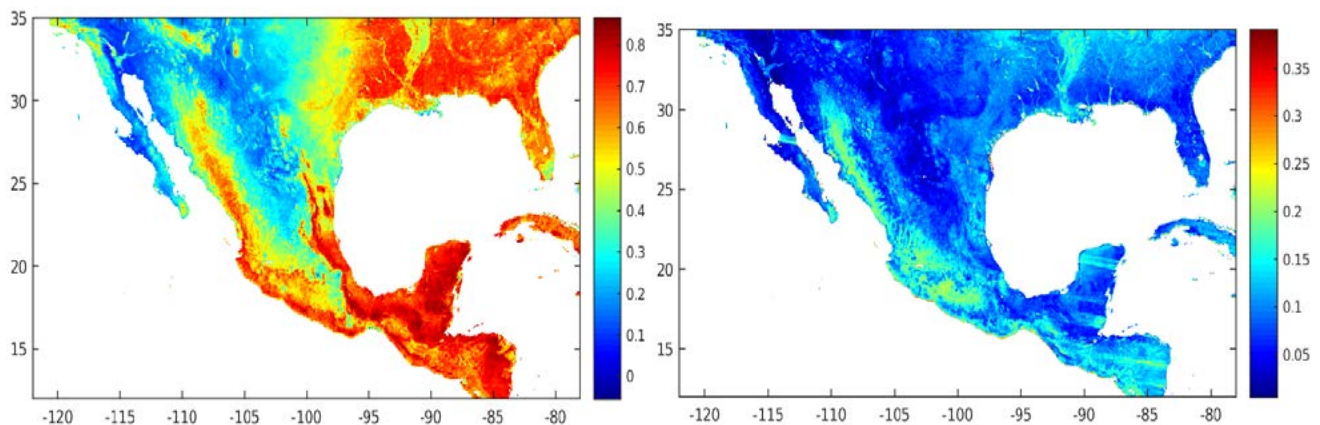


Figura 2. Media climatológica desde los años 1998 a 2015 del NDVI y Desviación estándar a escala mensual del NDVI para los años 1998 a 2015.

Las Figuras 3 y 4 presentan la climatología mensual y la desviación estándar para el NDVI para las diferentes donde se puede observar que la sierra templada occidental es la zona más estable en cuanto a sus valores de NDVI, El resto de sitios de esta ecorregión presentan su mayor dinamismo para durante los meses de abril y mayo.

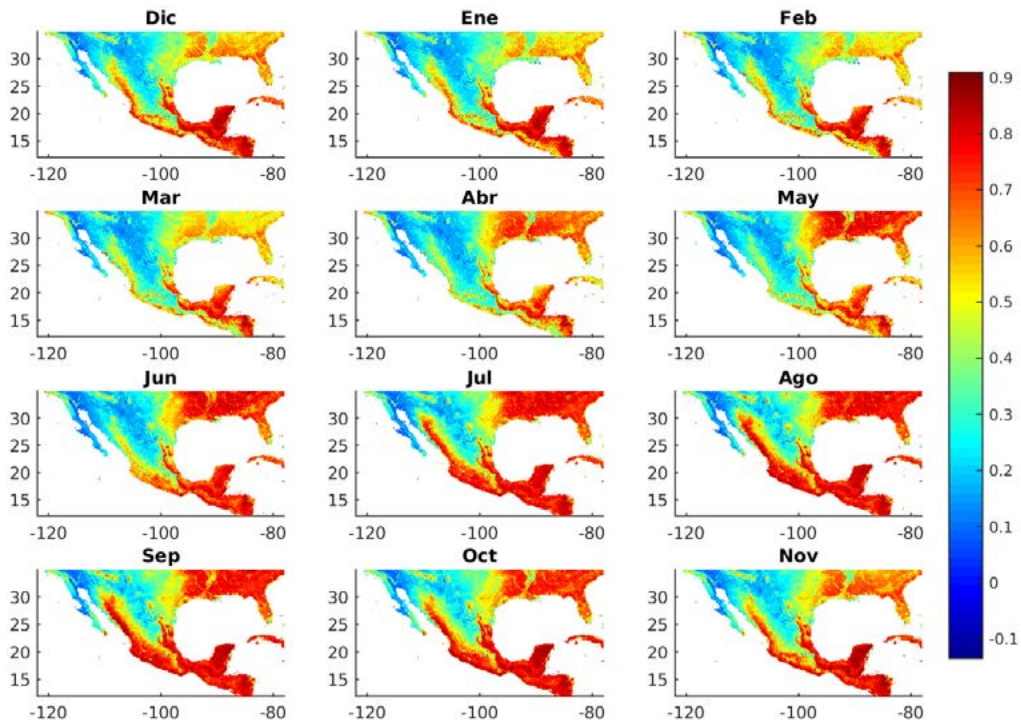


Figura 3. Media climatológica mensual del NDVI para los años de 1998-2015.

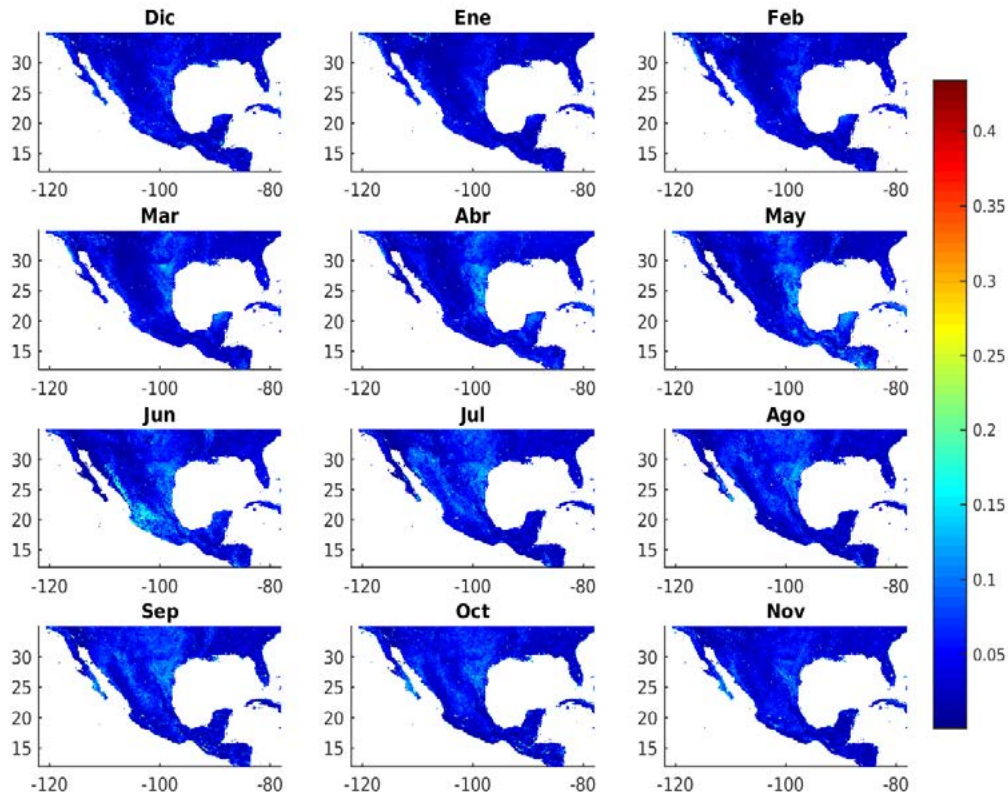


Figura 4. Desviación estándar climatológica mensual del NDVI para los años de 1998-2015.

Ecosistemas marinos de México

La distribución promedio de biomasa del fitoplancton estimada por medio de CHLO presenta los mayores valores en las zonas costeras de la República. Mientras que las regiones oligotrofas se ubican en áreas oceánicas del Pacífico y del Golfo de México, además del mar del Caribe. La temperatura superficial del mar promedio calculada con datos del AVHRR (1985-2009) muestran que la mayor parte del mar territorial de México se encuentra con valores por encima de los 25 °C, solo la región de la corriente de California presenta valores bajos.

Regionalmente se presentan marcados patrones de variabilidad estacional CHLO (Figuras 5 y 6) los cuales están asociados a diferentes mecanismos dinámicos tanto oceánicos como atmosféricos. Las condiciones oceanográficas fueron analizadas en base a los datos de temperatura superficial del mar calculada con datos del sensor AVHRR. Los resultados climatológicos demuestran los marcados cambios regionales (Figura 7).

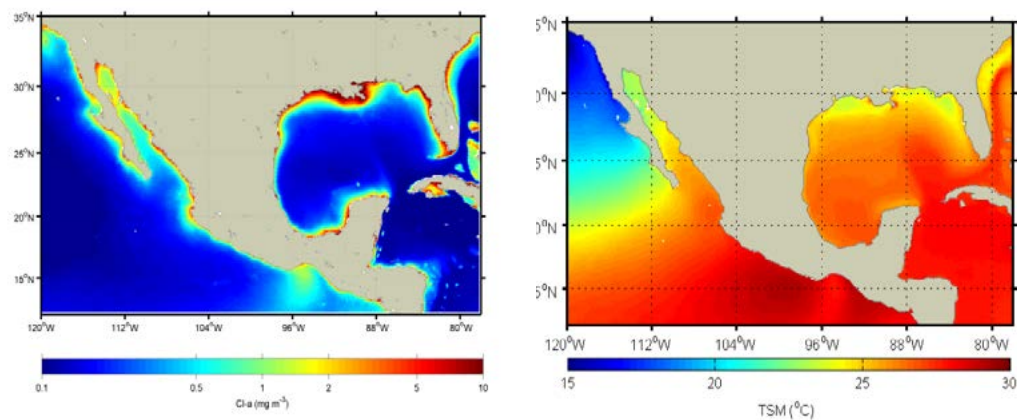


Figura 5. Distribución promedio de largo periodo para: (a) concentración de clorofila del fitoplancton calculada con datos combinados del SeaWiFS y MODIS-Aqua y (b) temperatura superficial del mar. Calculados con datos del AVHRR.

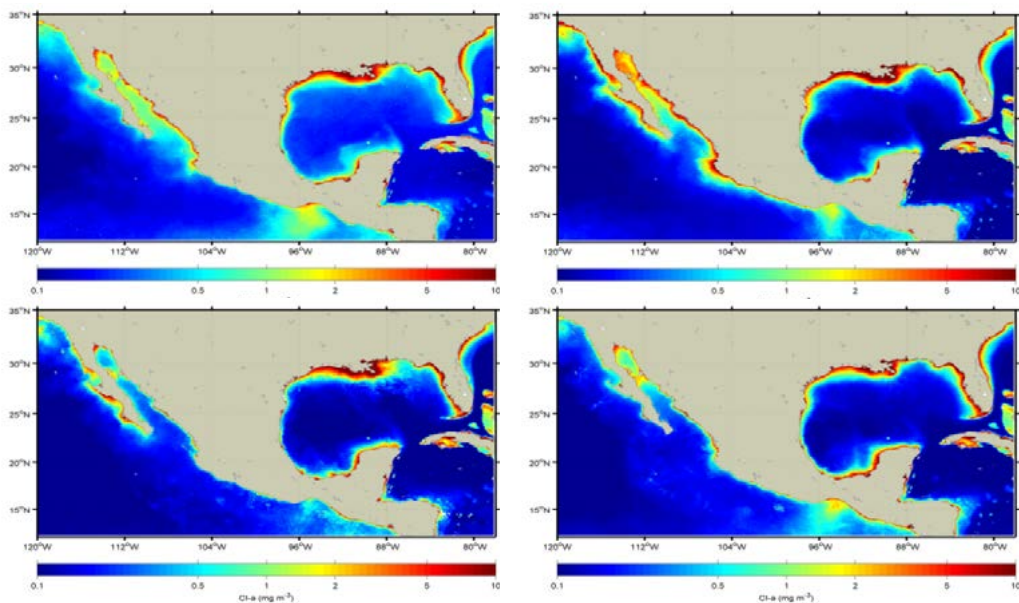


Figura 6. Variación estacional de CHLO representada por los valores climatológicos de enero (superior izquierdo); abril (superior derecha); julio (inferior izquierda); y octubre (inferior derecho).

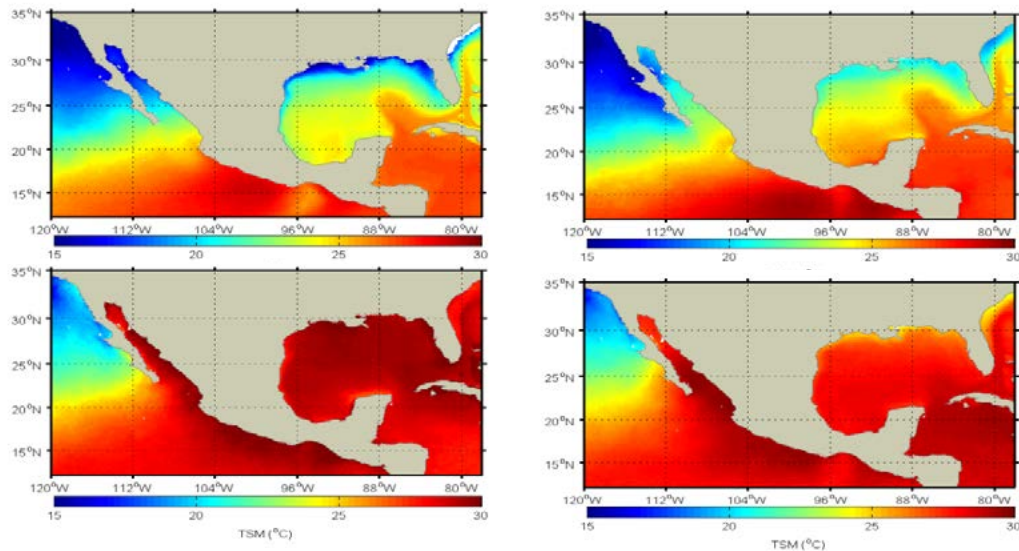


Figura 7. Variación estacional de TSM representada por los valores climatológicos de enero (superior izquierdo); abril (superior derecha); julio (inferior izquierda); y octubre (inferior derecho).

Conclusiones

En el presente trabajo se sientan las bases de la variabilidad estacional de los productores primarios de ecosistemas marinos y terrestres calculadas en base a la mayor parte de información satelital disponible de los sensores SEAWIFS y MODIS AQUA.

Se concluye que es factible combinar ambas series de datos, ya que espacialmente los errores son menores al 15%.

Bibliografía

- Gilabert, M.A., A. Moreno, B. Martínez, S. Sánchez-Ruiz, M. Campos-Taberner y F.J. García-Haro. 2015. Un método sencillo para estimar flujos de carbono a partir del NDVI en la Península Ibérica. *En: XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. pp. 444-447.
- Kaufmann, R.K., L.F. Paletta, H.Q. Tian, R.B. Myneni and R.D. D'Arrigo. 2008. The Power of Monitoring Stations and a CO₂ Fertilization Effect: Evidence from Causal Relationships between NDVI and Carbon Dioxide. *Earth Interactions* 12:1-23.
- La Puma, I., T. Philippi and S. Oberbauer. 2007. Relating NDVI to ecosystem CO₂ exchange patterns in response to season length and soil warming manipulations in Arctic Alaska, *Remote Sensing of Environment* 109:225-236.
- McCarthy, H.R., R. Oren, K.H. Johnsen, A. Gallet-Budynek, S.G. Pritchard, C.W. Cook, S.L. LaDeau, R.B. Jackson and A.C. Finzi. 2010. Reassessment of plant carbon dynamics at the Duke free air CO₂ enrichment site: interactions of atmospheric [CO₂] with nitrogen and water availability over stand development. *New Phytologist* 185:514-528.
- Werdell, P.J. and S.W. Bailey. 2005. An improved bio-optical data set for ocean color algorithm development and satellite data product validation. *Remote Sensing of Environment* 98:122-140 DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2005.07.001>.

4.11 Respuestas del hábitat de pastos marinos como almacén de carbono en un ecosistema somero oligotrófico del caribe mexicano al gradiente de salinidad

Herrera-Silveira Jorge¹; Medina-Gómez Israel¹; Ramírez-Ramírez Javier¹ y López-Herrera Mercy¹

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km. 6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

Autor para correspondencia: imedgomez@gmail.com

Resumen

Los ecosistemas costeros están influenciados por conexiones con otros ambientes que favorecen el desarrollo de hábitats con altos requerimientos de recursos y calidad ambiental, tal es el caso de la vegetación acuática sumergida. El objetivo de este estudio fue evaluar el almacén de carbono en las camas del pasto marino *Thalassia testudinum* de Bahía de la Ascensión (BA) en el Caribe mexicano, y examinar si hay diferencias relacionadas con la heterogeneidad espacial que define el gradiente estuarino del sistema. Se muestrearon 69 estaciones donde se midió carbono orgánico (C_{ORG}) correspondiente a biomasa (aérea y subterránea) y en sedimentos subyacentes. El C_{ORG} almacenado en *T. testudinum* (3.83 ± 0.32 Mg C/ha en biomasa total; 86.76 ± 2.8 Mg C/ha en sedimentos) es comparable a lo reportado para otros hábitats de pastos marinos. Se observó un gradiente N-S en el C_{ORG} acumulado en biomasa para la bahía, mientras que los niveles máximos de C_{ORG} en sedimentos se registraron en el extremo sur del sistema. Se estimó un 30% más C acumulado en biomasa por hectárea en BA comparado al promedio global reportado para pastos marinos, y ≈ 2 veces más contenido de C en los sedimentos respecto al promedio global. El carbono almacenado en BA es de 6×10^6 Mg C.

Palabras clave: lagunas costeras, pastos marinos, carbono orgánico, Caribe mexicano.

Abstract

Shallow coastal ecosystems are influenced along their multiple boundaries by adjacent systems. This trait favors the development of habitats, as submerged aquatic vegetation, with high environmental quality requirements. The objective of the current study was to evaluate the C-stock in *Thalassia testudinum* meadows growing in Bahía de la Ascensión (BA), a shallow coastal bay in the Mexican Caribbean, and examine whether the C_{ORG} accumulation pattern is linked to the prevailing physical-environmental setting. A survey was undertaken along 69 sampling stations distributed in seven zones throughout the system to collect *T. testudinum* biomass (above and belowground) and underlying sediments to assess C_{ORG} . The C_{ORG} accumulated in *T. testudinum* (3.83 ± 0.32 Mg C/ha in total biomass; 86.76 ± 2.8 Mg C/ha in soils) is comparable to that reported in global C-stock assessments for seagrasses. There was an N-S gradient of biomass C_{ORG} along the bay, while peak soil C_{ORG} was recorded in southeastern-most point of the system, influenced by waterways linking the bay with its watershed, as well as in the mixing zone at the central basin. The role of geomorphology and hydrodynamics determining the system's efficiency to preserve both autochthonous and allochthonous C for a given location is discussed. It is concluded that 30% higher Mg C_{ORG} is accumulated in *T. testudinum* biomass per hectare and ≈ 2 times more Mg C_{ORG} in soils in BA compared to global average, as well as total C_{ORG} stock of 6×10^6 Mg for the system.

Key words: coastal lagoons, tropical seagrasses, organic carbon, Mexican Caribbean.

Introducción

Las lagunas costeras y bahías someras se encuentran entre los ambientes más productivos a lo largo de los litorales en latitudes tropicales. No obstante ser geomorfológicamente semi-cerrados, dichos ambientes están influenciados por numerosas fronteras abiertas, lo que contribuye a la presencia de gradientes espaciales y amplia diversidad de hábitats, así como distintos productores primarios que se benefician de dicha heterogeneidad espacial.

El nivel de producción que caracteriza a los sistemas costeros es consecuencia, en parte, a su condición subsidiada y a los mecanismos ecológicos que les permiten asimilar, transformar, y reciclar materiales orgánicos e inorgánicos que reciben de ecosistemas adyacentes. Sin embargo, dicha conexión con otros ambientes, y particularmente los ubicados en su cuenca de drenaje, acentúan la vulnerabilidad de los ecosistemas costeros a los factores tanto naturales como antrópicos.

Los pastos marinos son importantes componentes de la estructura y productividad de los ecosistemas costeros.

Como resultado de su elevada productividad primaria y capacidad para acumular biomasa, se ha considerado también como eficientes sumideros de carbono (C) fijado durante la fotosíntesis. Las praderas de pastos marinos no sólo almacenan grandes cantidades de carbono orgánico (C_{ORG}) en forma de biomasa en el componente aéreo y en la extensa red subterránea de raíces y rizomas, si no también son capaces de acumularlo en el suelo debajo de la cobertura de vegetación (McLeod *et al.*, 2011).

Las estimaciones de C almacenado en el ecosistema de pastos marinos los cuales cubren en un amplio rango latitudinal varía entre 4.2 y 8.4 Pg (Fourqurean *et al.*, 2012). Esto ha llevado a considerar el potencial de estos hábitats bentónicos para influir significativamente en el ciclo global del carbono y por lo tanto, contribuir a mitigar efectos del cambio climático (Macreadie *et al.*, 2014).

El objetivo de este trabajo es determinar la variabilidad espacial del almacenamiento de C_{ORG} de praderas de pastos marinos en una bahía somera del Caribe mexicano, y la relación que puede llegar a tener con el gradiente de salinidad que este tipo de ecosistemas costeros presenta.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se llevó a cabo una campaña de muestreo durante el 2006 en Bahía de la Ascensión (BA) ubicada en el Caribe mexicano. Este sistema tiene una extensión de 58 000 ha, es somero (profundidad promedio de 3 m) y es el cuerpo acuático de mayor tamaño de la reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (Quintana Roo, México), considerada como una de las mayores reservas de humedales costeros del País y ubicada en una de las zonas identificadas de mayor vulnerabilidad al incremento del nivel de mar (Figura 1). En la bahía hay una isla de manglar ubicada en medio de su límite con la laguna arrecifal, dividiendo la boca de la bahía en dos entradas, de las cuales la ubicada al norte de la isla es la zona de mayor profundidad (7 m).

Los límites de la bahía se establecen al este con una formación coralina que forma parte del sistema arrecifal mesoamericano, y por vegetación de manglar que la circunda en su margen continental. La porción sur-oeste está influenciada por el aporte de agua dulce que proviene de la descarga de manantiales y escorrentía. Debido a dicho subsidio continental y su condición abierta al mar Caribe en el extremo NE, la bahía está caracterizada por un marcado gradiente de salinidad (Medina-Gómez *et al.*, 2014). La comunidad de pastos marinos está dominada por *Thalassia testudinum* que cubre \approx 85% del fondo de la bahía (Arellano-Méndez *et al.*, 2011).

Arellano *et al.* (2011) propusieron una clasificación de la vegetación sumergida de BA basada en el análisis de una imagen Landsat TM y 525 estaciones de muestreo. Estos autores obtuvieron 7 clases

cuyos porcentajes de cobertura vegetal y distribución espacial se presentan en la Figura 1. Esta clasificación se utilizó para las estimaciones espaciales de carbono aéreo y subterráneo.

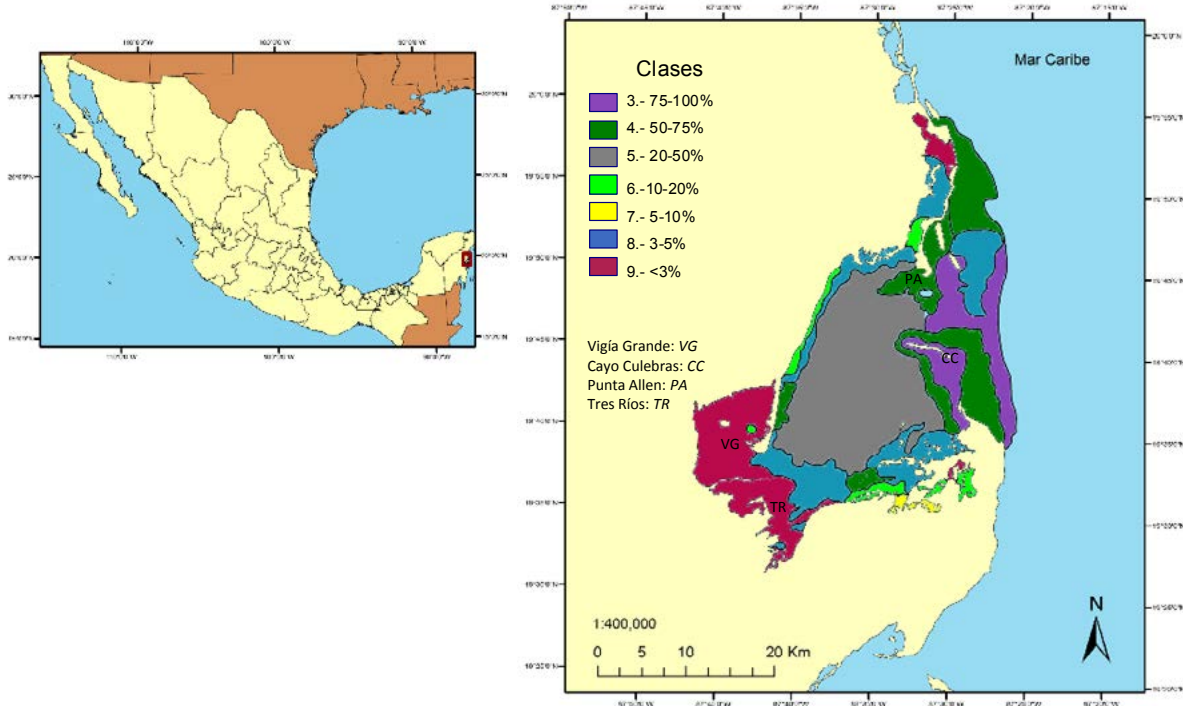


Figura 1. Área de estudio en la costa este de la Península de Yucatán (*izq.*). Mapa de Bahía de la Ascensión en el Caribe Mexicano con zonas de vegetación acuática sumergida (*der.*) (figura basada en Arellano *et al.*, 2011).

Muestreo de vegetación acuática sumergida y sedimentos

La estrategia de muestreo y análisis, así como las variables medidas están basadas en los lineamientos propuestos por programas regionales de diagnóstico y monitoreo (CARICOMP, “Long-Term-Ecosystem-Research”, Sistema Arrecifal Mesoamericano) para la región del Golfo y el Caribe Mexicano, al igual que esquemas de muestreo que a nivel local se han utilizado en la costa norte de Yucatán (Aguayo, 2003; Pinto-Velasco, 2006; POETCY, 2007).

Se realizó una colecta de muestras de vegetación en 69 estaciones (3 réplicas, $n=197$) distribuidas en las siete clases de pastos marinos. Para el muestreo se utilizó un nucleador de PVC de 0.25 m, aplicando el método de cosecha en pie (*standing crop*) propuesto por Milner y Hughes (1968) a fin de determinar la composición de especies y estimar la biomasa mediante el peso seco de las muestras.

Se utilizó el criterio de Fourqurean *et al.* (2012) para la estimación de C_{ORG} , el cual asume que el 35% de la biomasa total consiste en carbono orgánico; dicha convención aplica para especies tropicales. Por otra parte, la toma de sedimentos se llevó a cabo con la ayuda de un nucleador de PVC de 10 cm de diámetro, a través del cual se extrajeron muestras de sedimento de 30 cm de profundidad.

Análisis de laboratorio

Para la estimación de % C_{ORG} en sedimentos se implementó la relación “Loss on ignition” (LOI) y C_{ORG} en sedimentos marinos reportada por Fourqurean *et al.* (2012). La pérdida de peso por ignición o materia orgánica denominada LOI por sus siglas en inglés, se estimó siguiendo el método de laboratorio descrito por Dean (1974) y Bengtsson y Enell (1986).

Resultados y discusión

El carbono en biomasa total viva mostró un patrón N-S en la bahía siendo mayores en la porción sur del sistema ($\approx 7 \text{ MgC/ha} \pm 0.47 \text{ EE MgC/ha}$) en comparación con el C_{ORG} promedio de $1.6 \text{ MgC/ha} \pm 0.27 \text{ EE MgC/ha}$ observado en la cuenca central (clase 5). Un rango intermedio de valores de C_{ORG} en biomasa ($\approx 5 \text{ MgC/ha} \pm 0.41 \text{ EE MgC/ha}$) correspondió a las camas de *T. testudinum* que se desarrollan en la caleta denominada Vigia Grande, caracterizada por baja cobertura (clase 9). Asimismo, la clase 3 registró valores de C en biomasa que variaron en el intervalo 3.27 a $4.14 \text{ MgC/ha} (\pm 0.75 \text{ EE MgC/ha})$ (Figura 2).

A diferencia de la biomasa viva, el porcentaje de C_{ORG} contenido en los sedimentos no presentó un claro gradiente espacial a lo largo de la bahía, ya que mientras en ciertas áreas de la sección sur del sistema se determinaron valores intermedios de $76 \text{ MgC/ha} \pm 5.72 \text{ EE MgC/ha}$, los máximos de C_{ORG} ($88.6 \text{ MgC/ha} \pm 5.81 \text{ EE MgC/ha}$) correspondieron al área a sotavento de CC (clase 3), así como al extremo sur del sistema (Tres Ríos) y a la región de Vigia Grande ubicados en la clase 9 ($96.5 \text{ MgC/ha} \pm 2.94 \text{ EE MgC/ha}$ en ambas localidades) (Figuras 1 y 2). El mínimo valor promedio ($65 \text{ MgC/ha} \pm 17.37 \text{ EE MgC/ha}$) se registró en la zona central de la bahía (clase 5).

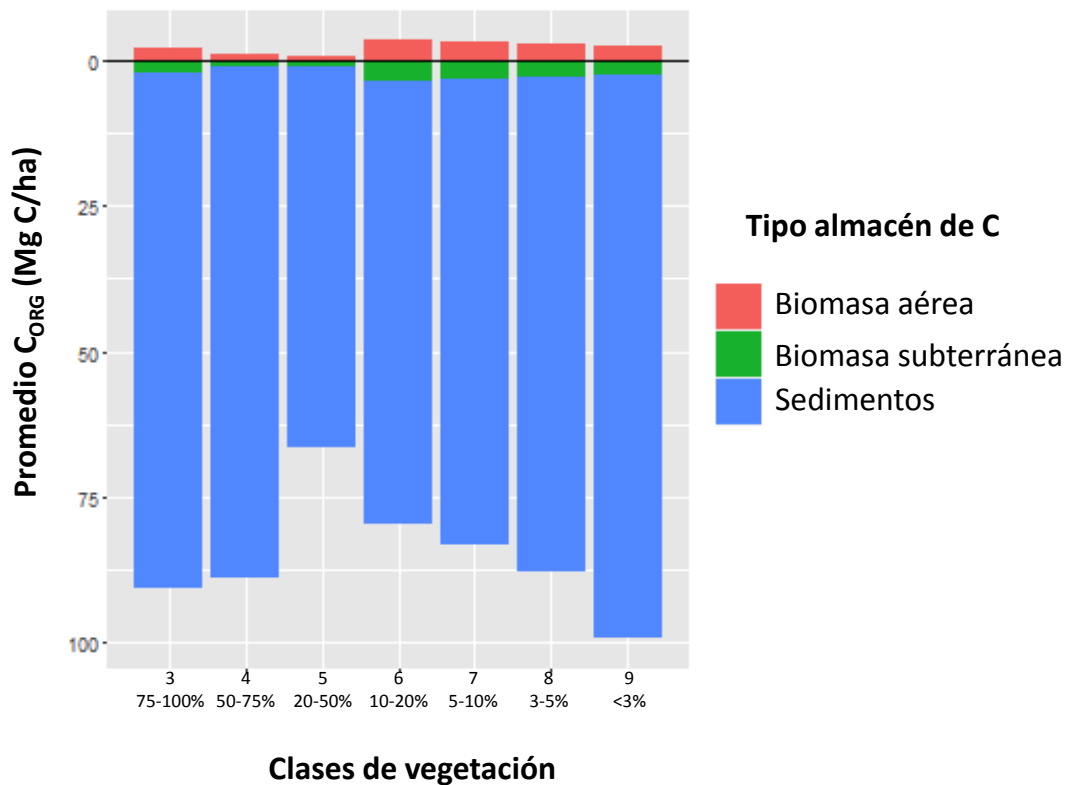


Figura 2. C_{ORG} en diferentes almacenes (*pools*) de *Thalassia testudinum* lo largo de zonas de vegetación en Bahía de la Ascensión en el Caribe Mexicano.

Tanto el sub-sistema VG y TR (clase 9; Figura 1) ubicado en el extremo suroeste de Bahía de la Ascensión, como el sur de la bahía (clases 6 y 7; Figura 2) constituyen los cuerpos receptores de un volumen significativo de agua dulce que descarga al interior de la bahía (Medina-Gómez *et al.*, 2014). Adicionalmente, el tipo de sedimento fino que caracteriza a estos sub-sistemas de la bahía sur favorece el establecimiento en el sitio de manera efectiva del material externo que reciba (Serrano *et al.*, 2014; Kelleway *et al.*, 2015).

Se considera por lo tanto que el desarrollo de las plantas que crecen en la parte sur de la bahía está asociado con el aporte de nutrientes que son canalizados por el sistema de afluentes, el cual conecta a la bahía con una vasta área de humedales (Medina-Gómez *et al.*, 2014). Este sistema constituye una parte significativa de la cuenca de drenaje de Bahía de la Ascensión (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011).

Sin embargo, valores relativamente altos de C_{ORG} tanto en biomasa viva como en sedimentos fueron también determinados en las praderas que se desarrollan en Cayo Culebras (clases 3 y 4), cuya ubicación distante del punto de entrada del aporte terrígeno enriquecido ya mencionado indica que otros factores distintos al subsidio de nutrientes estimula el desarrollo de dicha vegetación (Figura 2).

De acuerdo con Samper-Villareal *et al.* (2016), la complejidad estructural en pastos y contenido de carbono en sedimentos es mayor en zonas someras y protegidas que en lugares donde la profundidad de la columna de agua puede limitar el paso de luz, o bien la erosión afecta el desarrollo de las plantas, particularmente el de su componente aéreo.

Por lo tanto, aunque las cama de *T. testudinum* que prevalecen en las zonas 3 y 4 carece de un aporte abundante de nutrientes inorgánicos y material orgánico disuelto como el que experimenta la vegetación en la zona 9 durante el período de lluvias, dicha zona puede beneficiarse por los sedimentos profundos (>1 m) y columna de agua somera (inferior al metro) que caracterizan al área, la cual se encuentra protegida del oleaje, mareas, y vientos alisios del NE (Medina-Gómez *et al.*, 2014).

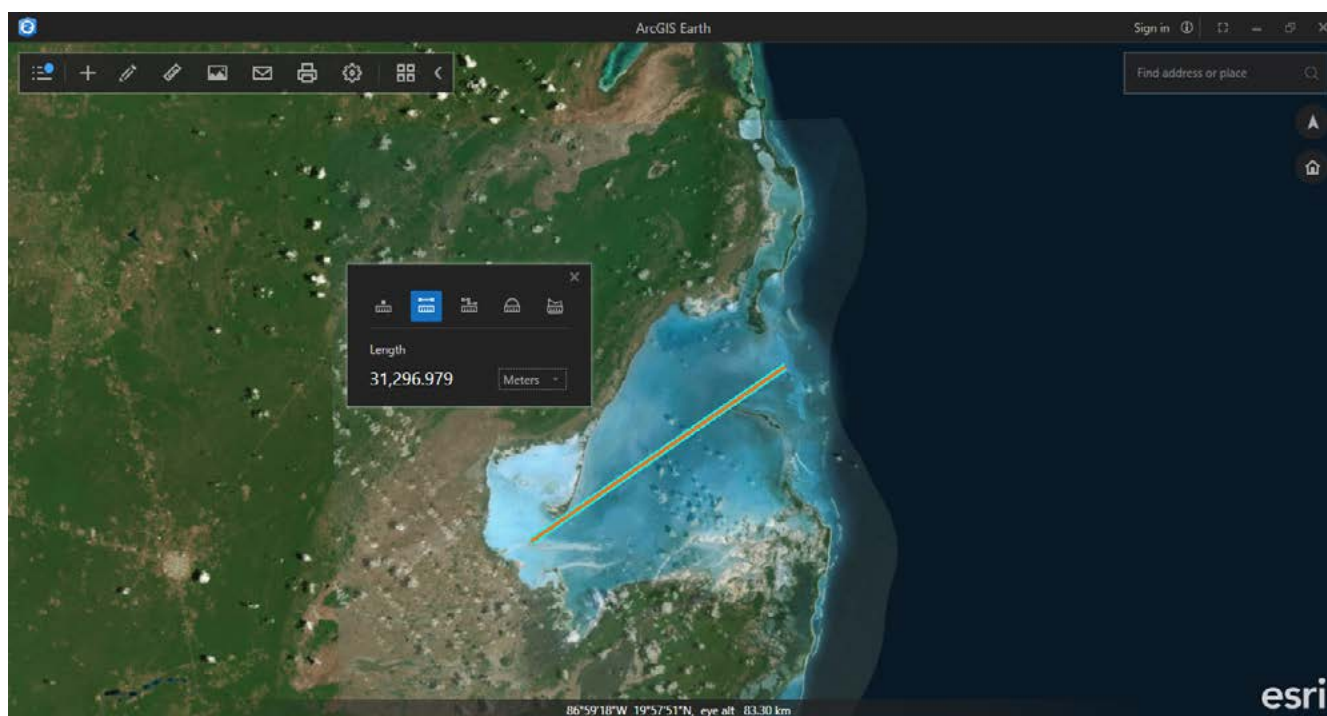


Figura 3. Transecto suroeste-noreste a lo largo del eje principal de Bahía de la Ascensión sobre el cual se define el gradiente estuarino del sistema. Sobre este transecto se colectaron muestras de C_{ORG} (MgC/ha) acumulado en biomasa aérea, biomasa subterránea, y sedimentos de *Thalassia testudinum*.

La menor cantidad de C_{ORG} tanto en biomasa viva como contenido en sedimentos se observó en las camas de *Thalassia testudinum* que habitan la cuenca central de la bahía (Figura 2). En esta zona la energía hidrodinámica puede ser elevada debido a que está dentro del área de influencia del componente principal de la marea de la región, al mismo tiempo, el influjo de la zona interna, de características mesohalinas puede extenderse hasta esta porción del sistema, al menos estacionalmente durante el período de lluvias, o debido a eventos como huracanes que inducen una descarga neta extrema de agua dulce (Medina-Gómez 2011). La variabilidad espacial de la salinidad se maximiza a lo largo del eje transversal de la bahía (Figura 3). Existe un claro comportamiento estuarino de salinidad

de la parte interna del sistema (9.8 ± 1.8 EE ups) hacia la zona de las bocas influenciada por salinidades marinas (34 ± 2.8 EE). Asimismo, la zona media de la bahía donde se establecen las camas de la clase 5, se caracteriza por valores de salinidad en el intervalo de 20-30 ups, aunque con variaciones relativamente abruptas si se las compara con el comportamiento en los segmentos inicial y final del transecto. No obstante, la tendencia estuarina general se conserva (Figura 4).

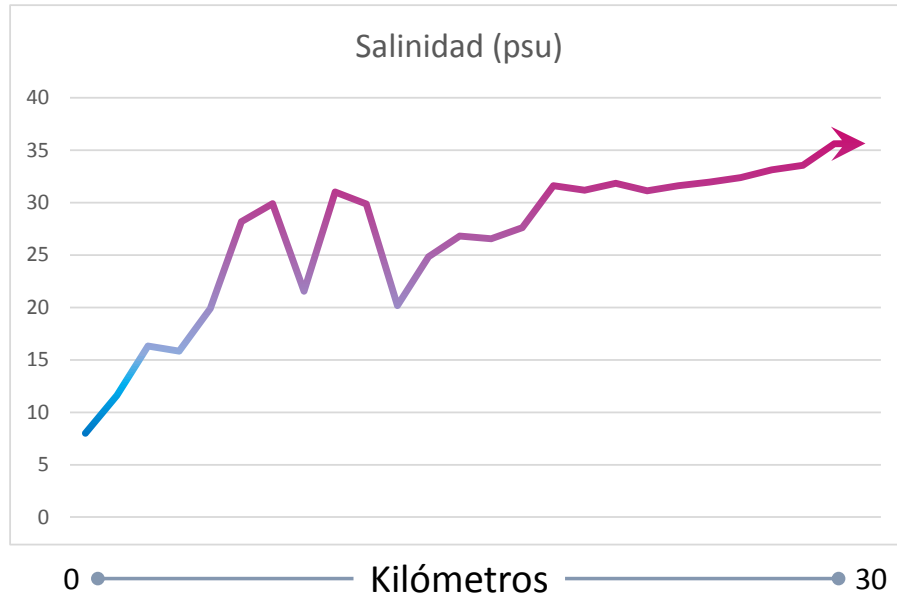


Figura 4. Salinidad promedio a lo largo de un transecto de 31 300 m con orientación suroeste-noreste en Bahía de la Ascensión (Vigia Grande-Cuenca Central-Cayo Culebras).

El C almacenado en las camas de *Thalassia testudinum* de Bahía de la Ascensión es comparable y, superior en algunos casos, a lo reportado para otros hábitats de pastos marinos, tanto en latitudes tropicales como sub-tropicales (Cuadro 1). La media de carbono orgánico almacenado en los diferentes *pools* de pastos marinos de Bahía de la Ascensión es ligeramente mayor (Cuadro 1) -aunque dentro del mismo orden- al observado en un estudio global donde se compendia estudios sobre C almacenado en vegetación acuática sumergida (Fourqurean *et al.*, 2012). Sin embargo, es evidente que la especificidad del ambiente donde se desarrolle la vegetación es crucial para el tamaño absoluto del almacén de C que se establezca, tanto en la biomasa (Golfo Árabe; Campbell *et al.*, 2015) como en el sustrato (Cuadro 1).

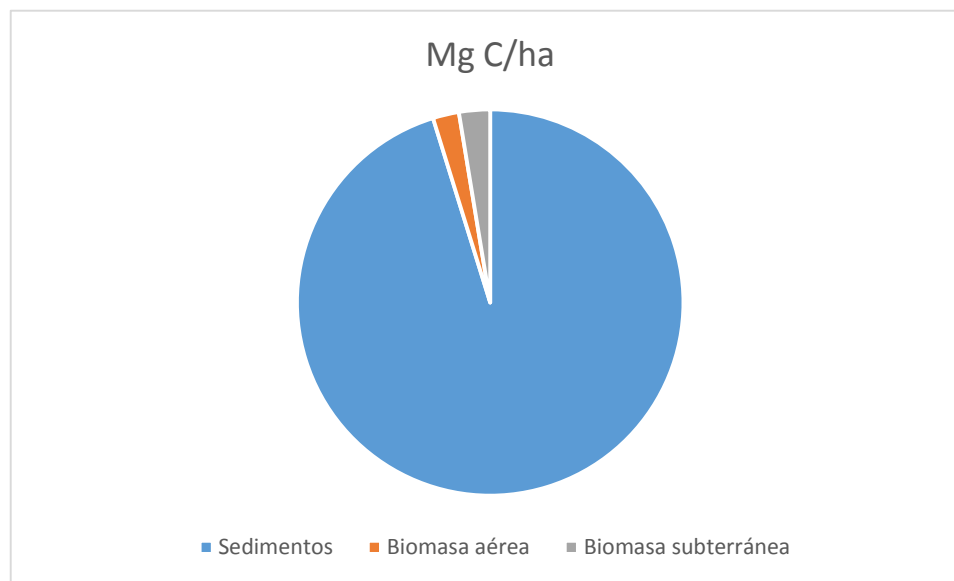
Se propone la hipótesis de que la acumulación de carbono en este sistema se asocia con la producción *in situ*, los aportes externos, la hidrodinámica y los gradientes de estresores como la salinidad y de recursos (nutrientes), tal como sucede en los manglares, otro ecosistema de los llamados “carbono azul”.

Los valores de C observados en camas de pastos de algunos sitios presentados en el Cuadro 1 fueron substancialmente inferiores al promedio de C_{ORG} almacenado en Bahía de la Ascensión, lo cual indica que el efecto combinado de disponibilidad de recursos y el entorno físico del sitio -dentro del cual el patrón de sedimentación es clave- favorecen en Bahía de la Ascensión condiciones compatibles para conservar en el largo plazo el carbono producido tanto *in situ* como alóctono, fungiendo como un almacén con capacidades equiparables a otras costas del mundo.

Cuadro 1. Carbono orgánico promedio (Mg C/ha; ± 1 Error Estándar) en biomasa y sedimentos de hábitats de pastos marinos.

Referencia	C _{ORG} biomasa	C _{ORG} sedimentos	Observaciones
Fourqurean <i>et al.</i> (2012)	2.51 \pm 0.50	2.5 \pm 0.1	C _{ORG} en sedimentos presentado como % peso seco \pm 95% int. de conf.
Lavery <i>et al.</i> (2013)	--	2.62-48.33	Rango del total integrado sobre los primeros 25 cm de sedimento.
Campbell <i>et al.</i> (2015)	0.40 \pm 0.10	49.1 \pm 7.0	--
Este estudio	3.83 \pm 0.32	86.76 \pm 2.78	Integrado sobre los primeros 30 cm de sedimento.

El C_{ORG} acumulado en sedimentos de la bahía es significativamente superior al de los otros dos componentes analizados, con la biomasa subterránea (raíces y rizomas) como segundo almacén de C, y la biomasa aérea siendo el almacén con menor contribución, patrón similar al que se observa en los manglares (Adame *et al.*, 2013) (Figura 5). Es importante continuar examinando los mecanismos responsables de que los pastos marinos almacenen carbono en ecosistemas tropicales a fin de determinar la significancia de estos hábitats en el ciclo del carbono y su potencial en la gestión bajo esquemas internacionales orientados a la compensación de las emisiones de gases de efecto invernadero.

**Figura 5.** C_{ORG} (MgC/ha) total almacenado en biomasa aérea, biomasa subterránea, y sedimentos de *Thalassia testudinum* en Bahía de la Ascensión en el Caribe Mexicano.

Conclusiones

El rango de condiciones espacialmente heterogéneas creadas por el gradiente salino que caracteriza a la bahía, así como los rasgos geográficos en la porción sureste del sistema influenciada por la presencia de islas y bajos arenosos formando sub-cuencas que limitan la circulación del agua son más eficaces en almacenar material orgánico tanto de origen local como externo. En este estudio la combinación de geomorfología e hidrología representan el factor más importante en el control de la acumulación de carbono en Bahía de la Ascensión, con un promedio de 91.07 \pm 4.15 EE Mg C/ha, siendo 30% mayor al C acumulado en biomasa por hectárea que el promedio global, y 1.8 veces más C contenido en sedimentos, para un total almacenado en el sistema de 6 x10⁶ Mg C. Dicho valor de carbono estimado está dominado por la cantidad almacenada en los primeros 30 cm de sedimento.

Bibliografía

- 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 DOI:10.1371/journal.pone.0056569
- Aguayo, M. 2003. Variabilidad de la vegetación acuática sumergida de la costa norte de Yucatán como indicador de la calidad del agua costera. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida, México.
- Arellano, L.U., M. Liceaga-Correa, J.A. Herrera-Silveira y H. Hernández-Núñez. 2011. Impacto por huracanes en las praderas de *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) en el Caribe Mexicano. Revista de Biología Tropical 59:385-401.
- Bauer-Gottwein, P., B.R.N. Gondwe, G. Charvet, L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra and G. Merediz-Alonso. 2011. Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. Hydrogeology Journal 19:507-524.
- Bengtsson, L. and M. Enell, 1986. Chemical analysis. In: Berglund, B.E. (Ed.). Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. pp. 423-451.
- Campbell, J.E., E.A. Lacey, R.A. Decker, S. Crooks and J.W. Fourqurean. 2015. Carbon Storage in Seagrass Beds of Abu Dhabi, United Arab Emirates. Estuaries and Coasts 38:242-251.
- 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.
- Fourqurean, J., C. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. Mateo, E. Apostolaki, G. Kendrick, D. Krause-Jensen, K. McGlathery and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. Nature Geoscience 5:505-509.
- Kelleway, J.J., N. Saintilan, P.I. Macreadie, C.G. Skilbeck, A. Zawadzki, P.J. Ralph. 2015. Seventy years of continuous encroachment substantially increases 'blue carbon' capacity as mangroves replace intertidal salt marshes. Global Change Biology 22(3):1097-1099.
- Lavery, P.S., M.Á. Mateo, O. Serrano and M. Rozaimi. 2013. Variability in the carbon storage of seagrass habitats and its implications for global estimates of blue carbon ecosystem service. PLoS ONE 8:e73748.
- Macreadie, P.I., M.E. Baird, S.M. Trevathan-Tackett, A.W.D. Larkum and P.J. Ralph. 2014. Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows-A critical assessment. Marine Pollution Bulletin 83:430-439 DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.07.038.
- 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 9:552-560.
- Medina-Gómez, I. 2011. Characterization of a karst coastal ecosystem in the Mexican Caribbean: assessing the influence of coastal hydrodynamics and submerged groundwater discharges on seagrass. Ph.D. thesis. Texas A&M University, College Station, TX, USA. 101 p.
- Medina-Gómez, I., B. Kjerfve, I. Marino, J.A. Herrera-Silveira. 2014. Sources of salinity variation in a coastal lagoon in a karst landscape. Estuaries and Coasts 37:1329-1342.
- Milner, C. and R.E. Hughes. 1968. Methods for the Measurement of the Primary Production of Seagrasses. Grassland-IBP Handbook N° 6 Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Pinto-Velasco, C. 2006. Efectos del Huracán Isidoro sobre las praderas de pastos marinos en la costa norte del Estado de Yucatán. Instituto Tecnológico de Chetumal. 81 p.
- POETCY. 2007. Informe Final. Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio Costero del Estado de Yucatán (POETCY). CINVSTAV, ITC, ITM Y UADY, SECOL, SEMARNAT Y CBM.
- Samper-Villarreal, J., C.E. Lovelock, M.I. Saunders, C. Roelfsema and P.J. Mumby 2016. Organic carbon in seagrass sediments is influenced by seagrass canopy complexity, turbidity, wave height, and water depth. Limnology and Oceanography DOI:10.1002/lno.10262.
- Serrano, O., P.S. Lavery, M. Rozaimi and M.A. Mateo. 2014. Influence of water depth on the carbon sequestration capacity of seagrasses. Global Biogeochemical Cycles 28:950.961 DOI:10.1002/2014GB004872.

4.12 Distribución del horizonte de saturación aplicando un modelo empírico durante condiciones Niño en las costas de Baja California

Simón-Otero Iria^{1,2}; Hernández-Ayón Martín¹; Oliva-Méndez Norma L.¹; Durazo-Arvizu Reginaldo³; Gaxiola-Castro Gilberto⁴; Baumgartner-McBride Tim⁴; Lavaniegos-Espejo Bertha E.⁴ y Gómez-Valdés José⁴

¹Facultad de Ciencias Marinas, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, CP 22800, Baja California.

²Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Vigo. Vigo, CP 36310, Pontevedra, España

³Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, CP 22800, Baja California.

⁴Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Km 107, Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada CP 22860, Baja California, México.

Autor para correspondencia: simonotero93@gmail.com

Resumen

En el Sistema de la Corriente de California (SCC) se ha producido un asomeramiento del horizonte de saturación del omega aragonita ($\Omega_{\text{arag}} = 1$) debido a la absorción de CO_2 por parte de los océanos. Este asomeramiento del Ω_{arag} en combinación con las surgencias del sistema genera transporte de agua subsaturada en CaCO_3 a la plataforma continental. En este trabajo se calcula la profundidad del $\Omega_{\text{arag}} = 1$ mediante un modelo empírico a partir de datos de CTD obtenidos en el crucero oceanográfico de IMECOCAL de enero de 2016. Para ello se emplearon las relaciones empíricas descritas por Alin *et al.* en 2012 y se validaron con mediciones discretas de carbono inorgánico disuelto (CID) con lo cual se obtuvo una correlación de 0.96 entre valores estimados y medidos. La profundidad de $\Omega_{\text{arag}} = 1$ fue de 130 a 208 m. El principal proceso que controló la profundidad de $\Omega_{\text{arag}} = 1$ fue la advección de masas de agua. En las estaciones con el $\Omega_{\text{arag}} = 1$ más somero se encontró la presencia de aguas más salinas y con mayores concentraciones de CID debido a la presencia del Agua Ecuatorial Subsuperficial. Para este crucero, la profundidad de $\Omega_{\text{arag}} = 1$ fue mayor que la reportada en años previos para la misma época del año debido a la influencia de agua aubártica en la zona. Dado que un asomeramiento de $\Omega_{\text{arag}} = 1$ puede tener efectos negativos en organismos calcificantes, es recomendable analizar periódicamente la profundidad del $\Omega_{\text{arag}} = 1$ así como describir la distribución de masas de agua de la zona.

Palabras clave: CO_2 , acidificación, carbonatos.

Abstract

In the California Current System, (CCS) the omega aragonite saturation horizon ($\Omega_{\text{arag}} = 1$) has been shallowed as a consequence of the intake of anthropogenic CO_2 by the oceans. This $\Omega_{\text{arag}} = 1$ shallowing combines with the system's upwelling results in the transport of CaCO_3 subsaturated water into the continental shelf. In this work, the $\Omega_{\text{arag}} = 1$ depth is estimated using an empirical model based on the CTD data from the IMECOCAL oceanographic cruise from January 2016. For this reason, we used the empirical relationships described by Alin *et al.* (2012) and they were validated with discrete dissolve inorganic carbon (DIC) measurements. The correlation, obtained between measured and estimated values, was 0.96. The depth of $\Omega_{\text{arag}} = 1$ varies from 130 to 208 m. The principal process that controlled the $\Omega_{\text{arag}} = 1$ depth was the water masses advection. At the stations with a shallower $\Omega_{\text{arag}} = 1$, we found saltier water with higher DIC concentration due to the appearance of Equatorial Subsuperficial Water. On this cruise, the $\Omega_{\text{arag}} = 1$ depth was higher than the registered in previous years at the same season as a consequence of the influence of Subartic Water in the area. Since $\Omega_{\text{arag}} = 1$

shallowing could lead to negative effects in calcifying organisms, the frequent analysis of the $\Omega_{\text{arag}}=1$ depth, as well as describing the water masses distribution in the area, is recommended.

Key words: CO₂, acidification, carbonates.

Introducción

La absorción de CO₂ antropogénico desde la revolución industrial ha derivado en una disminución de 0.11 unidades de pH y un 16% del estado de saturación del carbonato (CaCO₃) con su asociado asomeramiento en la cuenca del Pacífico del horizonte de saturación de aragonita ($\Omega_{\text{arag}}=1$) de 1-2 m año⁻¹ (Feeley *et al.*, 2010 y 2012; Royal Society, 2005). Debido a este asomeramiento, las surgencias costeras que son eventos característicos del Sistema de la Corriente de California (SCC), acarrear agua subsaturada en CaCO₃ y con bajos valores de pH a la plataforma continental (Feeley *et al.*, 2008) lo cual afecta negativamente a las comunidades ecológicas. En otro estudio se encontró que las larvas de *Crassostrea gigas* tenían poco o nulo desarrollo al ser sometidas a aguas subsaturadas.

El SCC tiene características típicas de un sistema de frontera oriental con un flujo predominante hacia el Ecuador como consecuencia al mecanismo forzante que son los vientos, y una contracorriente subsuperficial que fluye hacia el polo a una profundidad de 200 a 400 m (Durazo *et al.*, 2010). El flujo hacia el Ecuador está constituido por la masa de Agua Subártica (ASA), que se caracteriza por valores bajos de salinidad entorno a la isopícnica de 25 kg m⁻³ (entre 33.2 y 33.8) y con CID y valores de pH cercanos a valores en equilibrio con la atmósfera aprox. 2005 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y 7.7-7.9 respectivamente. Por su parte la Contracorriente de California (CCC) está constituida por Agua Ecuatorial Subsoperficial (AESs), la cual presenta valores altos de salinidad entre las isopícnas de 26.1 a 26.5 kg m⁻³ (entre 34.2 y 34.9 ppm) y CID de aproximadamente 2200 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ (Feeley *et al.*, 2008) y bajos valores de pH (menores a 7.7) (Juárez-Colunga *et al.*, 2010). En el 2008, Feeley y colaboradores reportaron una profundidad del $\Omega_{\text{arag}}=1$ entre 60 y 160 m para la plataforma continental de Baja California (BC).

Debido a la importancia ecológica y económica de las costas de BC, es necesaria una herramienta que permita monitorear los efectos de la acidificación oceánica en esta zona de forma rápida y sencilla para realizar un seguimiento periódico. En 2012 Alin y colaboradores desarrollaron ecuaciones empíricas para estimar el estado del sistema de carbonatos a partir de variables hidrográficas tales como salinidad, temperatura, densidad y oxígeno disuelto para las regiones del SCC (Alin *et al.*, 2012). En su trabajo los autores para verificar el modelo emplearon mediciones directas tomadas durante el North American Carbon Program West Coast Cruise (WCC) en mayo de 2007, así como muestras recogidas por California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations (CalCOFI) entre 2008 y 2010 y en la región de BC por el programa de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL) entre 2006 y 2008.

El objetivo de este trabajo es aplicar dicho modelo empírico para la región IMECOCAL durante la situación climatológica de El Niño y validarlo con mediciones discretas de CID en estaciones estratégicas de la red IMECOAL. Una vez validado, se determinará la profundidad del horizonte de saturación de aragonita a partir de datos de CTD de alta resolución con los sensores de salinidad, temperatura y oxígeno.

Materiales y métodos

Se llevó a cabo un crucero oceanográfico a cargo del programa IMECOCAL frente a las costas del norte de Baja California el 21 de enero de 2016 con una duración de 10 d y abarcando un total de 40 estaciones distribuidas en seis transectos perpendiculares a la costa (Figura 1). Se registraron datos de temperatura, salinidad, densidad y oxígeno disuelto mediante un CTD de alta precisión desde superficie

hasta 1000 m de profundidad. Además se recolectaron muestras discretas de CID de 0, 20, 50, 100, 150 y 200 m de profundidad. El agua de mar se colectó en botellas de 100 ml de borosilicato a las que se adicionaron 25 μl de HgCl_2 y se sellaron para su posterior análisis en el laboratorio.

El análisis de CID se llevó a cabo con un analizador infrarrojo LI-7000 $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ Gas Analyzer que adiciona 2 ml de muestra por triplicado mediante un sistema automatizado. Para calcular las variables del sistema del CO_2 marino se emplearon las ecuaciones descritas por Alin (Alin *et al.*, 2012).

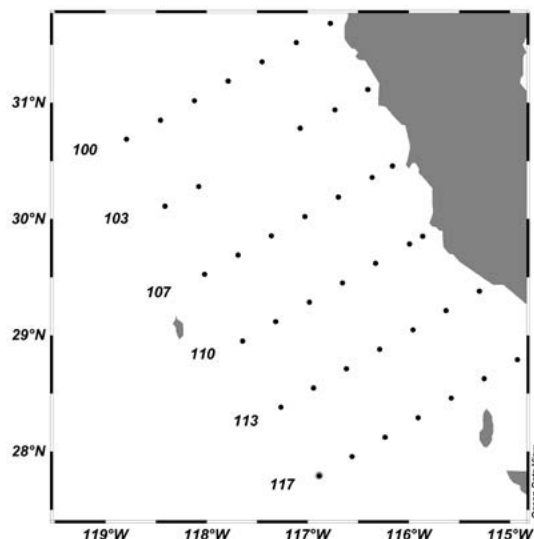


Figura 1. Área de estudio del programa IMECOAL para el crucero oceanográfico de enero de 2016. Los números de cada transecto representan las líneas de IMECOAL, cuyas estaciones se nombran con números de 5 en 5, del 30 (estación más costera) al 60 (estación más oceánica). Las estaciones distan de 20 millas náuticas (m. n.) entre sí y las líneas de 40 m. n.

Resultados

Los valores de CID calculados a partir de los datos de densidad y oxígeno disuelto con la relación empírica de Alin y colaboradores (2012) se compararon con los valores medidos por el analizador infrarrojo. La correlación obtenida entre ambos fue de $R^2 = 0.96$ (Figura 2) por lo que se procedió a aplicar el modelo para determinar el estado de saturación de aragonita (Ω_{arag}) mediante la fórmula 1.

$$\Omega_{\text{arag}} = \alpha_0 + \alpha_1(T - T_r) + \alpha_2(O_2 - O_{2r}) + \alpha_3[(T - T_r) \times (O_2 - O_{2r})] \quad (1)$$

donde, los coeficientes determinados por Alin y colaboradores se expresan como α_0 , α_1 , α_2 y α_3 . Temperatura y oxígeno disuelto están representados por T y O_2 . T_r y O_{2r} son los valores de referencia de temperatura y oxígeno disuelto de 10.28°C y $138.46 \mu\text{mol kg}^{-1}$ respectivamente.

Los valores de Ω_{arag} que se obtuvieron para el área de estudio son desde 0.58 hasta 2.53. El horizonte de saturación de aragonita ($\Omega_{\text{arag}} = 1$) se situó entre los 130 y 208 m de profundidad y con valores de 33.72 a 34.17 unidades de salinidad y de 67 a $142 \mu\text{mol kg}^{-1}$ de oxígeno disuelto (Figura 3).

En las estaciones más septentrionales se observa un $\Omega_{\text{arag}} = 1$ más profundo (de 180 a 208 m) y valores asociados de salinidad bajos (de 33.7 a 33.9) y de oxígeno disuelto altos (de 124 a $142 \mu\text{mol kg}^{-1}$). Tanto las estaciones meridionales como las costeras presentan un $\Omega_{\text{arag}} = 1$ más somero (de 130 a 180 m) y valores asociados de salinidad mayores (entre 33.99 y 34.20) y de oxígeno disuelto menores (entre 67.6 y $124.7 \mu\text{mol kg}^{-1}$).

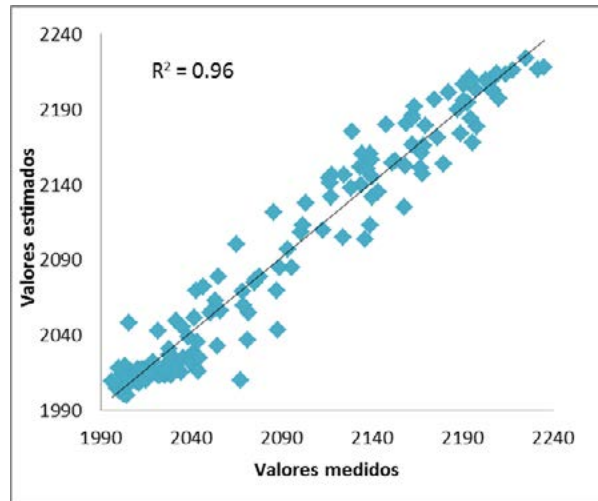


Figura 2. Valores estimados de CID versus valores medidos expresados en $\mu\text{mol kg}^{-1}$. En negro se representa la línea de tendencia y el coeficiente de correlación.

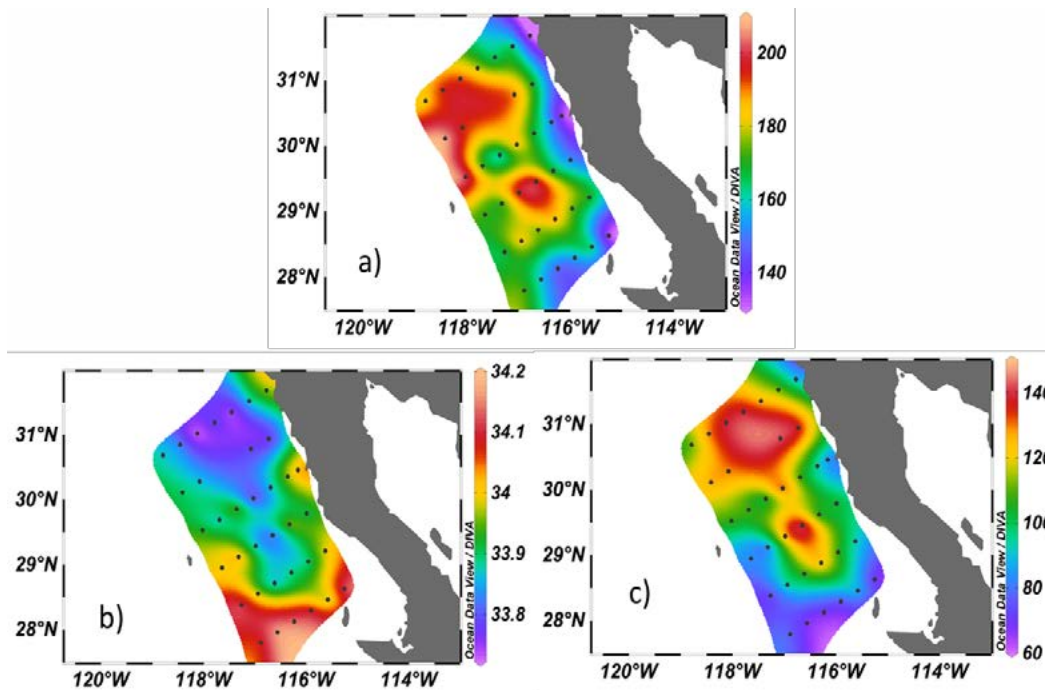


Figura 3. Mapa del horizonte de saturación de aragonita ($\Omega_{\text{arag}} = 1$): (a) profundidad en metros, (b) salinidad y (c) oxígeno en $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

Dado que la salinidad se comportó como el mejor trazador de masas de agua, se graficaron tres transectos norte-sur en Ocean Data View: uno costero (estaciones número 35), otro intermedio (estaciones número 50) y otro oceánico (estaciones número 60) (Figura 4). Los valores de salinidad en los tres transectos fueron de entre 33.2 y 34.4. En todos los transectos se observa una masa de agua de baja salinidad (33.2-34) en los primeros 200 m de columna de agua. Esta masa de agua se asocia al Agua Subártica (ASA) la cual conforma el núcleo de la Corriente de California (CC).

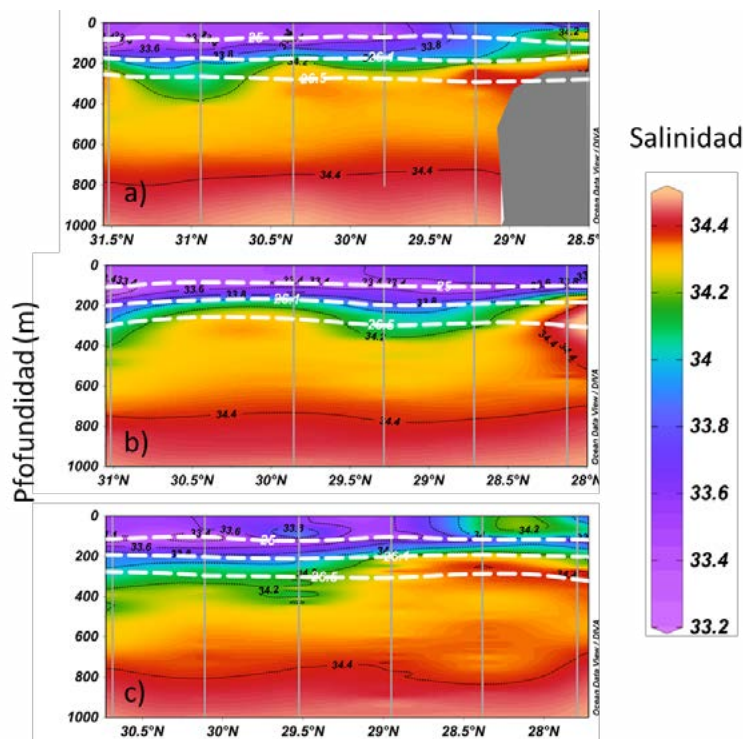


Figura 4. Comparación de transectos latitudinales norte sur de salinidad costa y océano: (a) estaciones considerando estaciones 35, (b) estaciones considerando solo estaciones 50 y (c) estaciones 60. En blanco se representan las isopícnas de 25, 26.1 y 26.5 kg m^{-3} .

En el transecto 35 el ASA sobrepasa la línea 110 aunque no llega a la línea 113. A partir de la línea 113 se aprecia un máximo de salinidad de 34.4 a 300 m de profundidad. Esta agua salina se asocia con el AESs y el flujo de la CCC. Así mismo se aprecia otro máximo de salinidad en la línea 117 en superficie. Esta agua salina superficial se asocia con el Agua Subtropical Superficial (AStS).

En el transecto 50 el núcleo del ASA abarca todas las líneas, por lo que no hay presencia de AStS. El núcleo de AESs se encuentra desplazado hacia la línea 117.

Por último, en el transecto 60, el ASA alcanza hasta la línea 110. En este transecto vuelve a aparecer el AStS en las líneas 113 y 117. Así mismo, se detecta el AESs a partir de la línea 110.

Discusión

La masa de agua de origen subártico (ASA) dominó en la superficie (en torno a la isopícnas de 25 kg m^{-3}) del área IMECOCAL desde Ensenada hasta Punta Eugenia (PE) para las estaciones centrales hasta una profundidad de aproximadamente 200 m. Sin embargo, tanto en estaciones oceánicas como costeras, el dominio de ASA se vio limitado hacia el sur debido a la presencia de agua de mayor salinidad. Dado que esta agua de mayor salinidad se encuentra asociada a la isopícnas de 24 kg m^{-3} (Durazo *et al.*, 2015) en este caso se caracterizó como Agua Subtropical Superficial (AStS). A partir de 200 m de profundidad y asociada a la isopícnas de 26 kg m^{-3} se identificó el Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESs) debido a su máximo de salinidad. A pesar que el AESs se detectó para todas las estaciones, su influencia llegó más al norte en las estaciones costeras y oceánicas, mientras que en las estaciones centrales solo se detectó en la línea más sureña de la región (línea 117).

A pesar que el AStS es característica de la región sur del SCC (desde PE hacia el sur) su presencia en la región norte se debe al fenómeno de El Niño. Como reportaron Durazo y Baumgartner en 2002, la

condición climática de El Niño intensifica el flujo hacia el polo de agua superficial cálida y salina, por lo que se identifica AStS más al norte que otros años. Sin embargo el ASA dominó los primeros 200 metros de la columna de agua de todas las estaciones desde la línea 100 hasta la 110.

Dado que el ASA presenta valores bajos de CID y pH entre 7.7 y 7.9 (Juárez-Colunga *et al.*, 2010), su presencia provoca un aumento de la profundidad de $\Omega_{\text{arag}}=1$. En 2013 Cervantes reportó profundidades de $\Omega_{\text{arag}}=1$ para el período de 2007 a 2012 de entre 20 y 80 m. Los valores más someros se reportaron durante condiciones climáticas de La Niña (LN) dado que intensifica las surgencias costeras y por lo tanto la cantidad de CID presente en el agua. Sin embargo, los valores registrados en año El Niño y en la transición de este a LN (años 2007, 2009, 2010 y 2011) fueron más someros (50, 60, 35 y 70 m respectivamente) que los reportados este año (130-208 m).

Conclusiones

El modelo empírico de Alin *et al.* muestra una buena correlación entre valores medidos y valores estimados de CID para las costas de Baja California durante año de El Niño. El analizador infrarrojo LI-COR 7000 resultó una herramienta rápida y eficaz en la valoración del modelo. Con la combinación de estas dos técnicas es posible obtener todas las variables del sistema de carbonatos en un tiempo aproximado de 15 d tras la obtención de las muestras. Por lo tanto, este sistema combinado dinamiza el análisis e interpretación de los efectos del CO₂ antropogénico sobre el sistema de carbonatos.

Para enero de este período se observó la influencia de ASA hasta los 200 m de profundidad y hasta la línea 110. En las estaciones más sureñas se encontraron núcleos de AStS en superficie y de AESs a partir de 200 m de profundidad. La presencia de ASA provocó un hundimiento del horizonte de saturación de aragonita debido a la presencia de aguas con menos CID. Esta condición se observó en los valores de Ω_{arag} calculados con el modelo de Alin *y colaboradores*, los cuales sitúan el horizonte de saturación de aragonita entre 130-208 m de profundidad.

Bibliografía

- Alin, S.R., R.A. Feely, A.G. Dickson, J.M. Hernández-Ayón, L.W. Juranek, M.D. Ohman and R. Goericke. 2012. Robust empirical relationships for estimating the carbonate system in the southern California Current System and application to CalCOFI hydrographic cruise data (2005-2011). *Journal of Geophysical Research* 117:C05033 DOI:10.1029/2011JC007511.
- Cervantes, G.Y. 2012. Variabilidad temporal del sistema del CO₂ y nutrientes frente a las costas de Baja California. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Universidad Autónoma de Baja California.
- Durazo, R. and T.R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54(1-4):7-31.
- Durazo, R., A.M. Ramírez-Manguilar, L.E. Miranda y L.A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. *En: Gaxiola-Castro, G. y R. Durazo (Eds.). Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997-2007: Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California.* pp. 25-58.
- Durazo, R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119 DOI:10.1002/2014JC010405.
- Feely, R.A., L. Christopher, C.L. Sabine, J.M. Hernandez-Ayon, D. Ianson and B. Hales. 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive “Acidified” Water onto the Continental Shelf.
- Feely, R.A., R.H. Byrne, S. Mecking and X. Liu. 2010. Direct observations of basin-wide acidification of the North Pacific Ocean.
- Feely, R.A., C.L. Sabine, R.H. Byrne, F.J. Millero, A.G. Dickson, R. Wanninkhof, A. Murata, L. Miller and D. Greeley. 2012. Decadal Changes in the Aragonite and Calcite Saturation State of the Pacific Ocean.
- Juarez-Colunga, M.C. 2010. Variación espacial y temporal del pH en las costas de Baja California. Tesis de Maestría en Ciencias en Oceanografía Costera. Facultad de Ciencias Marinas, Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California. 68pp.
- Royal Society. 2005. Ocean acidification due to increasing carbon dioxide. Policy document 12/05 The Royal Society. 60 p.

4.13 Flujos laterales de COD en un manglar de franja con influencia marina

Camacho-Rico Andrea¹; Herrera-Silveira Jorge¹; Mariño-Tapia Ismael¹ y Giacomán-Vallejos German²

¹Laboratorio de Producción Primaria, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km. 6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

²Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán. Av. Industrias no Contaminantes por Periférico Norte Apdo. Postal 150, Cordemex, Mérida Yucatán.

Autor para correspondencia: andrea.camacho@mda.cinvestav.mx

Resumen

Los ecosistemas de manglar juegan un papel importante en los ciclos biogeoquímicos de los ambientes costeros tropicales. Alrededor del 60 al 75% de las costas en estas latitudes están cubiertos por estos ecosistemas altamente productivos. El estudio del ciclo del carbono y las variables que intervienen en su modulación son importantes para determinar la función ecológica de estos ecosistemas, ya sea como exportador, transformador o sumidero. Existen escasos estudios cuantitativos sobre flujos laterales de carbono entre los ecosistemas de manglar y los cuerpos de agua (mar, laguna costera, ríos) a los que están asociados. Este estudio se llevó a cabo en un bosque de manglar ubicado en la conexión con el mar (boca) que tiene la laguna costera de Celestún, localizada en un ambiente cárstico. Los flujos laterales de carbono orgánico disuelto (COD) entre el manglar de franja y la laguna costera se midieron en un sitio con influencia marina durante dos ciclos de marea en tres estaciones climáticas diferentes. Los resultados mostraron que este tipo de manglar funciona como fuente de COD hacia el mar durante la época de lluvias, exportando en promedio 0.08 Mg de COD día⁻¹, mientras que en la época de nortes, y secas su comportamiento es de importador 0.01 y 0.2 Mg de COD día⁻¹ respectivamente. Estos resultados indican que el papel de los ecosistemas de manglar como exportador y/o importador puede variar en función de las características hidrológicas locales que cambian con la época climática. Los flujos laterales deben estudiarse con mayor detalle por ser un componente clave en el balance de carbono.

Palabras clave: intercambio, manglares, carbono orgánico disuelto.

Abstract

Mangrove ecosystems play an important role in biogeochemical cycles of tropical coastal environments. Around the 60 to 75% of the coasts in these latitudes are covered by these highly productive ecosystem. The study of carbon cycle and the variables involved in the modulation are important for determine the ecological function either as an exporter, transformer or sink, and the kind of ecosystem service provided. Actually small number of quantitative studies on lateral carbon flows between mangrove ecosystems and the water bodies (sea, coastal lagoon, rivers) related could be found. This study was carried out in a mangrove forest located in the connection to the sea (mouth) that have the coastal lagoon of Celestun, located in a karst environment. The lateral flows of dissolved organic carbon (DOC) between the fringe mangrove and the coastal lagoon were measured in a local site with strong marine influence, during three different climatic seasons. The results showed that the site function as source of DOC toward the lagoon exporting 0.08 Mg DOC day⁻¹ in rainy, and during cold fronts and dry seasons imports 0.01, 0.2 Mg DOC day⁻¹. These results show that the role as exporter and/or importer of DOC of the mangrove ecosystem in this karstic environment could change according to local hydrological variables that change with the climatic season. Lateral flows should be studied deeply, as a key component in carbon balance.



Key words: exchange, mangroves, dissolved organic carbon.

Introducción

Los manglares juegan un importante rol en los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas costeros marinos tropicales, alrededor del 60 al 75% de sus costas están cubiertas por estos ecosistemas (Dittmar *et al.*, 2001). La caída de hojas representa un tercio de la producción primaria de los bosques de manglar, y más de la mitad de esta materia puede ser exportada a aguas adyacentes en forma particulada o disuelta, contribuyendo a la fertilidad de la zona costera y las cadenas alimenticias de aguas costeras (Alongi, 1998).

Por otra parte, el flujo lateral de materia orgánica y nutrientes en las zonas costeras se ha incrementado en las últimas décadas por múltiples razones como: cambios de uso de suelo, aporte de nutrientes debido a la agricultura y aguas residuales de áreas urbanas, entre otros. Se ha argumentado que los manglares quizá asimilan el exceso de nutrientes y de esta manera minimizan el efecto negativo de la contaminación. En sistemas de manglar que se encuentran limitados por nutrientes, la productividad se incrementa con las aportaciones de N y P inorgánicos por fuentes externas, los cuales pueden ser absorbidos eficientemente y asimilados por el manglar y otros productores primarios que pueden crecer en los sedimentos y raíces (Adame *et al.*, 2009).

En ecosistemas prístinos los manglares pueden representar una fuente neta de carbono y nutrientes a aguas oceánicas. Además de los estudios que muestran que los manglares importan carbono y nutrientes durante la inundación por mareas, hay un incremento en el número de publicaciones que sugiere que los bosques de manglar pueden exportar simultáneamente nutrientes y carbono a ambientes costeros adyacentes (Dittmar *et al.*, 2001 y 2006). La variabilidad en el intercambio de carbono y nutrientes soporta la idea que los bosques de manglar proveen diferentes servicios ecológicos (Ewel *et al.*, 1998), lo que significa que su función varía a escala temporal y espacial (Farnsworth, 1998).

De acuerdo a lo anterior es innegable la importancia que tienen los manglares en los ciclos biogeoquímicos, sin embargo, aún no está totalmente definido su papel como exportador, transformador o sumidero de materia orgánica, y por ende su relación con los ecosistemas costeros adyacentes, habiendo un número reducido de estudios cuantitativos que ayuden a clarificar su papel en el ecosistema costero (Dittmar *et al.*, 2001).

Existen diferentes características en los bosques de manglar que son importantes para determinar la magnitud y dirección del intercambio de material, entre ellos se han identificado a la latitud, el clima, el área de manglar, la composición de especies, las características geomorfológicas y la hidrología (Adame y Lovelock, 2010).

Por lo anterior este trabajo tuvo como objetivo el estudio del flujo lateral de agua y COD entre un manglar de franja y la zona marina de una laguna costera, a fin de determinar la variabilidad asociada a la hidrología del sistema modulada por la temporalidad climática. La cual puede tener un efecto en la función ecológica como exportador o importador de materia del ecosistema.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Península de Yucatán es una región donde el suelo es de tipo calizo-cárstico de gran permeabilidad lo que no permite escurrimientos a nivel superficie, pero sí permite que la precipitación penetre rápidamente en el suelo y se incorpore en el acuífero subterráneo, el agua filtrada aparece nuevamente en la superficie por afloramientos del manto freático a manera de manantiales. Se reconocen tres épocas climáticas: secas de marzo a mayo la precipitación tiende a ser menor de 50 mm, lluvias de junio a octubre, la mayor precipitación anual ocurre durante esta época (> 500 mm) y nortes

de noviembre a febrero, caracterizada por lluvias moderadas (20-60 mm). La laguna de Celestún se localiza en el extremo noroeste de la península de Yucatán, sobre el límite de una isla de barrera, entre los paralelos ($20^{\circ}45'$ y $20^{\circ}58'$; $90^{\circ}15'$ y $90^{\circ}25'$). La precipitación media anual en la zona de Celestún es de 747 mm (Herrera-Silveira, 1994a), mientras que la tasa de evaporación es de ~ 1400 mm (Herrera-Silveira *et al.*, 1998).

En la laguna se reconocen al menos dos zonas en función del gradiente de salinidad: zona interna, caracterizada por valores bajos de salinidad en la columna de agua (5-12 ups) relacionada con la influencia de las descargas subterráneas; en la parte sur se localiza la zona de la boca, caracterizada por valores mas altos (>30 ups) (Herrera-Silveira, 1994b). La laguna se encuentra rodeada por bosques de manglar de franja dominado por *R mangle*, (Herrera-Silveira y Zaldívar, 1998; Zaldívar *et al.*, 2004).

Se seleccionó el sitio de manglar de franja que se localiza en la parte sur de la laguna en su conexión con el mar, por lo que presenta mayor influencia de la marea que la zona interna, la cual es de tipo diurno y semidiurno dependiendo de la temporada climática (Casares-Salazar y Mariño-Tapia, 2015).

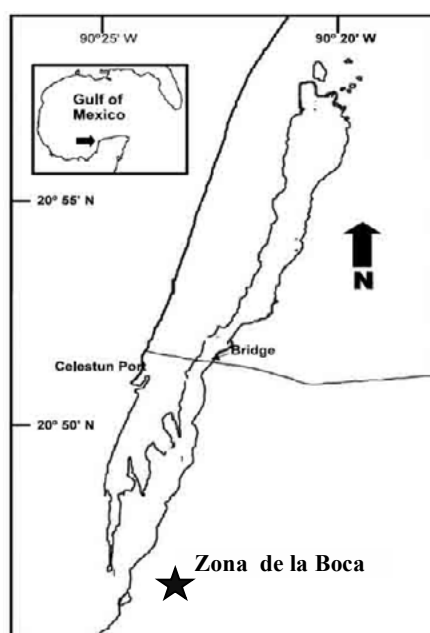


Figura 1. Localización de la Laguna de Celestún.

Trabajo de campo

Con la finalidad de determinar el balance de flujo lateral de carbono orgánico disuelto en la boca de la laguna de Celestún, se realizaron 3 muestreos de régimen nictemeral con frecuencia estacional. El primero se realizó en octubre de 2013 que corresponde a la época de lluvias, el segundo fue en febrero de 2014 correspondiente a la temporada de nortes y el tercero fue en julio de 2014 correspondiente a la temporada de secas. Se eligió la zona de la boca para observar la influencia de las mareas en el flujo lateral de carbono orgánico disuelto (Figura 1).

En cada muestreo se midió el área transversal del canal de conexión manglar-laguna y se instaló un velocímetro (Vector acoustic Doppler) para registrar velocidad y dirección de la corriente, además de un sensor de conductividad, temperatura y profundidad (CTD). En el sitio de intercambio de agua entre el manglar y la laguna se instaló muestreador automático portátil Modelo 3700 Full Size, programándose la colecta de muestras de agua a un tiempo constante de una hora durante dos ciclos de marea.

Las muestras colectadas, se mantuvieron en frío y fueron llevadas al laboratorio de Producción Primaria del CINVESTAV Unidad Mérida, donde se procesaron para el análisis de nutrientes, y en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Autónoma de Yucatán se determinó el carbono orgánico disuelto.

Trabajo en el laboratorio

Para el análisis de carbono orgánico disuelto (DOC por sus siglas en inglés) el agua colectada se filtro a través de filtros GF/F Whatman (0.7 μm) de 25 mm previamente calcinados y pesados. El agua filtrada fue acidificada con HCl a pH de 2 con la finalidad de eliminar la fracción inorgánica. Las muestras de agua fueron analizadas en un analizador de carbono orgánico total (Shimadzu TOC- V). Para determinar el gasto de cada canal por unidad de tiempo se aplicó la relación 1.

$$Q=V \times A \quad (1)$$

donde, Q es el gasto en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, V es la velocidad media de la corriente en flujo o reflujo de marea en m s^{-1} , y A es el área en m^2 del canal.

El balance entre la exportación e importación de carbono se obtuvo multiplicando las concentraciones de las muestras de agua colectadas por el gasto correspondiente, interpretando como importaciones a los flujos positivos (de la zona marina de la laguna al manglar) y como exportaciones a los flujos negativos (del manglar a la zona marina de la laguna).

Resultados y discusión

En la Figura 2 se observan los valores de precipitación acumulada que se registraron en la estación meteorológica ubicada en la laguna de Celestún. Durante la temporada de lluvias se registró el valor más alto (687.8 mm), seguido de la temporada de nortes (157.4 mm) y temporada de secas (135.4 mm) respectivamente.

En la Figura 3 se observa el valor promedio de la salinidad del flujo de agua registrada durante 2 ciclos de marea para las temporadas de lluvias, secas y nortes. La temporada de lluvias presenta los valores de salinidad más bajos (7.8 ± 0.1 ups), seguido de la temporada de nortes (27.6 ± 1.2 ups) y secas (33.17 ± 2.7 ups), este patrón en la salinidad puede ser un reflejo del aporte de agua por parte de la precipitación y presencia de alguna fuente de agua vía subterránea.

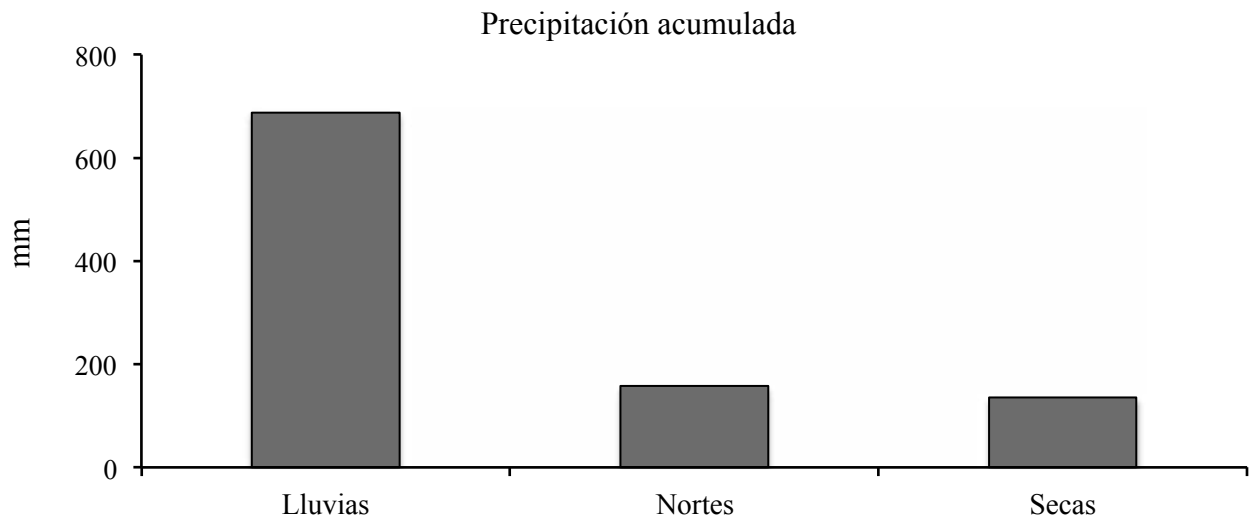


Figura 2. Precipitación acumulada por temporadas en la laguna de Celestún, Yucatán.

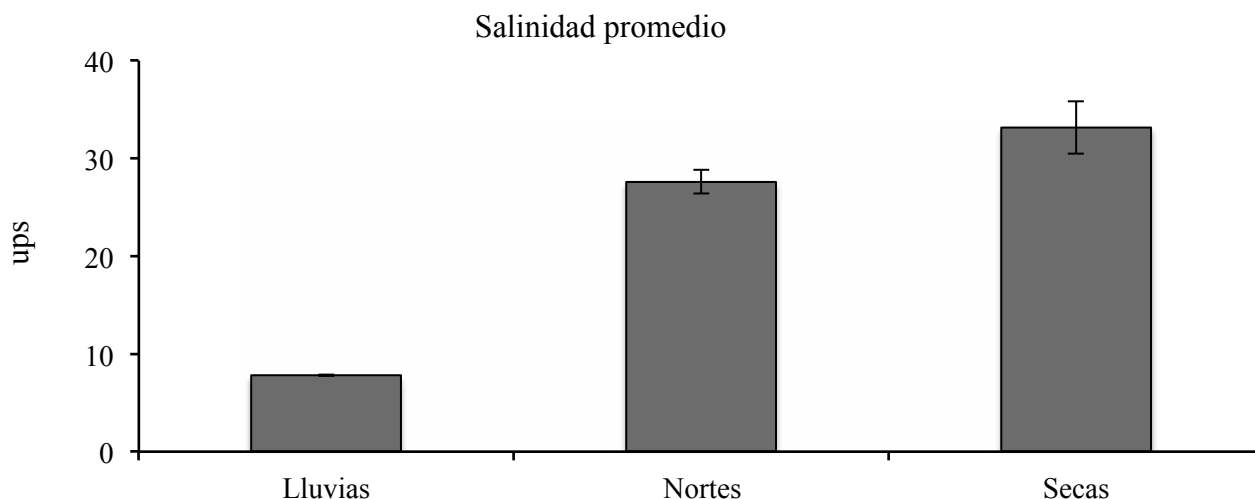


Figura 3. Valores de salinidad promedio del flujo de agua por temporadas en la laguna de Celestún, Yucatán.

En la Figura 4 se observa el flujo de agua medido en el canal durante dos ciclos de marea, en la temporada de lluvias, nortes y secas, siendo durante la temporada de lluvias donde se presentan los flujos más altos. El rango de valores fue de 5365 a $-41.6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, tomando en cuenta el signo, el cual se utiliza para determinar la dirección del flujo de agua. Los valores positivos se refieren a flujos de entrada de agua de la laguna hacia el canal, y los valores negativos se refieren a flujos de salida de agua del canal hacia la laguna. Se observa que domina un flujo de salida de agua del canal hacia la laguna, que puede estar relacionado a la presencia de fuentes de agua subterránea en esta zona y que se refleja en el valor de la salinidad promedio (7.8 ups) registrados en la temporada.

Durante la temporada de nortes el rango del flujo intercambiado fue de 651.58 a $-24.79 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Durante esta temporada se observó que el flujo de agua presenta un patrón de entrada de agua de la laguna hacia el manglar y flujo de salida de agua del manglar hacia la laguna, este comportamiento puede estar relacionado a la influencia de la marea en esta zona, la cual es de tipo semidiurno durante esta temporada.

Durante la temporada de secas el intervalo del flujo intercambiado fue de 1273.44 a $-0.78 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, con comportamiento del flujo bidireccional, el cual puede estar asociado a la influencia de la marea en esta zona. Se observa que el flujo dominante durante esta temporada es de entrada de agua de la laguna hacia el manglar.

En general se observó que los flujos de agua en la zona de la boca están influenciados por el efecto de la marea. Sin embargo, los resultados indican que puede haber presencia de fuentes de agua subterránea en esta zona, lo cual se refleja en la dominancia del flujo de salida de agua durante la temporada de lluvias así como los valores de salinidad medidos en la temporada de lluvias y nortes.

En la Figura 5 se muestra el balance de agua intercambiado durante un ciclo de marea para la temporada de lluvias, nortes y secas. Durante la temporada de lluvias domina el flujo de salida de agua del canal hacia la laguna exportando $11253.5 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ e importando $4362.7 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$. Durante la temporada de nortes se exportan $2553.7 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ e importan $1996.7 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$, la relación entre exportación e importación durante esta temporada es de 1.2, lo cual representa equilibrio entre la cantidad de agua que entra y el agua que sale. En la temporada de secas domina un flujo de entrada de agua, importando $2828.5 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ y exportando $478.9 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$.

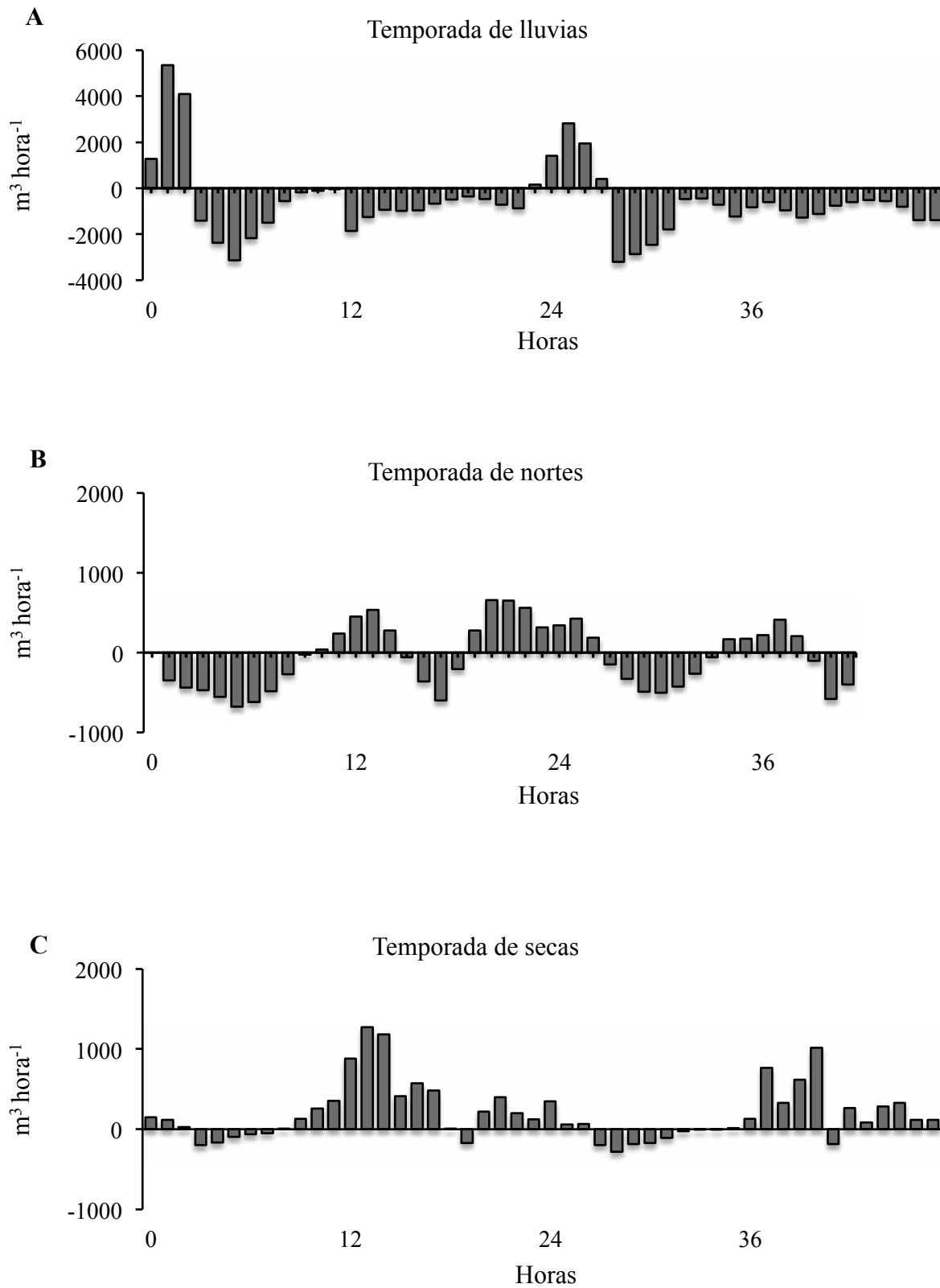


Figura 4. Flujo de agua durante dos ciclos de marea para la temporada de: (A) lluvias, (B) nortes y (C) secas, en la zona de la boca, Celestún Yucatán.

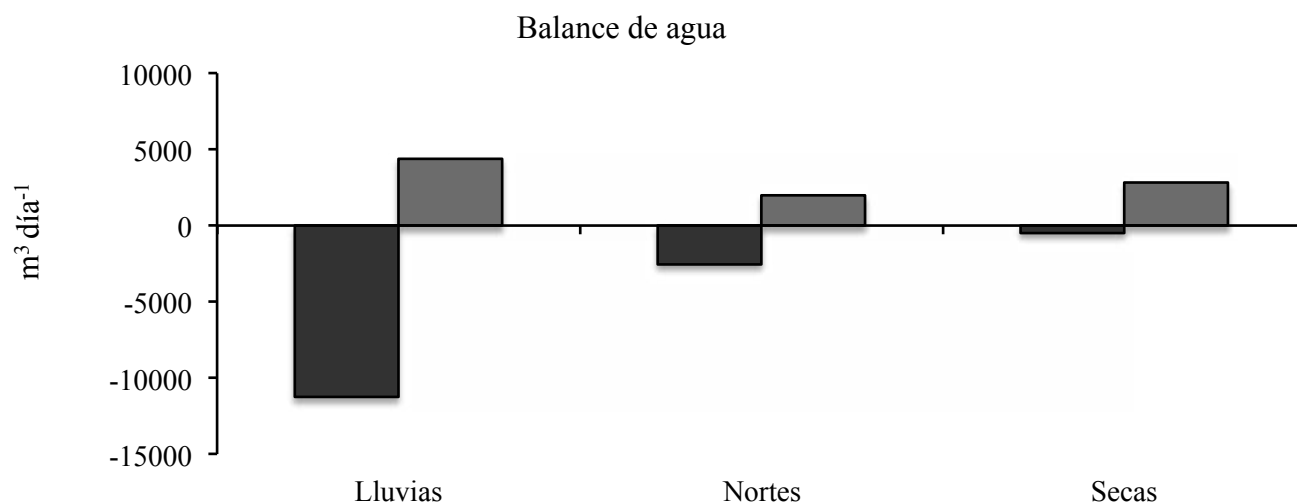


Figura 5. Balance de agua de entrada (valores positivos) y salida de agua (valores negativos) en la temporada de lluvias nortes y secas.

En la Figura 6 se observan los flujos de COD para la temporada de lluvias, nortes y secas. En la temporada de lluvias predomina la exportación de COD del interior del manglar hacia la laguna. El intervalo de concentración durante los dos ciclos de marea muestreados fue de 72.3 a -25.6 kg de COD hora⁻¹, el balance entre la exportación e importación de carbono fue de -0.08 Mg de COD día⁻¹, lo cual representa un balance neto de exportación. Esto puede deberse a la aportación de agua subterránea del continente a la costa en esta temporada como consecuencia del incremento en la precipitación.

En la temporada de nortes se observó que el flujo dominante es de importación, el intervalo de concentración en esta temporada fue de 11.9 a -5.1 kg de COD hora⁻¹ y el balance neto fue de 0.01 Mg de COD día⁻¹. En esta temporada se importa COD de la costa (laguna) hacia el manglar, este comportamiento está fuertemente relacionado con el efecto de la marea en la zona, como se puede observar en la (Figura 4), donde el patrón de intercambio de agua sigue el perfil de la marea.

En la temporada de secas se presentaron flujos laterales tanto de exportación como de importación. El intervalo de concentración fue 113.2 a -16.6 kg de COD hora⁻¹. El balance neto fue de un flujo de importación de 0.2 Mg de COD día⁻¹. Durante esta temporada se presentaron los valores de importación más altos, lo cual se asocia a las concentraciones de COD en el agua, ya que el flujo de agua importado en esta temporada es bajo (Figura 4).

El flujo anual de COD en la zona estudiada fue de 7.36 Mg año⁻¹, lo que significa que a pesar de funcionar como una fuente de COD durante la época de lluvias, el balance anual muestra que la zona se comporta como un importador de materia y, que esta función se encuentra sujeta a lo largo del año a las variaciones puntuales de la hidrología en la zona asociadas a la temporada climática. El flujo lateral de COD entre manglar y la zona marina de la laguna costera de Celestún, resultó ser bajo comparado con otros sitios como lo reporta Magalhaes *et al.* (2008) para un estuario donde el valor de exportación es de 42 000 Mg de COD año⁻¹ o el reportado por Orihuela *et al.* (2004) de un flujo de materia en el Sistema Lagunar Pampa Murillo, Chiapas, donde estiman un aporte equivalente de 4822.2 Mg de carbono año⁻¹.

Las diferencias observadas entre este estudio y los de la literatura revisada, pueden estar asociados a que en otros sitios reciben agua de ríos, los cuales arrastran materiales particulados y disueltos de su cuenca de drenaje, reflejándose en aguas generalmente turbias. Mientras que los aportes de materiales a través del agua subterránea son generalmente en forma disuelta, ya que sus aguas son transparentes. Además, los ambientes con influencia de flujos de agua de los ríos es de forma puntual, a diferencia de los de agua subterránea que su descarga es principalmente difusa y de menor intensidad, observándose mayor influencia de la marea en estos últimos.

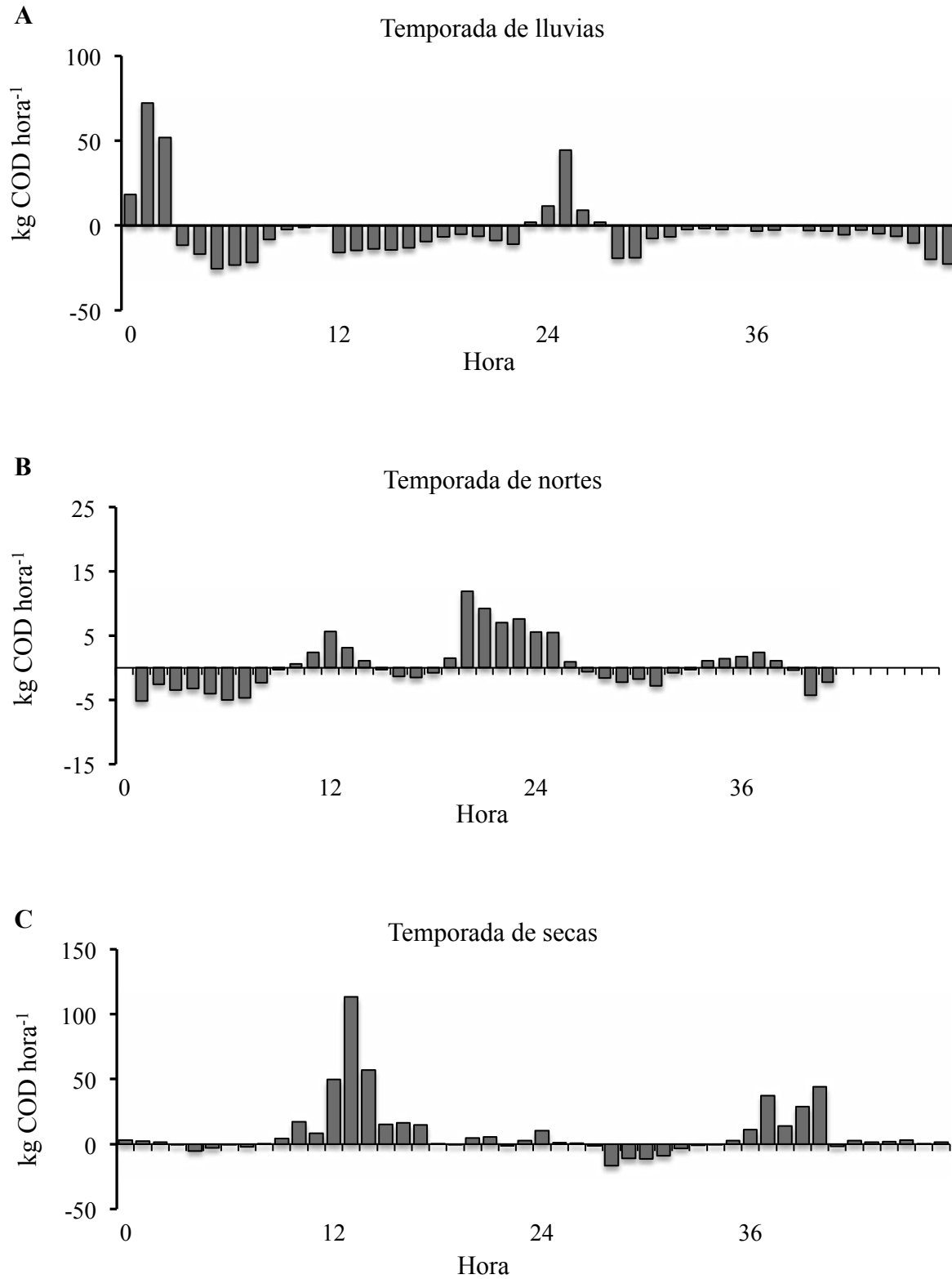


Figura 6. Flujo de carbono orgánico disuelto durante dos ciclos de marea para la temporada de: (A) lluvias, (B) nortes y (C) secas, en la zona de la boca, Celestún Yucatán.

Conclusiones

Los resultados muestran que existe flujo de agua y COD entre el manglar y la zona marina de la laguna costera, el cual está modulado por la hidrología del sistema. En este caso hay una fuerte influencia marina, pero con variación temporal que modifica el flujo y transporte de COD. Esto indica que en la zona puede haber presencia de aportes de agua subterránea que se reflejan durante la temporada de lluvias cuando ocurre la mayor precipitación en el año. Estos cambios en el comportamiento hidrológico del sistema muestran que el papel ecológico que pueden tener los manglares de franja asociada al mar en zonas cársticas son susceptibles a cambiar su función de exportador a importador, con las consecuencias que ello implica en los ciclos biogeoquímicos y la dinámica trófica, biodiversidad y calidad del agua de la zona costera.

El avance en el conocimiento de los flujos de carbono y transformaciones en la zona costera de los ecosistemas tropicales es limitado, pero muy importante para los presupuestos locales, regionales y globales de carbono. Debido a que las zonas costeras y ecosistemas asociados a ellas son amenazados por el desarrollo costero en el corto plazo y por el cambio climático en el largo, es urgente avanzar en el entendimiento de los procesos relacionados con el ciclo del carbono en ecosistemas costeros como los manglares, pastos marinos y arrecifes de coral. La comprensión del funcionamiento de estos sistemas y sus interacciones es importante para poder evaluar la salud del ecosistema, sus servicios ambientales, y predecir de manera más precisa el impacto que el cambio climático o perturbaciones antropogénicas pueden generar.

Bibliografía

- Adame, M.F., D. Neil, S. Wright and C.E. Lovelock. 2009. Sedimentation within and among mangrove forests along a gradient of geomorphological settings. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 86:21-30.
- Adame, M.F. y C. E. Lovelock. 2010. Carbon and nutrient exchange of mangrove forests with the coastal ocean. *Hydrobiologia* 663:23-50.
- Alongi, 1998. *Coastal Ecosystem Processes*. CRC Press
- Casares-Salazar, R. e I. Mariño-Tapia. 2015. Influence of the Remote Forcing and Local Winds on the Barotropic Hydrodynamics of an Elongated Coastal Lagoon. *Journal of Coastal Research*, In-Press.
- Dittmar, T. y R.J. Lara. 2001. Do mangroves rather than rivers provide nutrients to coastal environments south of the Amazon River?. Evidence from long-term flux measurements. *Marine Ecology Progress Series* 213:67-77.
- Dittmar, T., N. Hertkorn, G. Kattner and R.J. Lara. 2006. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochem Cycles* 20 GB1012 DOI:10.1029/2005GB002570.
- Ewel, K.C., Twilley and J.E. Ong. 1998. Different kinds of mangrove forest provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7:83-94.
- Farnsworth, E.J. 1998. Issues of spatial, taxonomic and temporal scale in delineating links between mangrove diversity and ecosystem function. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7:15-25.
- Herrera-Silveira, J.A. 1994a. Spatial heterogeneity and seasonal patterns in a tropical coastal lagoon. *Journal of Coastal Research* 10: 38-746.
- Herrera-Silveira, J.A. 1994b. Correlación de parámetros hidrobiológicos de la laguna de Celestún, Yucatán. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*.
- Herrera-Silveira, J.A. and Zaldivar. 1998. A characterization of hydrology and primary producers communities of selected coastal lagoons of Yucatán, México. *Aquatic*
- Magalhaes, C., C. Teixeira, R. Teixeira, A. Machado, I. Azevedo and A.A. Bordalo. 2008. Dissolved organic carbon and nitrogen dynamics in the Douro River estuary, Portugal. *Ciencias Marinas* 34(3):271-282.
- Orihuela, D.E., C. Tovilla-Hernández, F. Henricus. 2004. Flujo de Materia en un manglar de la Costa de Chiapas, México. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal* 10:45-61.
- Zaldivar, J.A., J. Herrera, C. Coronado, D. Alonzo. 2004. Estructura y productividad de los manglares en la reserva de Biosfera Ría de Celestún, Yucatán, México. *Madera y Bosques* 10:25-35.



4.14 Muestreo del sistema del CO₂ usando un sistema de alta resolución para las zonas del mínimo de oxígeno

Norzagaray-López Orion¹; Hernández-Ayón José M.¹; Alarcón Gadiel²; Ulloa Osvaldo² y Morales-Estrada Eduardo¹

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas y Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California.

²Universidad de Concepción. Región del Bio Bio, Chile.

Autor para correspondencia: jmartin@uabc.edu.mx

Resumen

La región central del Pacífico Oriental Tropical mexicano (POTM) presenta una de las zonas del mínimo de oxígeno (ZMO) más intensas del mundo; estas zonas también son llamadas zonas del máximo de carbono, y su estudio resulta relevante para el ciclo del carbono, ya que son consideradas como fuentes de CO₂ hacia la atmósfera. Aquí se presenta una herramienta novedosa para el estudio del sistema del CO₂, la cual consiste en un ensamble de CTD con un sistema de bombeo continuo (sistema PPS), el cual permite coleccionar muestras de agua de mar con una alta frecuencia (minutos) durante la realización de perfiles de 500 m. Este sistema fue usado en la ZMO del POTM, frente a las costas de Nayarit. A las muestras de agua se les midió el carbono inorgánico disuelto (CID) y el pH. Los resultados obtenidos con el PPS fueron contrastados con los valores de muestras discretas (usando botellas Niskin). Los perfiles obtenidos con el sistema PPS mostraron una mejor resolución vertical, mostrando una clara ventaja frente al muestreo discreto. Este tipo de muestreo es una herramienta prometedora para el estudio del sistema del CO₂ en estas zonas, donde existen fuertes gradientes verticales en las variables del carbono.

Palabras clave: sistema de bombeo vertical, alta frecuencia, Nayarit, carbono orgánico disuelto.

Abstract

The central region of the Mexican Tropical Eastern Pacific (POTM) presents one of the most intense oxygen minimum zones (OMZs) in the world; these areas are also called zones of maximum carbon, since are considered as sources of CO₂ to the atmosphere, and its study is relevant to the marine carbon cycle. Here an innovative tool for the study of the CO₂ system is shown, consisted in CTD plugged to a pump profiling system (PPS), which allowed collect sea water samples at a high resolution rate (minutes) during 500 m depth deployments. This system was used in the OMZ from the POTM, off Nayarit coasts. We measured the dissolved inorganic carbon (DIC) and pH. Results from PPS were contrasted against values of discrete samples (using Niskin bottles). PPS profiles showed better vertical resolution, a clear advantage over discrete sampling. This kind of sampling is a promising tool for the study of the CO₂ system in OMZ, where strong vertical gradients in the carbon system are present.

Key words: vertical pumping system, high frequency, Nayarit, dissolved organic carbon.

Introducción

Las zonas mínimas de oxígeno (ZMOs) son regiones del océano que tienen capas de agua con condiciones subóxicas, comúnmente con una concentración de oxígeno disuelto menor a $20 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (Cepeda-Morales *et al.*, 2009; Paulmier *et al.*, 2011; Franco *et al.*, 2014). Las ZMOs presentan una concentración tan baja de oxígeno debido a que ciertos grupos de bacterias pueden llevar a cabo la remineralización de la materia orgánica, esto es, la degradación de compuestos orgánicos en compuestos más simples en ausencia (o cierto gradiente) del oxígeno, pero usando otros compuestos, como los nitratos. La intensa actividad microbiológica en las ZMOs afecta los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y otros elementos (Paulmier *et al.*, 2011); también se les conoce como zona de máximo carbono. Las ZMOs son mantenidas gracias a que la materia orgánica producida por los grupos fitoplanctónicos en la zona iluminada del mar (zona fótica) se hunde y alimenta la ZMO, así como por la estratificación vertical de la zona (Franco *et al.*, 2014).

En el Pacífico Oriental Tropical mexicano (POTM) está presente una ZMO, en la región oceánica frente a las costas de los estados de Nayarit a Colima, entre otros (Franco *et al.*, 2014). Esta zona es considerada una de las más intensas del mundo, ya que el grado de hipoxia que se presenta es alto, y donde su límite superior puede ser tan somero como 40 m (Cepeda-Morales *et al.*, 2009). Aunque es importante estudiar su localización en la columna de agua (comúnmente es ubicada dentro de los 100-800 m de profundidad) y la extensión de las ZMOs en los océanos, aún quedan muchas incógnitas con respecto a las ZMOs. Por ejemplo: (i) en términos físicos, resulta necesario conocer si la variabilidad espacial y temporal de la ZMO en el POTM se ve afectada por procesos dinámicos como la circulación (Cepeda-Morales *et al.*, 2009); mientras que (ii) en términos biológicos, es necesario describir a los grupos de organismos (microbios) y sus procesos metabólicos relacionados al ciclo del nitrógeno (*i.e.*, la fijación y liberación), así como evaluar la magnitud y la rapidez de estos procesos, o bien, (iii) en términos biogeoquímicos, especialmente con respecto al ciclo del carbono, es necesario conocer su variabilidad espacio-temporal, así como la relevancia de estos gradientes verticales con los flujos de carbono, ya que son considerados fuentes de CO_2 hacia la atmósfera (Paulmier *et al.*, 2011; Franco *et al.*, 2014).

La herramienta disponible más comúnmente usada para adquirir información sobre el sistema del CO_2 es mediante el muestreo discreto, esto es, la colecta de agua de mar a ciertas profundidades (*i.e.*, botellas Niskin), por lo que una parte importante de la estructura vertical de los perfiles verticales no es registrada. Es ahí donde un muestreo más continuo permitiría medir estas variables con una mejor resolución en la columna de agua. El objetivo de este escrito es reportar la experiencia usando un CTD y un sistema de bombeo continuo de agua, el cual permitió medir perfiles de pH y DIC con alta resolución vertical en la ZMO del POTM.

Materiales y métodos

Área de estudio

El muestreo se realizó a bordo del R/V New Horizon (Scripps, UCSD) y abarcó del 10 al 29 de junio de 2014. La zona de estudio se ubicó en la parte central del Pacífico Mexicano, frente a las costas de Nayarit (Figura 1).

En esta región, la superficie del mar presenta una oceanografía muy dinámica, ya que tiene la influencia de varias masas de agua como son el Agua Tropical Superficial (ATS), con una temperatura mayor a 18°C y caracterizada por una salinidad menor a 35; también está presente el Agua del Golfo de California (AGC), con una mayor salinidad (>34.9) y una temperatura muy variable ($\geq 18^\circ\text{C}$), y tiene una presencia estacional (invierno); el Agua de la Corriente de California (ACC), caracterizada por tener la menor salinidad (~ 33.5) y menor temperatura con relación a el ATS o AGC, también se

presenta de forma estacional durante el invierno-primavera. Finalmente, por debajo de las masas de agua anteriores se encuentra el Agua Subsuperficial Subtropical (ASsT), la cual presenta una salinidad entre 34.5-35 y una temperatura entre 9-18 °C. Es en el ASsT donde se ubica la zona del mínimo de oxígeno, y su límite superior puede variar espacial y verticalmente según la actividad de los procesos de respiración y también a procesos oceanográficos presentes (Castro *et al.*, 2006; Franco *et al.*, 2014).

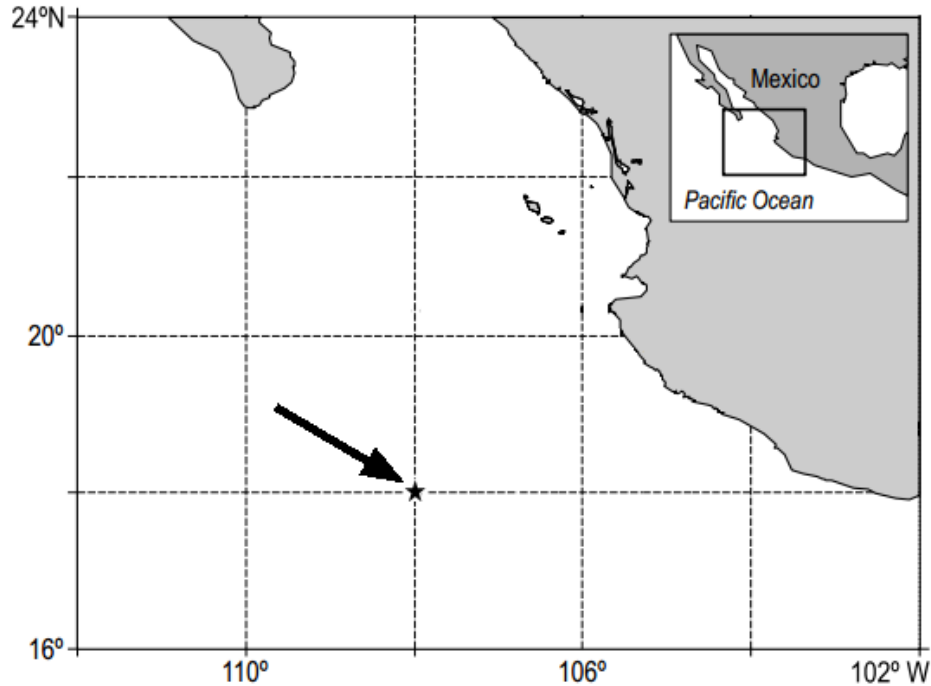


Figura 1. Localización del área de estudio y la ubicación de la estación T8 (flecha).

Variables hidrográficas acoplado a un sistema de bombeo

Para el muestreo de variables oceanográficas y el sistema del CO₂ se usó un sistema de bombeo de perfiles verticales (PPS, por sus siglas en inglés Pump Profiling System). Este equipo pertenece a la Universidad de Concepción (Chile). El sistema PPS sirve para realizar perfiles verticales de la columna de agua y medir muestras de agua en el barco de manera relativamente simultánea, lo cual se traduce en mediciones de variables del sistema del CO₂ con una resolución vertical en el orden de metros, variables comúnmente descritas mediante mediciones de muestras discretas (*i.e.*, usando botellas Niskin, con lo cual se obtienen perfiles con una resolución en el orden de decenas de metros).

El PPS (Figura 2) estaba conformado por: (i) un CTD (SBE 25 Sealogger, Sea-Bird Electronics, WA), para medir temperatura (T, °C), salinidad (S, UPS), oxígeno disuelto (O.D., $\mu\text{mol kg}^{-1}$) y fluorescencia (esta tiene unidades relativas, pero es una variable proxy de la concentración de clorofila), con una tasa de muestreo de 0.5 sec (2 Hz= 2 datos sec^{-1}), (ii) una bomba de agua (tasa de bombeo= 2.5 L min^{-1}) y (iii) un cable adaptado para la comunicación con el CTD y con una manguera interna. El PPS fue desplegado a una velocidad de $\sim 5 \text{ m min}^{-1}$ ($\sim 0.1 \text{ m sec}^{-1}$), alcanzando una profundidad promedio de $\sim 500 \text{ m}$, por lo que cada lance (perfil completo) tardaba alrededor de 1-1.5 h.

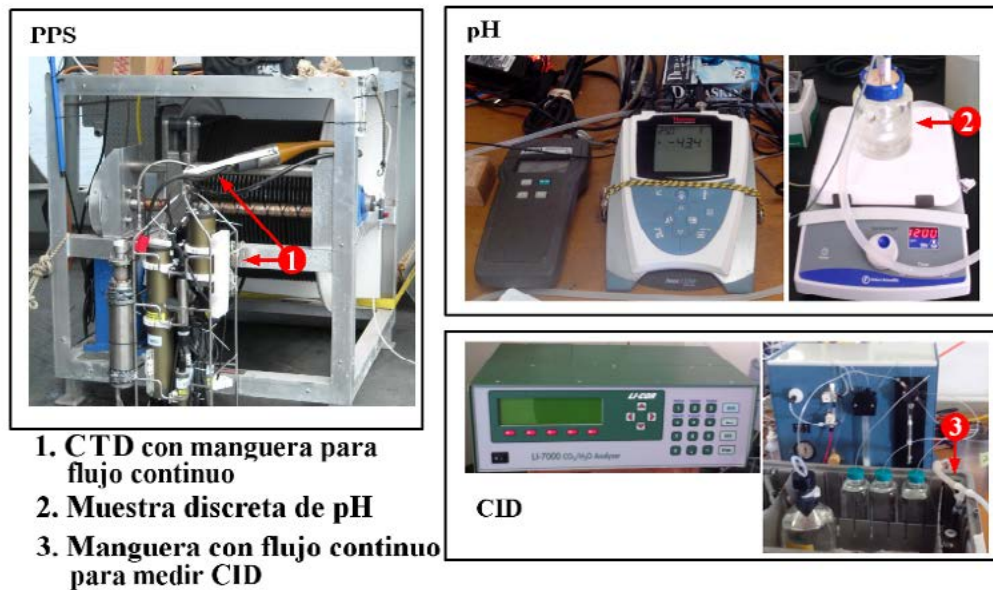


Figura 2. Imagen compuesta mostrando el sistema de flujo continuo (PPS) y los sistemas usados para medir pH y el carbono inorgánico disuelto (CID). Imagen de PPS modificada de www.whoi.edu/cruiseplanning/files/1418304827790_7962_Pump_Profiler_Sys_PPS_Arica_O-Cruise.pdf.

Colecta de muestras discretas para análisis del carbono inorgánico disuelto y pH

La colecta de agua se realizó en el laboratorio del barco, tomando directamente del flujo de agua de mar durante el descenso del PPS hasta ~500 m. La colecta de las muestras para el carbono inorgánico disuelto (CID) y para el pH se realizó a intervalos de 2-3 min, por lo que se obtenían alrededor de 50 análisis por perfil (vía muestras discretas con botellas Niskin sólo se obtienen de 12 a un máximo de 24 muestras discretas).

Para el pH (Figura 2) se colectaron muestras discretas de agua de mar directamente de la manguera de bombeo del PPS usando jeringas de plástico de 60 ml, a las cuales se les midió el pH a 25 °C con un electrodo de vidrio (Orion 9146BN, Thermo Fisher Scientific Inc.) y un potenciómetro. Se midió la pendiente del electrodo usando soluciones buffer (pH 4 y 7) 24 h antes de cada evento de medición (± 0.01). Los valores de pH se presentan en la escala total (pH_T).

Para el análisis de carbono inorgánico disuelto (Figura 2), se instaló un sistema de flujo continuo el cual colectaba una alícuota de agua de mar directamente de la manguera del PPS. Esta muestra se acidificaba para convertir la totalidad del carbono inorgánico contenido en la muestra en CO_{2(g)}, el cual era acarreado con nitrógeno a un analizador infrarrojo (LI-7000 CO₂/H₂O Gas Analyzer, LI-COR Inc., NE), el cual mide la cantidad de CO₂ en la muestra ($\pm 1\%$). Se usó material de referencia certificado (CO₂ CRM, Scripps-UCSD, CA) para asegurar la exactitud de las mediciones.

Análisis de los datos

Los datos registrados por el CTD (profundidad, T, S, O.D. y fluorescencia) y los datos discretos de pH y CID presentaron una distinta tasa de muestreo, por lo que fue necesario emparar la hora de colecta con el tiempo de bombeo registrado por el PPS para asignar la profundidad a las series de datos discretos. Para mostrar las ventajas de usar el sistema PPS, se presenta un único perfil vertical de las variables oceanográficas y del CO₂ medidas con el PPS, así como los datos discretos usando la roseta

en una misma estación (Profundidad de 400 m; 21 de mayo de 2014; estación T8; 18° 12' N, 104° 53' W; Figura 1).

Resultados y discusión

El perfil vertical seleccionado (Figura 3) mostró que, para esta zona del POTM, el límite superior de la ZMO estuvo tan somero como 47 m ($O.D. \leq 20 \mu\text{mol kg}^{-1}$), profundidad similar a lo reportado en la bibliografía (Cepeda-Morales *et al.*, 2009). También se aprecia que el mínimo de oxígeno coincide con el máximo de carbono, indicando los procesos de remineralización antes mencionados. A pesar de las diferencias en las tasas de muestreo entre el pH y el CID, los perfiles presentaron una buena correspondencia (Figura 3).

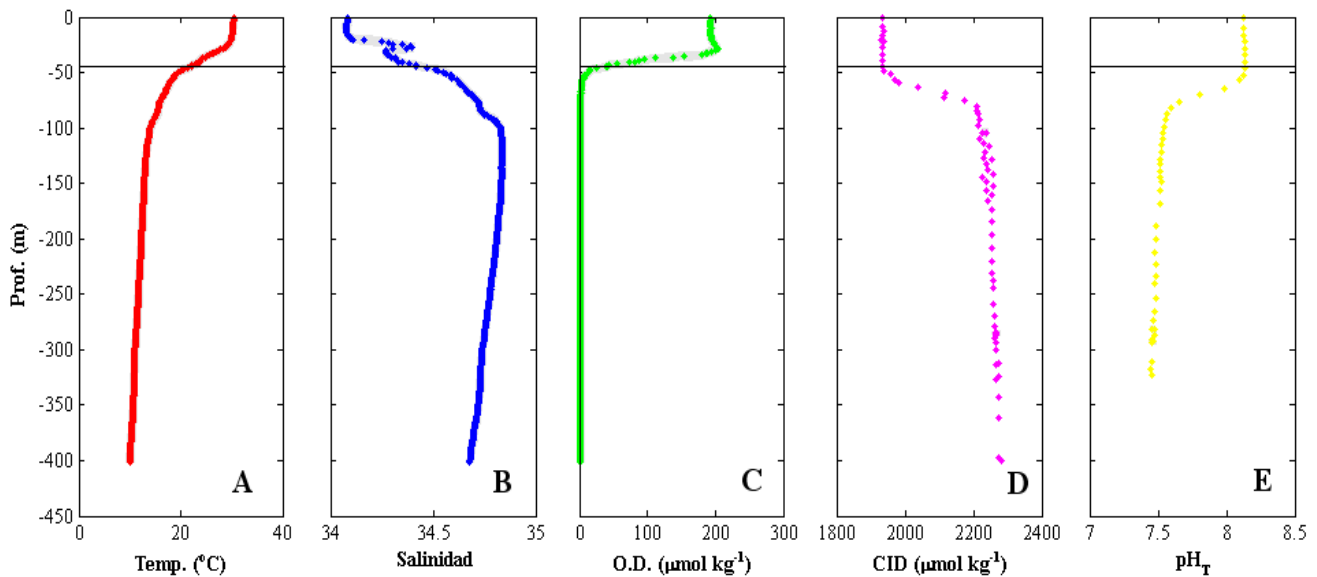


Figura 3. Perfiles de temperatura (A), salinidad (B), oxígeno disuelto (C), carbono inorgánico disuelto (D) y pH (E). Se aprecia lo somero de la ZMO en esta región (47 m) y la buena correspondencia entre el mínimo de oxígeno y el máximo de carbono inorgánico disuelto. La línea continua indica la profundidad donde el oxígeno disuelto es $20 \mu\text{mol kg}^{-1}$.

Al comparar los perfiles obtenidos con el muestreo discreto (botellas Niskin) y con el sistema PPS se observa una buena correspondencia (Figura 4). Sin embargo, el muestreo discreto evidentemente no permitió visualizar los ligeros cambios en el CID-pH en el límite superior de la ZMO; por ejemplo, si se compara la concentración de CID entre ambos perfiles, con el sistema PPS se aprecia el aumento gradual en la concentración del CID desde $1935 \mu\text{mol kg}^{-1}$ a los 50 m a $\sim 2250 \mu\text{mol kg}^{-1}$ a los 100 m de profundidad ($\Delta\text{CID} = +6 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{ m}^{-1}$), mientras que con el muestreo discreto este gradiente se observa como un cambio abrupto en el CID entre los 50-100 m (Figura 4). Lo mismo sucedió con el pH (Figura 4). Lo anterior refleja la ventaja de usar sistemas de flujo continuo, ya que permiten describir las variables del CO_2 con una mejor resolución vertical.

El acoplamiento entre la producción y respiración de la materia orgánica fitoplanctónica en las ZMOs conlleva cambios en el sistema del CO_2 , como en el CID-pH y como consecuencia cambios en el horizonte de saturación.

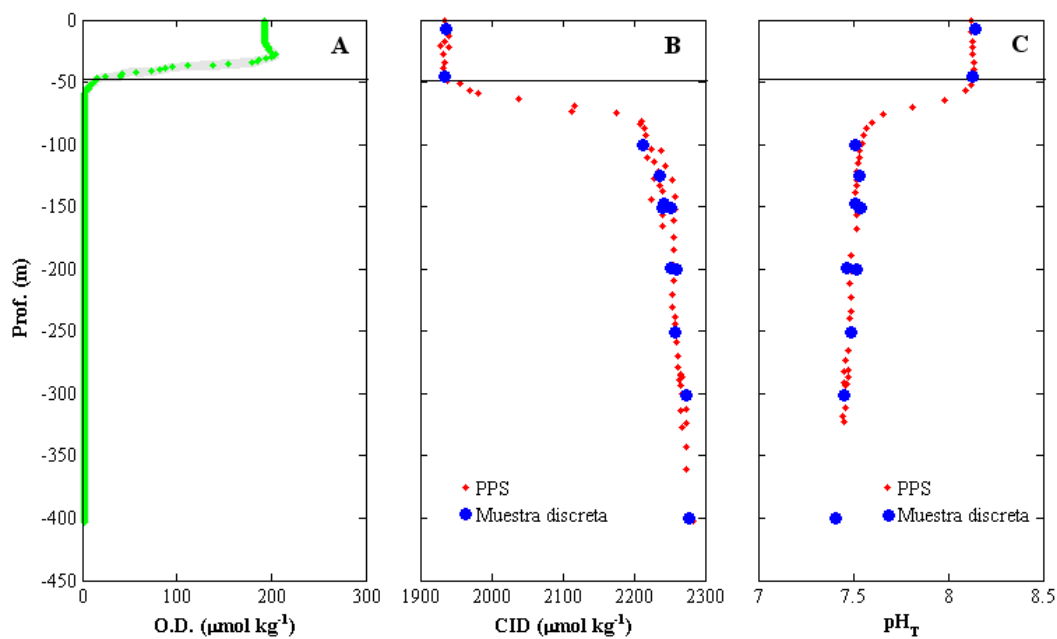


Figura 4. Perfil del oxígeno disuelto (A). Se contrastan los valores obtenidos del carbono inorgánico disuelto (B) y pH (C) con el muestreo discreto (usando botellas Niskin) y con el flujo continuo (PPS), mostrando que el sistema PPS tiene una mejor resolución. La línea continua indica la profundidad donde el oxígeno disuelto es $20 \mu\text{mol kg}^{-1}$.

Conclusiones

El uso de sistemas PPS muestra ventajas considerables en comparación con el muestreo discreto, ya que permite examinar perfiles verticales de variables del CO_2 con una mejor resolución y, como consecuencia, permite conocer con mejor detalle los cambios que ocurren en la columna de agua, cambios que ocurren en el orden de metros. Su uso en las ZMOs permite revisar con detenimiento los cambios en pH y CID en la columna de agua, donde se presentan cambios abruptos debidos a la actividad biológica.

Agradecimientos

A los Dres. Frank Stewart (Instituto de Tecnología de Georgia, EE.UU.) y Mark Altabet (U. de Massachusetts-Dartmouth, EE.UU.) por su invitación a participar en el crucero sobre el R/V New Horizon. El proyecto fue financiado por la Fundación de Ciencia de los Estados Unidos (US NSF, por sus siglas en inglés).

Bibliografía

- 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 DOI:10.1016/j.dsr.2005.09.010.
- Cepeda-Morales, J., E. Beier, G. Gaxiola-Castro, M.F. Lavin y 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.
- Franco, A. 2014. Air-sea CO_2 fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* DOI:10.1002/2013JC009337.
- Paulmier, A., D. Ruiz-Pino, V. Garçon. 2011. CO_2 maximum in the oxygen minimum zone (OMZ). *Biogeosciences* 8:239-252 DOI:10.5194/bg-8-239-2011.



4.15 Carbono en sedimentos de manglares de ambientes cársticos: la Península de Yucatán

Pech-Poot Eunice Y.¹; Herrera-Silveira Jorge A.¹; Caamal-Sosa Juan P.¹; Cortes-Balan Octavio¹; Carrillo-Baeza Laura B.¹ y Teutli-Hernández Claudia²

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km. 6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

²Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, E-08028 Barcelona, Spain.
Autor para correspondencia: euni_222@hotmail.com

Resumen

Los humedales participan en el reciclaje del carbono (C) atmosférico al capturarlo y transformarlo en materia viva durante la fotosíntesis, permitiendo el secuestro en el suelo, el cual es reconocido como el mayor reservorio de carbono en los ecosistemas de manglar. Sin embargo, la capacidad de almacenamiento y secuestro depende de las características ecológicas de cada sitio, la interacción entre perturbaciones naturales y antrópicas. El objetivo de este estudio fue determinar el contenido de carbono en los primeros 30 cm de sedimentos de manglar de la Península de Yucatán. Esto se llevó a cabo en 15 localidades de la Península de Yucatán. Se observó que en Campeche el tipo de manglar chaparro registro un mayor contenido de carbono con (305.4 Mg C/ha) y el menor contenido de carbono en el manglar tipo cuenca (14.4 Mg C/ha). En Yucatán el manglar de franja presento el mayor contenido de C (200.8 Mg C/ha), mientras que el menor fue en el de petén con 135.2 Mg C/ha. En Quintana Roo el manglar de tipo cuenca presento en promedio el mayor almacén de C con 298.8 Mg C/ha y el menor en el tipo chaparro con 201.5 Mg C/ha. Por tipo de manglar los resultados de este trabajo muestran que el tipo ribereño es el de mayor almacén con 210 Mg C/ha y el de menor el petén (135.2 Mg C/ha).

Palabras clave: tipo ecológico, textura, forestales tropicales.

Abstract

Wetlands involved in recycling carbon (C) atmospheric to capture and transform it into living matter through photosynthesis, allowing sequestration in the soil, which is recognized as the largest reservoir of carbon in mangrove ecosystems. However, the storage capacity and sequestration depends on the ecological character of each site, the interaction between natural and anthropogenic disturbances. The aim of this study was to determine the carbon content in the first 30 cm of sediment mangrove Yucatan Peninsula. This just took in 15 towns of the Yucatan Peninsula. It is noted that in Campeche mangrove chaparral type record a higher carbon content (305.4 Mg C/ha) and lower carbon content in the basin mangrove type (14.4 Mg C/ha). In Yucatan, the mangrove fringe had the highest content of C (200.8 Mg C/ha), while the lowest was in the Peten with 135.2 Mg C/ha. In Quintana Roo basin mangrove type present on average the largest store C with 298.8 Mg C/ha and the lowest in the squat type with 201.5 Mg C/ha. By type of mangrove results of this work show that the coastal type is the largest store with 210 Mg C/ha and lower the petén (135.2 Mg C/ha).

Key words: ecology type, texture, tropical forestry.

Introducción

El sedimento cambia con el tiempo y en el espacio, contiene material mineral y/u orgánico que ha sido sujeto a los factores formadores (clima, roca, organismos, relieve y tiempo), en él se desarrollan diversos procesos físicos, químicos y biológicos, responsables de su morfología, características y funciones (Ramírez, 2004; Mckee y McGinnis, 2002).

Los ciclos biogeoquímicos particularmente del carbono (C) son afectados por reacciones geoquímicas llevadas a cabo en la interface agua-sedimento (Valdés, 2010), al igual que están influenciados por las condiciones climáticas, así como por los tipos de vegetación que lo constituyen (Holguín y Bashan, 2007). La tasa promedio de descomposición es baja en el sedimento por lo que su potencial de almacenamiento es alto, siendo una alternativa para el secuestro de carbono.

Los suelos del mundo contienen hasta tres veces más C que las cantidades totales combinadas en la vegetación y la atmosfera, siendo un importante reservorio y depósito de C (Valdés, 2010; Schlesinger y Bernhardt, 2013), siendo de gran importancia considerando la enorme cantidad que se libera cuando son destruidos por cambio de uso en el suelo.

Montes *et al.* (2007) indican que se pueden emplear indicadores como las propiedades biológicas y fisico-químicas del sedimento para evaluar la funcionalidad del ecosistema permitiendo observar los cambios espaciales y temporales de este ecosistema. Estos indicadores deben estar dirigidos a los factores ambientales claves que controlan la estructura y composición del hábitat.

En las áreas de manglar los sedimentos son pantanosos, saturados de humedad, ligeramente ácidos y compuestos de limo, arcilla, arena y restos de materia orgánica en diversos estados de descomposición. Estos sustratos contienen frecuentemente cantidades sustanciales de materia orgánica y un alto contenido de agua y debido a las intrusiones salinas causadas por las mareas y la escorrentía, la clase textural nos proporciona información sobre las propiedades físicas de los sedimentos (Díaz *et al.*, 2010)

El objetivo de este estudio fue estimar el contenido de carbono en los sedimentos de manglar de la Península de Yucatán. Esto permitirá tener antecedentes de la tasa de almacenamiento, así como dar seguimiento a los trabajos de restauración, conservación, monitoreo, entre otros.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio incluyó zonas de manglar conservado y perturbado de la Península de Yucatán, cubriendo quince localidades en los estados de esta región del país (Figura 1).

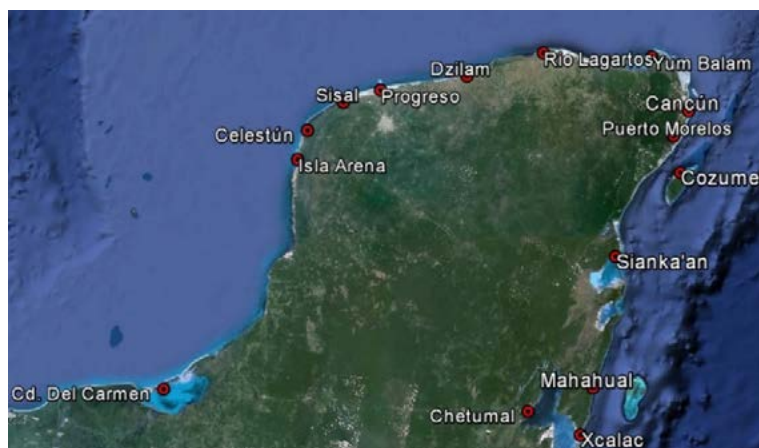


Figura 1. Localidades que abarcan el área de estudio de la Península de Yucatán.

Método

El estudio se realizó en el 2011, colectando entre dos o cuatro muestras a 30 cm de profundidad en cada localidad y dividiéndola cada 10 cm, las cuales se extrajeron con ayuda de un nucleador de diámetro de 5.5 cm. Para obtener el contenido de C de las muestras se usó la técnica de combustión seca (autoanalizador elemental FLASH-EA-1112). Las estimaciones se determinaron siguiendo las recomendaciones de Howard *et al.* (2014):

- Paso 1. Para cada intervalo del núcleo de la muestra analizada se calculó la densidad del carbono del sedimento de la siguiente forma: densidad de carbono del sedimento (g/cm^3) = densidad aparente seca (g/cm^3) * (% C/100).
- Paso 2. Se calculó la cantidad de carbono en las diversas secciones de la muestra obtenida en el paso 1 por el largo del intervalo de muestra (cm): cantidad de carbono en la sección de núcleo (g/cm^3) = densidad de carbono en el suelo (g/cm^3) * largo intervalo (cm).
- Paso 3. Se sumó la cantidad de carbono en cada sector de la profundidad de muestreo total (30 cm). Para tener el stok total del carbono, donde: la suma del núcleo = la sumatoria de carbono en cada sección del núcleo.

Para determinar la clase textural de los sedimentos se empleó el método de textura manual de Brady.

Resultados y discusión

Almacén de carbono por localidad según su tipo ecológico

En Cd. del Carmen el manglar de cuenca (102.2 Mg C/ha) presenta el mayor contenido de C en este trabajo en comparación con el de franja. En Isla Arena el valor máximo está en el manglar tipo chaparro con 305.4 Mg C/ha y el mínimo en el de cuenca (178.5 Mg C/ha) (Figura 2).

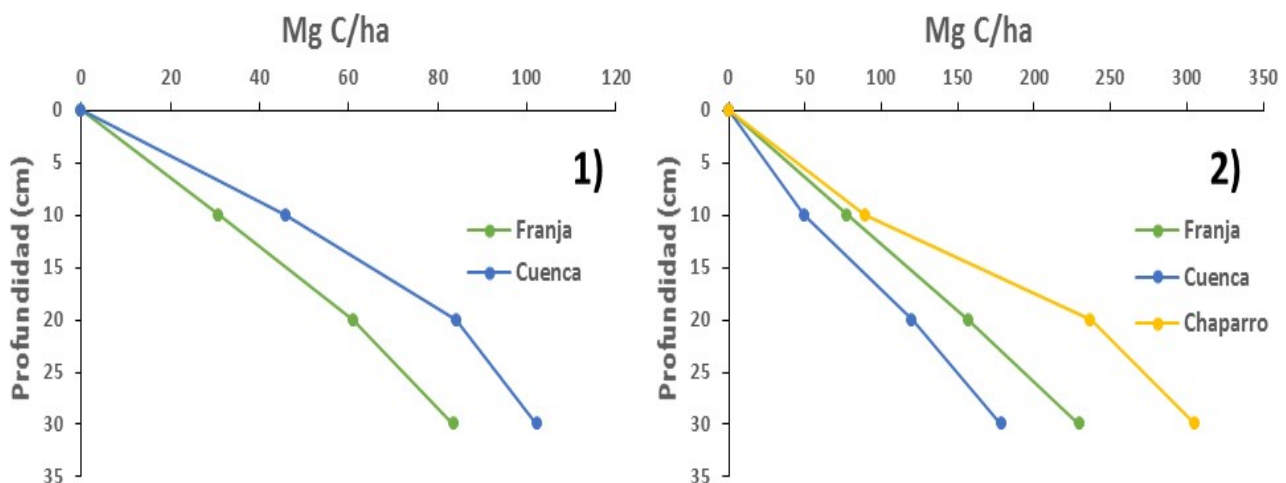


Figura 2. Contenido de carbono en las localidades de Campeche: (1) Ciudad Del Carmen, (2) Isla Arena.

En Celestún el manglar de cuenca (224.3 Mg C/ha) registro el valor máximo de C y el mínimo en el tipo petén (135.2 Mg C/ha). Los manglares de franja y cuenca en la localidad de Sisal contienen 336.6 y 185 Mg C/ha respectivamente. En Progreso los resultados para el manglar de tipo franja es de 173.5 Mg C/ha. Para Dzilam de Bravo el manglar de franja (154.2 Mg C/ha) presenta el mayor contenido de carbono en comparación de cenca (41.2 Mg C/ha). En la localidad de Río Lagartos el manglar de tipo cuenca (235.5 Mg C/ha) presento el mayor contenido de carbono (Figura 3).

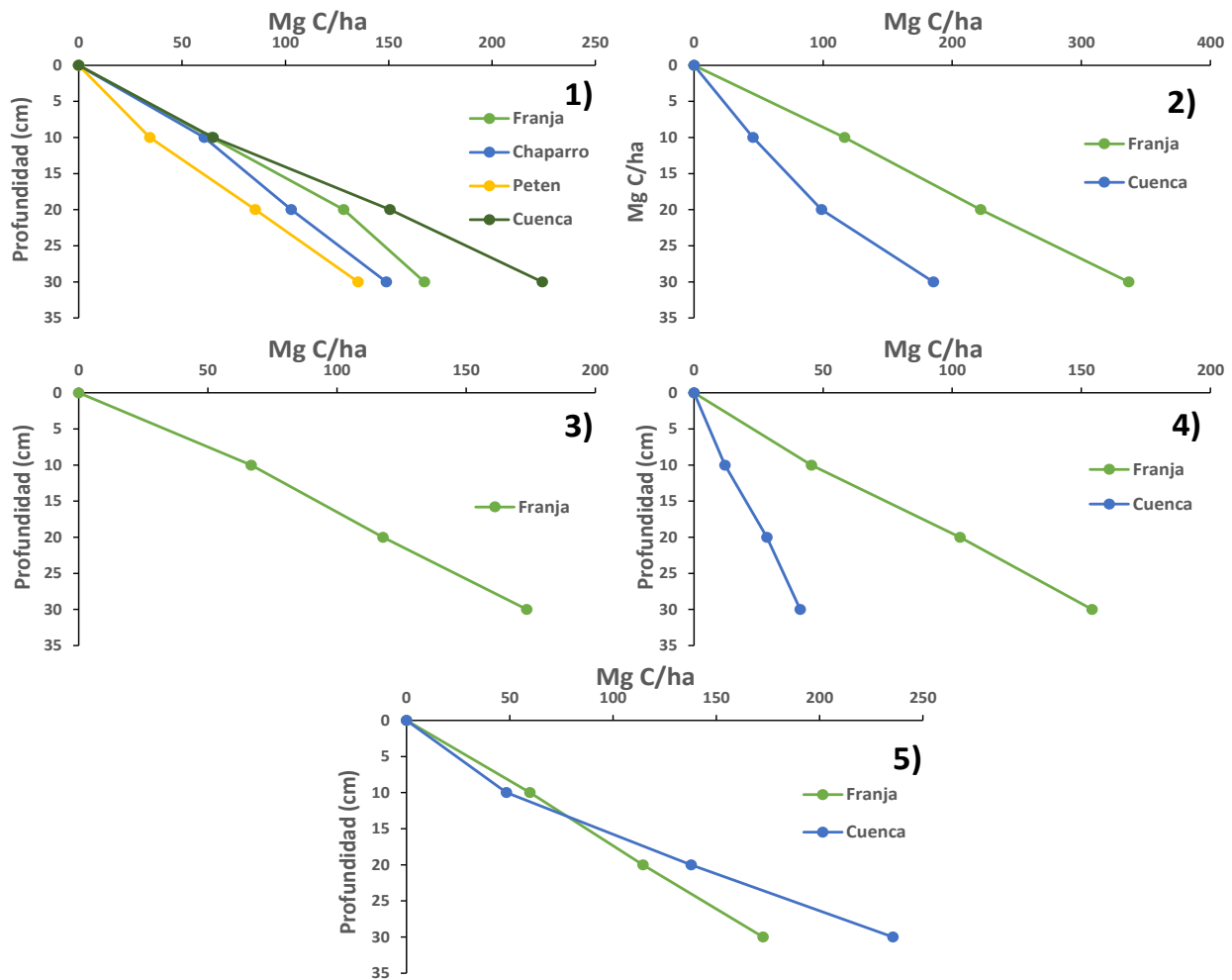


Figura 3. Carbono en las localidades de Yucatán: (1) Celestún, (2) Sisal, (3) Progreso, (4) Dzilam de Bravo y (5) Río Lagartos.

Se puede observar en la Figura 4 que en Yumbalam el manglar tipo chaparro (239.6 Mg C/ha) tiene el mayor contenido de carbono respecto al de franja (209 Mg C/ha). En la localidad de Cancún el manglar chaparro (264.2 Mg C/ha) es ligeramente mayor al de franja (213.7 Mg C/ha). En Puerto Morelos el manglar de cuenca contiene 298.8 Mg C/ha. En la localidad de Cozumel el manglar de franja contiene 161 Mg C/ha, mientras que en Xcalac el manglar de franja contiene 261.7 Mg C/ha. En el caso de Sian Ka'an el manglar de tipo chaparro fue el de mayor contenido de carbono con 160.8 Mg C/ha. En la localidad de Mahaual el manglar de franja contiene mayor concentración de carbono (257.7 Mg C/ha) respecto al chaparro (141.3 Mg C/ha). En la localidad de Chetumal la concentración de carbono en los primeros 30 cm de sedimento del manglar tipo ribereño (210.8 Mg C/ha) fue mayor que al de franja (194.7 Mg C/ha). En el sitio Sian ka'an el contenido de carbono en los sedimentos para el manglar de tipo chaparro fue de 160.8 Mg C/ha, y mayores a los reportados por Adame *et al.* (2013) en el manglar chaparro del sitio Laguna Xamach (100 Mg C/ha), La Raya (136 Mg C/ha) y El Playon (136 Mg C/ha) en los 30 cm. Gutiérrez (20014) reporta datos menores de C de los manglares de tipo chaparro en las localidades de Celestún, Cancún, Sian Ka'an y Mahahual.

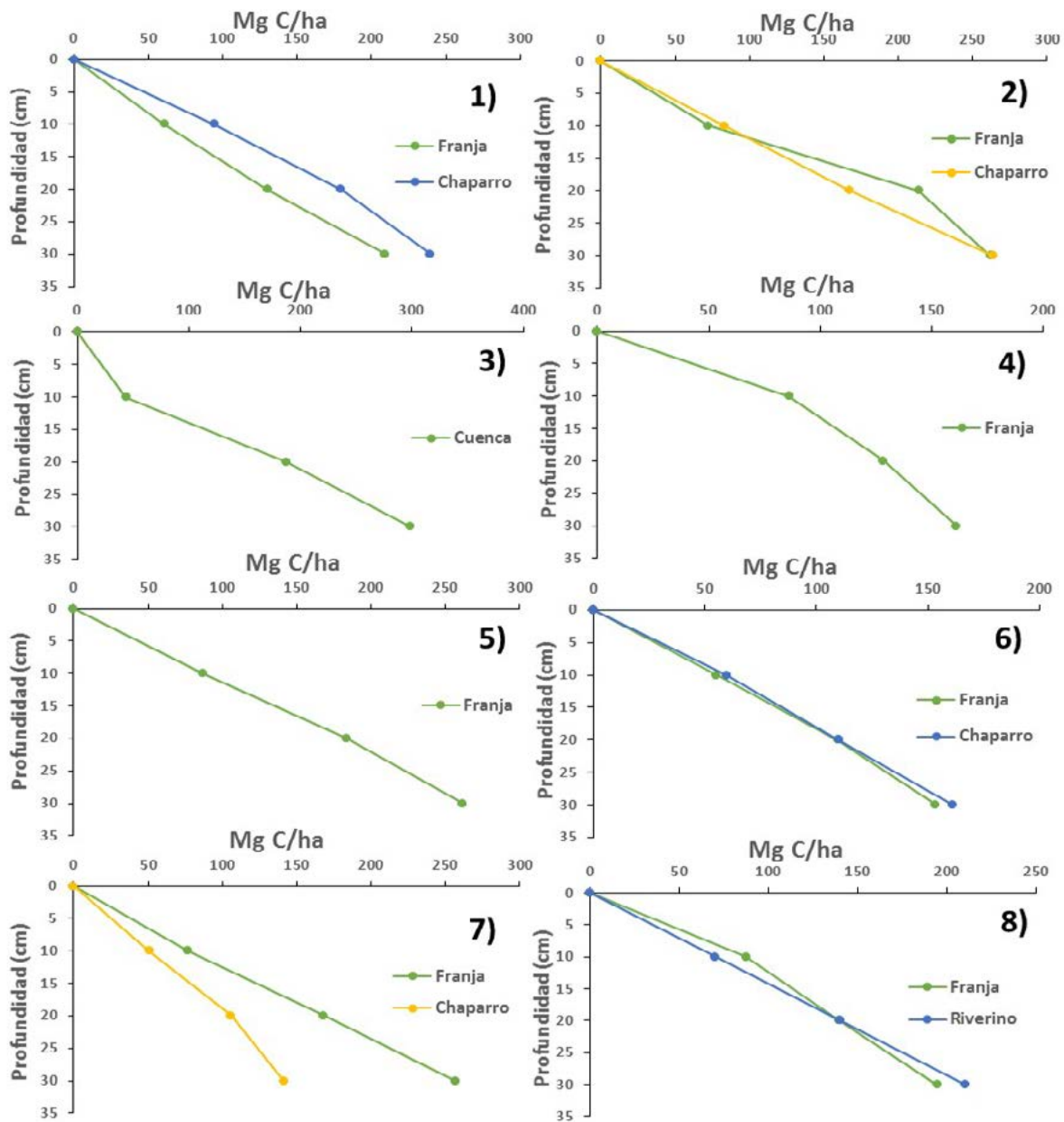


Figura 4. Contenido de carbono en las localidades de Quintana Roo: (1) Yumbalam, (2) Cancún, (3) Puerto Morelos, (4) Cozumel, (5) Xcalac, (6) Sian Ka'an, (7) Mahahual, (8) Chetumal.

Almacén por tipo ecológico de manglares de la Península

Las localidades estudiadas se clasificaron por tipos ecológicos, donde el manglar tipo ribereño obtuvo el mayor contenido de carbono con 209.8 ± 0.2 Mg C/ha, seguido del manglar tipo cuenca (208.1 ± 7.4 Mg C/ha), chaparro (190.3 ± 1.5 Mg C/ha), franja (188.1 ± 1.8 Mg C/ha) y petén ($208.1 \pm$ Mg C/ha) con el menor contenido (Figura 5).

Los resultados de este trabajo están entre los valores reportados en otros estudios. Por ejemplo, los datos reportados por Herrera *et al.* (2016) para el manglar ribereño fue el de valor promedio más alto con 216.8 Mg C/ha, seguido de franja (199.3 Mg C/ha), chaparro (170.6 Mg C/ha), cuenca (154.6 Mg C/ha) y petén (145.2 Mg C/ha), todos en los primeros 30 cm de profundidad y similares a los presentados por Adame *et al.* (2013) y Ezcurra *et al.* (2015).

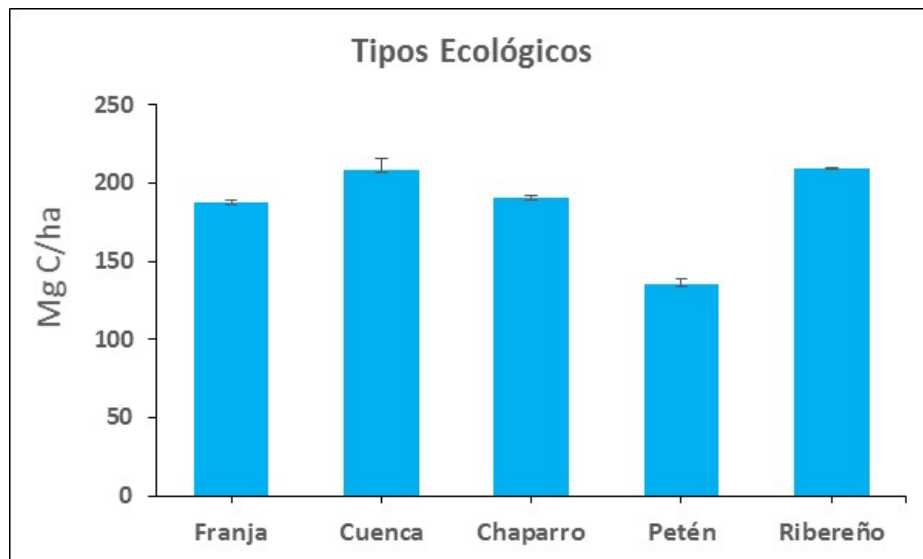


Figura 5. Promedio general del almacén de C por tipo ecológico de los sitios estudiados en la Península de Yucatán, en 30 cm de profundidad.

El carbono en los primeros 30 cm de sedimentos en bosques de manglares del Pacífico Centro presentan el mayor almacén de C con 133.5 ± 30.7 Mg C/ha, seguido de los manglares de la Península de Yucatán (122.3 ± 15.2 Mg C/ha) y los bosques tropicales (62.2 ± 10.7 Mg C/ha) (Figura 6).

Los ecosistemas de manglar del Pacífico reciben aportes externos de sedimentos y nutrientes por los ríos, mientras que los de la PY reciben sólo nutrientes disueltos por las descargas de agua subterránea.

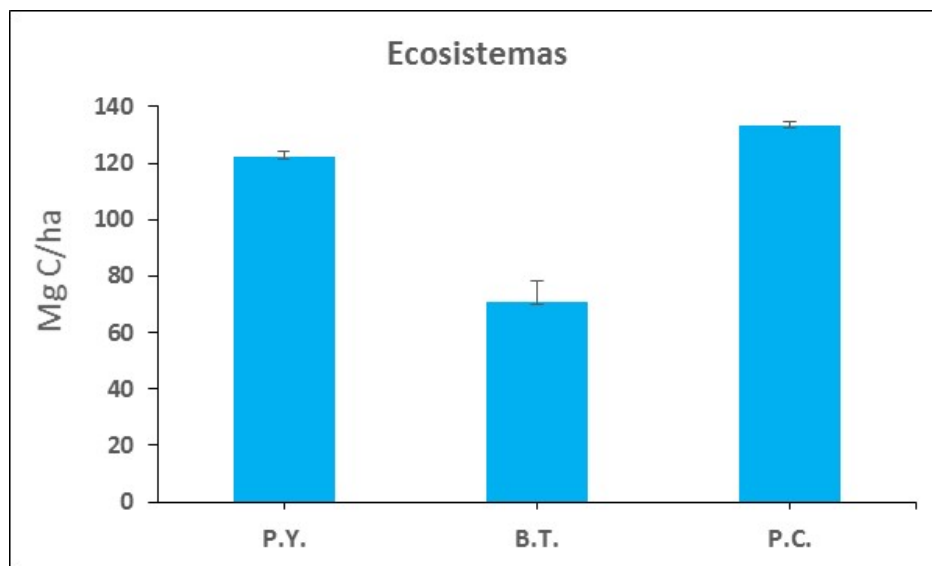


Figura 6. Promedio general en 30 cm de profundidad del almacén de C. P.Y.= Península de Yucatán, B.T.= Bosques Tropicales, P.C.= Pacífico Centro.

El tipo de textura proporciona información sobre las propiedades físicas de los sedimentos. En la Figura 7 se puede observar como el contenido de C cambia según la textura de los sedimentos, los limo tienen el mayor contenido (231.1 Mg C), seguido de los limo/arcilla (221 Mg C), arcilla (127.7 Mg C/ha), arcilla/Arenoso (202.7 Mg C), limo/arena (193.6 Mg C), arena/limo (184.3 Mg C), arcilla/limo (162.8 Mg C), arena (102.3 Mg C/ha) y el mínimos son los arena/arcilla (83.5 Mg C/ha).

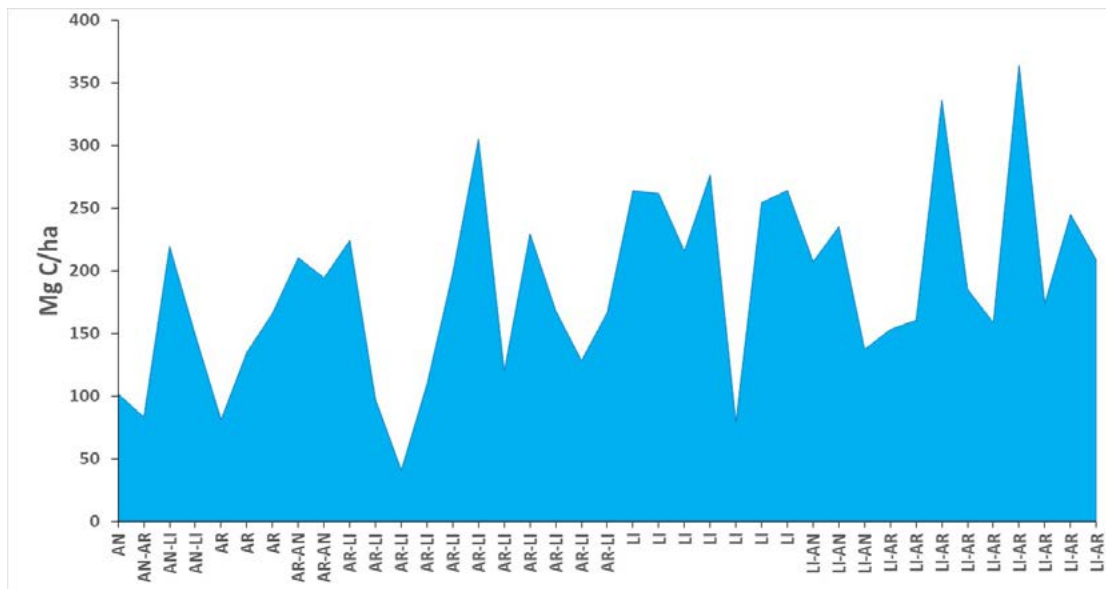


Figura 7. Contenido de C según la textura del sedimento. AN (arenoso), AR (arcilloso) y LI (limoso); en los 30 cm de profundidad.

Conclusiones

En el Estado de Campeche el carbono del manglar de tipo chaparro es mayor con 305.4 Mg C/ha, seguido de franja (156.7 Mg C/ha) y cuenca (14.4 Mg C/ha). En la Península de Yucatán el valor promedio máximo de carbono en los primeros 30 cm de los sedimentos está en el de franja con 200.8 Mg C/ha, seguido de cuenca (171.6 Mg C/ha), chaparro (148.8Mg C/ha) y el mínimo en petén con 135.2 Mg C/ha. En Quintana Roo el tipo cuenca tiene en promedio el mayor almacén con 298.8 Mg C/ha, seguido del franja (219Mg C/ha), ribereño (210.7Mg C/ha) y el menor en chaparro con 201.5 Mg C/ha.

Por tipo de manglar los resultados de este trabajo indican que el carbono en los sedimentos a los primeros 30 cm el tipo ribereño es el de mayor almacén con 210 Mg C/ha, y menor en el petén (135.2 Mg C/ha).

Se tiene que los bosques de manglar del Pacífico contiene 133.5 Mg C/ha, seguido de los bosques de manglar de la Península de Yucatán (122.3 Mg C/ha) y los bosques tropicales con 70.8 Mg C/ha.

Bibliografía

- Adame, M.F., J.B. Kauffman, I. Medina, J.N. Gamboa and O. Torres. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. 13 p.
- Díaz, M.C., A.I. Castro y P.G. Manjarrez. 2010. Mangles de Cartagena de Indias: “patrimonio biológico y fuente de biodiversidad”. Tecnológico Comfenalco Cartagena. pp 1-72.
- Ezcurra, P., E. Ezcurra, P. Garcillan, M. Costa and O. Aburto-Oropeza. 2015. Coastal Landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. pp 6.
- Gutiérrez, J. 2014. El Servicio Ecosistémico de Almacenes de Carbono en Manglares del tipo ecológico chaparro en un escenario cárstico. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Mérida, Yucatán, México. 80 p.
- Herrera, J.A., A. Camacho, E. Pech, M. Pech, J. Ramírez y C. Teutli. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- Holguin, G. y Bashan. 2007. La importancia de los manglares y su microbiología para el sostenimiento de las pesquerías costeras. En: Ferrera-Cerrato, R. y A. Alarcon (Eds.). *Microbiología agrícola: hongos, bacterias, micro y macro fauna, control biológico, planta microorganismo*. Chapter 10. Published by: Editorial Trillas, B.C.S. México. pp. 233-248.

- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon and M.M. Telszewski. 2014. Coastal BlueCarbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidalsalt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA. 181 p.
- McKee, K.L.T.E. and McGinnis 2002. Hurricane mitch: effects on mangrove soil characteristics and root contributions to soil stabilization. USGS Open File Report 03-178. National Wetlands Research Center. pp. 1-57.
- Montes, C., M. Rendón-Martos, L. Varela y M.J. Cappa. 2007. Manual de restauración de humedales mediterráneos. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla. pp. 87-99.
- Ramírez, J.J. y J. F. Noreña. 2004. Caracterización del sedimento de una laguna tropical rasa. Departamento de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. *Caldasia* 26:173-184.
- Schlesinger, W. and E. Bernhardt. 2013. Biogeochemistry: An Analysis of Global Change. 3rd Edition. Academic Press. New York. 688 p.
- Valdés, V.E. 2010. Evaluación del carbono y nutrientes edáficos por clase de geoforma y tipo de manglar en marismas nacionales, Nayarit. Tesis de Doctor en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. De México. 233 pp.

4.16 Potencial de captura de carbono en los manglares en diferentes escenarios ambientales de la Península de Yucatán

Erosa-Angulo Judit E.¹; Herrera-Silveira Jorge A.¹; Caamal-Sosa Juan P.¹; Carrillo-Baeza Laura B.¹ y Teutli-Hernández Claudia²

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km. 6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

²Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, E-08028 Barcelona, Spain.
Autor para correspondencia: judit.90@hotmail.com

Resumen

Los bosques de manglar pueden almacenar concentraciones altas de C aún mayores a los 1000 Mg C ha⁻¹, es decir, tres veces más altas que la mayoría de los bosques terrestres (<300 Mg C ha⁻¹). En este estudio a partir de variables de diámetro y altura se estimó la biomasa aérea (ecuaciones alométricas) en dos periodos de tiempo para determinar el potencial de captura de carbono en tres escenarios ambientales (lagunas costeras, cienegas y frente marino) y en dos tipos de manglares (franja y cuenca) de la península de Yucatán. Los manglares ubicados en lagunas presentan la mayor captura de carbono (6.72±1.50 Mg C/ha/año), esto se debe probablemente a la provisión de nutriente que estos ecosistemas reciben. En el manglar de franja se registró la mayor captura de C (5.09±0.04 MgC/ha/año) lo cual puede deberse a que se localizan principalmente en la línea de la costa y reciben diariamente la influencia de la marea. La fuente de nutrientes es por el mar y escorrentía.

Palabras clave: ecuaciones alométricas, manglar de franja, manglar de cuenca, lagunas costeras, ciénega, frente marino.

Abstract

Mangrove forests can store even larger high concentrations of C to 1000 Mg C ha⁻¹, three times higher than most terrestrial forests (<300 Mg C ha⁻¹). In this study from varying diameter and height aboveground biomass (allometric equations) was estimated at two time periods to determine the potential for carbon sequestration in three environmental scenarios (coastal lagoons, marshes, and ocean front) and in two types of mangroves (strip and basin) of the Yucatan peninsula. Mangroves located in lagoons have the highest carbon sequestration (6.72±1.50 Mg C/ha/year), this is probably due to the provision of nutrient that these ecosystems receive. In the mangrove fringe the largest catch of C (5.09±0.04 MgC/ha/year) which may be due to are mainly located in the coastline and receive daily tidal influence was recorded. The source of nutrients is by the sea and runoff.

Key words: allometric equations, mangrove fringe, mangrove basin, coastal lagoons, cienega, sea front.

Introducción

Los bosques de manglar pueden almacenar cantidades excepcionalmente altas de carbono (C), aún mayores a las 1000 Mg C ha⁻¹ (Donato *et al.*, 2011), es decir, tres veces más altas que la mayoría de los bosques terrestres (<300 Mg C ha⁻¹). Por ello, la conservación y restauración de los bosques de manglar se ha convertido en una prioridad para mantener las reservas de C y prevenir emisiones de CO₂ que se derivan de la pérdida de humedales (Adame *et al.*, 2012).

La distribución y abundancia de los manglares responden a diferentes características de acuerdo a la escala de análisis. A nivel mundial el clima, principalmente la temperatura ambiental limita su distribución mundial. A escala regional el ambiente geomorfológico (lagunas, estuarino, deltaico, cárstico) asociado a variables hidrológicas determinan en gran medida la extensión y características estructurales (Thom, 1967). En el caso de la Península de Yucatán, como una región geomorfológica de características cársticas, se distinguen diferentes ambientes costeros donde se presentan manglares: laguna costera, ciénega y frente marino.

Las lagunas costeras son depresiones en la zona costera que tienen conexión permanente o efímera con el mar, pero del cual están protegidas por algún tipo de barrera. Reciben y acumulan en abundancia materia orgánica y nutriente que provienen de diversas fuentes y son transportados por el mar, ríos y las aguas subterráneas (Herrera-Silveira y Comín, 2000), los niveles de salinidad van de 26.23-59.05 ups, los intervalos de N van de (0.089-1.49%), PT (0.008-0.005%) y CT (1.1-57.65%) (Herrera *et al.*, 2013).

Las ciénegas son zonas pantanosas que tienen un ciclo anual de estar sin agua en la época de estiaje e inundados en la época de lluvias y abundante vegetación ribereña y semisumergida (Minckley y Brown, 1982; Hendrickson y Minckley, 1985). En algunos casos pueden tener cierta influencia marina, los niveles de salinidad son de 17.81-59.20 ups. Los intervalos de N van de (0.32-0.39%), PT (0.04-1.008%) y CT (8.4-15.8%) (Herrera *et al.*, 2013).

El frente marino se localiza a orillas del mar o de los esteros. Se encuentra inundado por las aguas del mar, ya sea por las mareas y sus sobrantes o por el encuentro de las aguas marinas con la desembocadura de los ríos (Cervantes, 1994). Los niveles de salinidad son de 38.12-43.42 ups. Los intervalos de N van de (0.338-1.08%), PT (0.024-0.04%) Y CT (15.14-24%).

El crecimiento y los mecanismos fisiológicos de los bosques de mangle difieren entre especies debido a la complejidad de su estructura (diferencias en el régimen de inundación, influencia de mareas, nutrientes, y tipo de suelo), reportándose incrementos en diámetro 0.25 a 0.49 cm/año en Micronesia. Este ecosistema tiene un importante potencial de crecimiento que demuestra su alta capacidad de resiliencia que es favorable para su manejo forestal y probablemente estas características ayudarían a mitigar los posibles cambios climáticos.

Para implementar acciones de mitigación es importante tener una línea base de los almacenes de carbono y prevenir la deforestación, contar con un programa de monitoreo de los efectos de la perturbación e impulsar acciones de manejo para la conservación de manglares del país. Para ello, es conveniente contar con metodologías claras, realizar muestreos intensivos espacialmente y frecuentes en el largo plazo en diferentes tipos de manglar (Lugo y Snedaker, 1974). La información obtenida de los muestreos de campo y el procesamiento de la información permite valorar los manglares e impulsar su conservación como parte fundamental de las estrategias de mitigación al cambio climático (Adame y Kauffmann, 2012).

El objetivo de este estudio fue determinar la captura de carbono aéreo a través del incremento de biomasa de los troncos en árboles de manglares considerando los escenarios ambientales lagunas costeras, ciénegas, frente marino y, tipos ecológicos de franja y cuenca, en ocho localidades de la Península de Yucatán.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en ocho localidades de la península de Yucatán (Figura 1). Se establecieron parcelas en manglar de franja y cuenca en cada localidad con dos réplicas de 0.01 ha cada una.

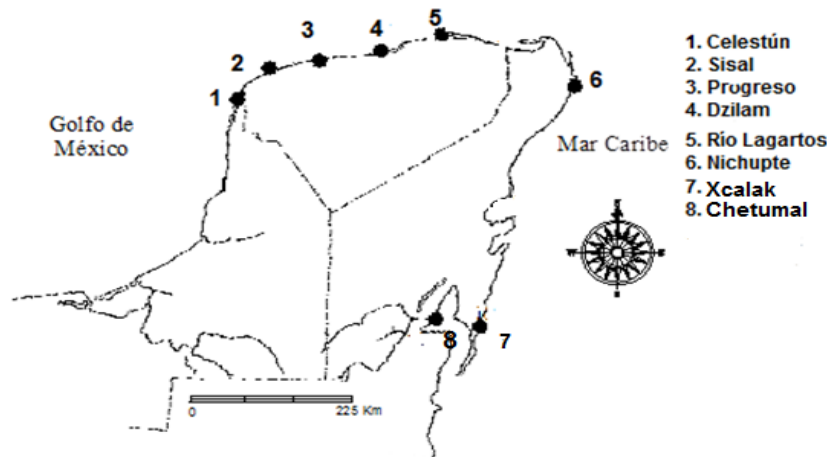


Figura 1. Distribución geográfica de las localidades propuestas para caracterización y monitoreo de manglares de la Península de Yucatán.

La biomasa aportada por los troncos al sistema se calculó mediante ecuaciones alométricas que relacionan al diámetro a la altura del pecho (DAP) con otros atributos (volumen de carbono, biomasa y área foliar), por lo que se midió el DAP interanualmente en todos los árboles que están en las parcelas.

A los árboles mayores a 2.5 cm en DAP se les estimó la biomasa aérea mediante ecuaciones alométricas específicas para cada especie (Cuadro 1). El valor de biomasa en kilogramos de cada árbol se multiplicó por 0.5 para obtener el carbono, considerando que el 50% es el C de la biomasa de los árboles, el resultado fue dividido por 1000 para obtener Megagramos (Mg).

Se determinó la altura mediante un distanciómetro (Leica DISTO D510).

Cuadro 1. Ecuaciones alométrica para estimar la biomasa aérea de los arboles con $DAP \leq 20\text{cm}$, con Y= peso seco (kg), r^2 = porcentaje de varianza de la regresión.

Tipo de manglar	Especie	Ecuación alométrica	r^2	Referencia
Peten, Cuenca, Franja	<i>Avicennia germinans</i>	$Y = 0.403DAP^{1.934}$	97	Kauffman y Donato, 2011
Peten, Cuenca, Franja	<i>Laguncularia racemosa</i>	$Y = 0.403DAP^{1.934}$	97	Kauffman y Donato, 2011
Peten, Cuenca, Franja	<i>Rhizophora mangle</i>	$Y = 0.362DAP^{1.930}$	94	Kauffman y Donato, 2011

Resultados y discusión

Entre escenarios ambientales se observó mayor captura de carbono en los manglares asociados a lagunas costeras (6.72 ± 1.50 Mg C/ha/año). Esto se debe probablemente a que presentan una clara variabilidad hidrológica intra-lagunar tanto espacial como temporal como resultado de la conectividad y los controles mar-tierra/tierra-mar dados a través de los aportes de agua dulce y marina, la magnitud de las descargas de los manantiales marinos, así como la intensidad de las corrientes y amplitud de las mareas (Herrera-Silveira, 2006). El tiempo de residencia del agua juega un papel muy importante en el funcionamiento del ecosistema, de acuerdo a la salinidad, así como exportador de materia orgánica. (Medina-González y Herrera-Silveira, 2003) donde el reciclamiento de nutrientes es muy rápido en situaciones de alto recambio de agua, poniendo a disposición de la vegetación muchos nutrientes por los cambios en el pH y el potencial redox del suelo. En el escenario de ciénegas la captura de carbono aéreo fue menor (2.13 ± 1.50 Mg C/ha/año) ya que estas se localizan en zonas donde la inundación es poco frecuente, los tiempos de inundación son altos y se distinguen por altas salinidades ocasionando estrés salino. Existe un gradiente de complejidad estructural asociado a la salinidad del agua

representado en una disminución progresiva en las medidas de altura y área basal de especies. No se observó diferencia significativa entre los diferentes escenarios ($p= 5$) (Figura 2a, 2b y 2c).

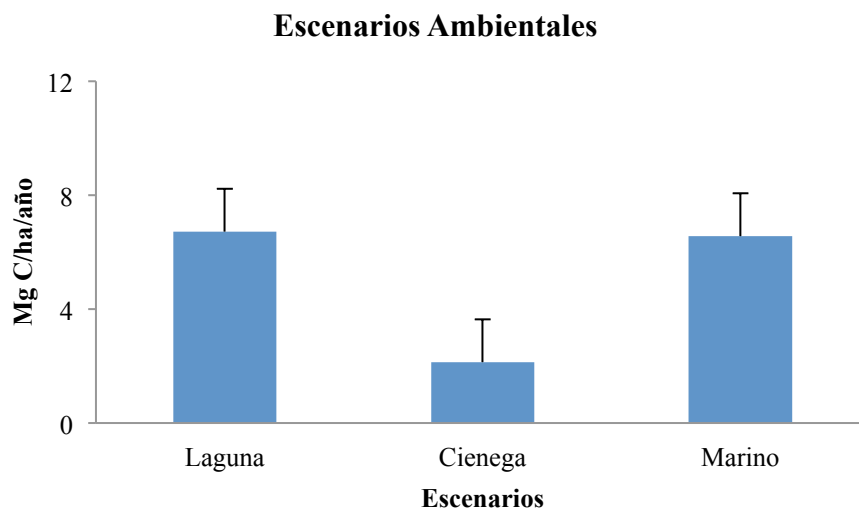


Figura 2a. Captura de carbono en diferentes escenarios ambientales de la Península de Yucatán (laguna, ciénega y frente marino).

La captura de carbono entre tipos ecológicos de manglar fue mayor en franja (5.09 ± 0.04 MgC/ha/año) puede deberse a que se localizan principalmente en la línea de la costa y lagunas costeras; reciben diariamente la influencia de la marea (Herrera-Silveira *et al.*, 1998). Su fuente de nutrientes es por medio de la lluvia, el mar y escorrentía y, el menor en manglar de cuenca (5.01 ± 0.04 MgC/ha/año) ya que el agua se acumula por largos períodos y la fuerza de las mareas es baja y solamente se da cuando la marea es muy alta. Esto ocasiona altas salinidades y bajos valores de potencial redox en los sedimentos. No se presentó diferencia significativa ($p= 0.9767$). Aunque nuestros datos son mayores a los presentados en bosques tropicales del sur de Quintana Roo (3.40 ± 1.59 Mg C/ha/año) y comparables a lo reportado 5 Mg C/ha/año durante los primeros 10 a 15 años de rebrote. Esto podría mantenerse si los efectos del cambio climático no afectaran al ecosistema.

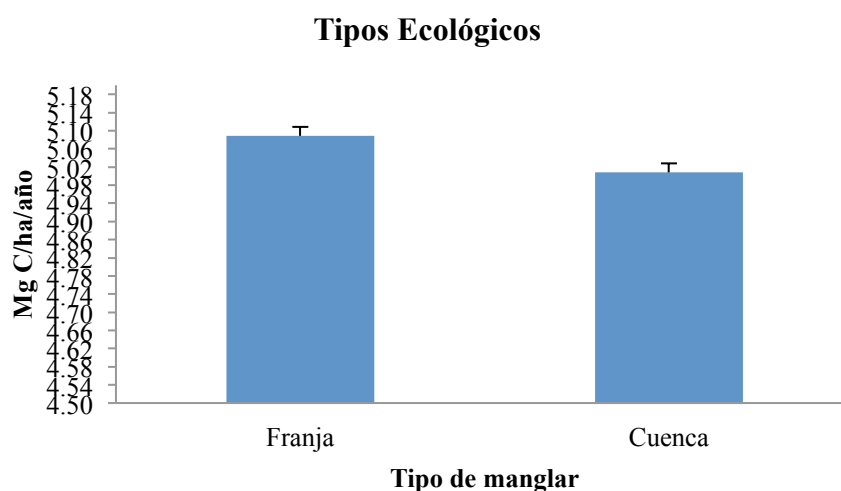


Figura 2b. Captura de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglar de la Península de Yucatán (franja y cuenca).

Respecto a las alturas, se determinaron tres categorías: menores de 3 m, de 3 a 10 m y mayores a 10 m. La mayor captura de carbono se observa en los árboles >10 m (19.34 ± 0.18 Mg C/ha/año) y menor en los de <3 m (0.69 ± 0.07 Mg C/ha/año). Se presentó diferencia significativa ($p= 0.0176$). La altura de los arboles indica el efecto de las tormentas tropicales y los huracanes que periódicamente afectan los manglares, especialmente en zonas expuestas que disminuyen la productividad potencial (Doyle *et al.*, 1995). Esta región del Caribe ha sido históricamente afectada por los huracanes y tormentas tropicales (NOAA, 2011).

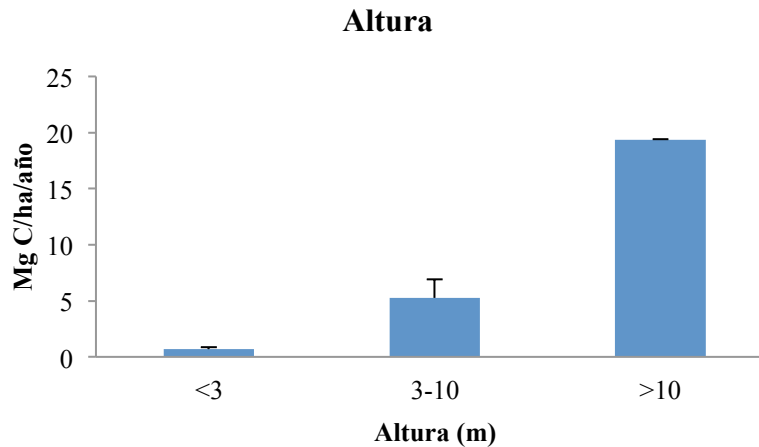


Figura 2c. Captura de carbono en diferentes Alturas de manglares de la Península de Yucatán (<3 m, 3-10 m, >3 m).

Los resultados entre escenarios ambientales, tipos ecológicos de manglar, y alturas se observa que tienen un gran potencial para la captura de C, pudiendo desempeñar un papel importante en la regulación de la concentración de CO₂ atmosférico (Zhong y Qiguo, 2001).

Conclusiones

Por su posición, los manglares ubicados cerca de la laguna tienen un potencial de captura mayor comparados con los diferentes escenarios ambientales de ciénega y frente marino.

Los manglares de franja presentan alto potencial de captura de carbono por su biomasa aérea, siendo mayores a los de bosques tropicales.

De acuerdo a los intervalos de alturas (<3 m, 3-10 m y >10 m) se presenta variación de 0.69 a 19.34 Mg C/ha/año.

La hidrología es una variable ambiental importante que determina la condición del manglar, favoreciendo su crecimiento, y con ello el almacenamiento de carbono aéreo.

Bibliografía

- Adame, M., B. Kauffmann, V. Valdez, J. Frausto y A. Rhodes. 2012. Determinación de la estructura y existencias de carbono en manglares de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an. *Forest Ecology and Management*.
- Cervantes, M. 1994. Guía regional para el conocimiento, manejo y utilización de los humedales del noroeste de México. ITESM-Campus Guaymas/CECARENA/Wetlands for the Americas, México.
- Donato, D.C., J.B. Kauffman, D. Murdiyarsu, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich tropical forests and key in land-use carbon emissions. *Biotropica* 10:1-8.
- Doyle, T., T. Smith and B. Robblee. 1995. Wind damage effects of hurricane Andrew on mangrove communities along the Southwest coast of Florida, U.S.A. *Journal of Coastal Research* 21:159-168.

- Hendrickson, D.A. and W.L. Minckley. 1985. Ciénagas: Vanishing climax communities of the American Southwest. *In*: Brown, D.E. (Ed.). *Biotic Communities of the American Southwest- United States and Mexico*. Desert Plants 6(3):131-175.
- Herrera-Silveira, 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE México): investigación, diagnóstico y manejo. *ECOTROPICOS* 19(2):94-108.
- Herrera-Silveira, J.A. and F.A. Comín. 2000. An Introductory account of the types of aquatic ecosystems of Yucatan Peninsula (SE Mexico). *In*: Munawar, M., S.G. Lawrence, I.F. Munawar and D.F. Malley (Eds.). *Ecovision World Monographs Series. Aquatic Ecosystems of Mexico: Status & Scope*. Backhuys Pub. Leiden, Netherlands. pp. 213-227.
- Herrera-Silveira, J.A., C. Teutli-Hernández, A. Zaldivar-Jiménez, R. Pérez-Ceballos, O. Cortés-Balán, I. Osorio-Moreno, J. Ramírez-Ramírez, J. Caamal-Sosa, M.T. Andueza-Briceño, R. Torres y H. Hernández-Aranda. 2013. Programa Regional para la Caracterización y el Monitoreo de Ecosistemas de Manglar del Golfo de México y El Caribe Mexicano: Inicio de una Red Multi-Institucional. Península De Yucatán. CINVESTAV-ECOPEY. Informe Final SNIBCONABIO. Proyecto FN009. México, D.F.
- Medina-Gómez, I. and J.A. Herrera-Silveira. 2003. Spatial Characterization of Water Quality in a Karstic Coastal Lagoon without Anthropogenic Disturbance: A Multivariate Approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 58(3):455-465.
- Minckley, W.L. and D.E. Brown. 1982. Wetlands. *In*: Brown, D.E. (Ed.). *Biotic Communities of the American Southwest- United States and Mexico*. Desert Plants 4(1-4):237-287.
- NOAA. 2011. Historical hurricane tracks, Washington, D.C. National Ocean and Atmospheric Administration. <http://csc.noaa.gov/hurricanes/> (Accessed: March 23, 2011).
- Lugo, A.E. and S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangrove. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:39-64.
- Thom, B.G. 1967. Mangrove Ecology and Deltaic Geomorphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology* 55(2):301-343.
- Zhong, L. and Z. Qiguo. 2001. Organic carbon content and distribution in soils under different land uses in tropical and subtropical China. *Plant and Soil* 231:175-185.



4.17 Captura de carbono en diferentes manglares restaurados de la Península de Yucatán

Zenteno-Díaz Karla¹; Teutli-Hernández Claudia²; Herrera-Silveira Jorge A.¹ y Caamal-Sosa Juan P.¹

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km. 6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

²Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, E-08028 Barcelona, Spain.
Autor para correspondencia: biolkazedi.1890@gmail.com

Resumen

Carbono azul se refiere al almacén de carbono (aéreo y subterráneo) contenido en los ecosistemas de manglar, pastos marinos y marismas salobres. Los manglares han sido impactados por actividades humanas y eventos naturales. Se han emprendido esfuerzos para su restauración, sin embargo, no existen reportes cuantitativos de la captura de carbono por manglares sujetos a estrategias de restauración durante las etapas iniciales de repoblamiento natural. La recuperación de cobertura de manglar, y en particular el secuestro de carbono es reconocida como una medida de adaptación a los efectos del cambio climático. En las costas de la Península de Yucatán donde el cambio de uso del suelo por infraestructura turística, urbana, carretera y paso de huracanes, provocaron pérdidas de 14 762 ha en 25 años, se han invertido recursos para su recuperación, sin embargo, se desconoce hasta ahora el potencial que la restauración de manglares tiene en el secuestro de carbono por falta de programas de monitoreo. En este estudio a través de un programa de seguimiento en cuatro áreas de manglares donde se ejecutaron acciones de rehabilitación hidrológica, se muestrearon por cuatro años variables hidrológicas, crecimiento y abundancia de plantas de manglar establecidas de forma natural. Los resultados indican éxito de la restauración, ya que existe disminución de salinidad intersticial de un promedio de 110 ups a 35 ups. Esto favoreció el crecimiento de plántulas de manglar que representan la captura de carbono, siendo la localidad de Progreso la que presentó valores más altos (19.8 kg C ha⁻¹ año⁻¹).

Palabras clave: carbono azul, salinidad intersticial, restauración hidrológica.

Abstract

Blue carbon refers to carbon storage (aerial and underground) contained in mangrove ecosystems, seagrass beds and salt marshes. Among these ecosystems, mangroves have been impacted by human activities and natural events, so efforts have been undertaken for restoration. However, there are no quantitative reports of carbon sequestration by mangrove subject to restoration strategies during the early stages natural repopulation. The recovery of mangrove coverage, particularly carbon sequestration is recognized as a measure of adaptation to the effects of climate change. On the coasts of the Yucatan Peninsula where the change of use of land for tourism infrastructure, urban, highway and hurricanes have caused losses of more than 14 762 ha in 25 years they have also invested resources for recovery, however, are unknown so far the potential restoration of mangroves has in carbon sequestration due to lack of monitoring programs in this study through a monitoring program in 4 mangrove areas where actions hydrological rehabilitation were implemented, were sampled for 4 years both hydrological variables, such as growth and abundance of mangrove plants established naturally. Results indicate successful restoration, as there is decreased interstitial salinity ups averaged 110 35 ups. This favored the growth of mangrove seedlings representing carbon sequestration, being the town of Progreso which showed higher values (19.8 kg C h^{a-1} yr⁻¹).

Key words: blue carbón, intersticial salinity, hydrological restoration.

Introducción

Los bosques de manglar son ecosistemas costeros importantes desde el punto de vista ecológico. Sin embargo, como resultado de la extensa pérdida de la cobertura de manglar, y del reconocido papel en el funcionamiento de la zona costera tropical y los múltiples servicios ambientales, existe un esfuerzo creciente para restaurarlos. Desafortunadamente, con frecuencia el éxito de tales esfuerzos ha sido limitado por la falta de un marco conceptual de referencia, en particular a la ausencia de objetivos claros y programas de monitoreo para medir el éxito de este tipo de estrategias de gestión. Los manglares son uno de los ecosistemas con mayor capacidad en la captura de carbono del CO₂, y por lo tanto de mitigar las consecuencias de los gases de efecto invernadero (Moreno *et al.*, 2002).

Si se toma en cuenta la concentración de carbono almacenado en los suelos de los manglares, el cual se ha acumulado durante miles de años, su magnitud puede competir sin problemas con ecosistemas terrestres. Las altas concentraciones de carbono almacenado en biomasa aérea y subterránea, así como principalmente en los sedimentos de los manglares se asocia a estar expuestos a condiciones anaeróbicas por la frecuencia y tiempo de inundación, por lo que al propiciar condiciones aeróbicas el carbono se oxida y durante este proceso se liberan altas concentraciones de carbono como CO₂ O CH₄ a la atmósfera.

En las últimas décadas, la restauración de humedales y los esfuerzos de creación de nuevas áreas, se han utilizado cada vez más como medida de compensación de los bienes y servicios ecosistémicos perdidos debido al daño o la eliminación de estos humedales. Con una estrategia de restauración adecuada y la aplicación de acciones específicas de acuerdo a cada sitio, es posible recuperar áreas de manglar degradado y restablecer servicios ambientales como la captura de carbono, que además es reconocida como medida de adaptación a los efectos del cambio climático (McLeod *et al.*, 2011).

Una de las acciones propias de la estrategia de la restauración es el seguimiento del éxito de dichas acciones a través de implementar un programa de monitoreo adecuado (Moreno-Casasola y Warner, 2009), y más aún si el objetivo es determinar el potencial de captura de carbono. Es importante no confundir los almacenes con el secuestro de carbono. Este último es del que menos información hay porque implica contar con programas de monitoreo. El servicio ambiental de almacén y captura de carbono de los manglares es poco estudiado, y lo es menos en sistemas sujetos a restauración ecológica con acciones de rehabilitación hidrológica. Lo que se sabe sobre captura de carbono en manglares proviene por una parte de estudios de la región del Indo-pacífico y por otra de proyectos relacionados con silvicultura (Donato *et al.*, 2011).

El objetivo de este estudio fue determinar la captura de carbono en ecosistemas de manglar sujetos a programas de restauración ecológica con acciones de rehabilitación hidrológica en diferentes localidades del estado de Yucatán, con énfasis en las etapas iniciales de repoblamiento natural.

Materiales y métodos

Área de estudio

La zona de estudio se localiza al norte del estado de Yucatán y comprende 4 localidades (Figura 1) cubriendo una superficie de aproximadamente de 350 ha.

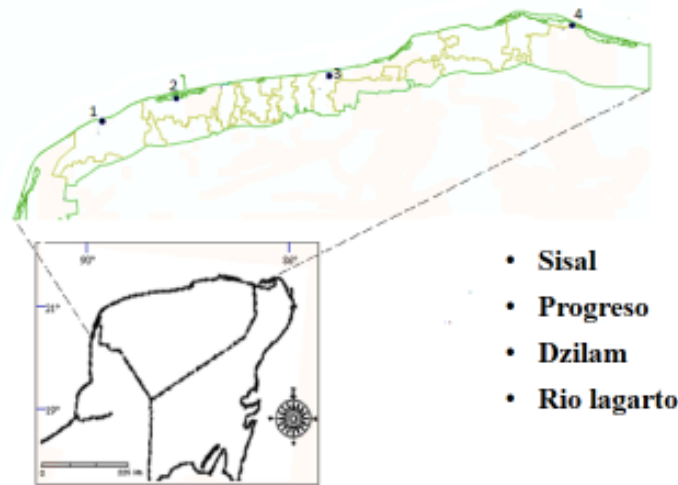


Figura 1. Localidades de área de estudio.

En todas las localidades (Cuadro 1) se han emprendido acciones de rehabilitación hidrológica como parte de medidas de compensación ambiental, proyectos de investigación y proyectos piloto de restauración, todos ellos bajo la misma estrategia (Teutli-Hernández y Herrera-Silveira, 2016). La acción de restauración principal ha sido el desazolve y mantenimiento de los flujos preferenciales de agua en cada manglar extraídos después de haber hecho la topografía y obtenido el modelo de elevación digital de cada área a restaurar.

Cuadro 1. Estatus y características de las localidades donde se pretende desarrollar el presente proyecto.

Localidad	Sisal	Progreso	Dzilam	R. Lagarto
Estatus				
ANP	SI (Federal)	SI (estatal)	SI (estatal)	SI (federal)
RHP	102	102	102	102
RMP	61	61	62	62
RTP	145		146	146
Sitio Ramsar	SI	NO	SI	SI
AICA	183	184	185	186
ZPR	PY61	PY68	PY60	PY71
ZCBM	SI	SI	SI	SI
AI (ha)	150	65	88	31

ANP= Área Natural Protegida, RHP= Región Hidrológica Prioritaria, RMP= Región Marina Prioritaria, RTP= Región Terrestre Prioritaria, AICA= Área de Importancias para las aves acuáticas, ZPR= Zona prioritaria para la restauración (“Reunión de consulta para la identificación de sitios de manglar de relevancia biológica y sitios con necesidades de rehabilitación ecológica para la Región Península de Yucatán y el estado de Tamaulipas” 11 y 12 de septiembre de 2008, CONABIO), ZCBM= Zona del Corredor Biológico Mesoamericano, AI= Área de influencia del proyecto.

Diseño de muestreo

Se establecieron 4 parcelas de 25 m² en cada localidad, distribuidas de manera aleatoria en el área de influencia de las acciones de rehabilitación hidrológica. Se etiquetaron todas las plántulas presentes dentro de la parcela, midiéndoles la altura con una regla graduada y el diámetro del tallo a 30 cm del suelo con periodicidad de cada 12 meses entre 2012 y 2014 (tres mediciones).

Salinidad intersticial

Se hicieron mediciones *in situ* en cada una de las parcelas tomando agua intersticial con la ayuda de una jeringa y tubo acrílico de 40 cm de largo, la toma de muestras fue a 30 cm por debajo del nivel del suelo haciendo las mediciones con una sonda multiparamétrica YSI modelo-30.

Biomasa y carbono en plántulas

Durante cada muestreo se colectaron fuera de la parcela de monitoreo plántulas de diferentes alturas y diámetros de tallo. Cada plántula colectada ($n= 300$) fue secada en el laboratorio (60° por 72 hr) y luego pesada. Con los datos de las plántulas colectadas se obtuvo una ecuación alométrica lineal por especies *Avicennia germinans* ($0.3026 \times (\text{diámetro}) - 6.0329$), *Rhizophora mangle* ($0.9256 \times (\text{diámetro}) + 1.671$) y *Laguncularia racemosa* $0.1017 \times (\text{diámetro}) - 1.1765$ para estimar la biomasa de acuerdo a las alturas y gruesos de los tallos de las parcelas de monitoreo. La biomasa de cada parcela se estimó multiplicando la densidad de individuos por el promedio de la biomasa calculada. Esta biomasa fue transformada a carbono multiplicándola por el factor de 0.45 (Kauffman *et al.*, 2013). Para obtener la captura de carbono se toma la biomasa del año final y se divide entre el número de años transcurridos de monitoreo.

Resultados

En el año 2012 la localidad de Dzilam registro la salinidad más alta 48.5 ± 2.8 seguida de Progreso (39.5 ± 5.9 ups), la salinidad más baja se localiza en Sisal (38 ± 4.7 ups). Para el año 2013 la salinidad intersticial incremento en las localidades de Sisal (41.4 ± 4.7 ups), Progreso (51.5 ± 5.9 ups) y Rio Lagarto (57.9 ± 8.2 ups) mientras que en la localidad de Dzilam se mantiene. En el año 2014 se determinó una notable disminución en todas las localidades (Figura 2).

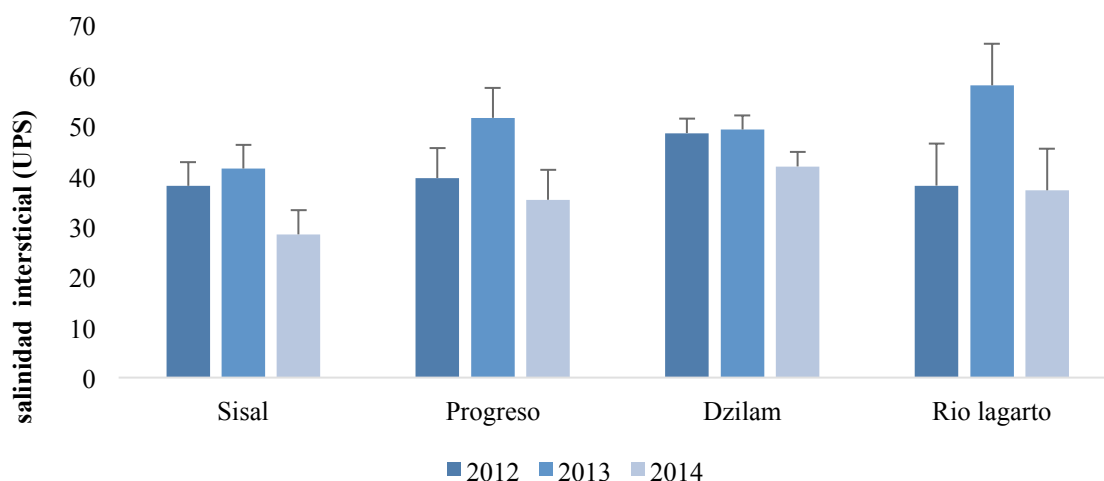


Figura 2. Salinidad intersticial en los sitios de restauración.

Respecto al almacén de carbono aéreo de plántulas de manglar en zonas de restauración, los resultados variaron de 57 ± 3.3 (kg C/ha), en la localidad de Progreso presento el mayor almacén en el 2012 (61.7 ± 10.15 kg C ha⁻¹), seguido de la localidad de Rio Lagarto (56.9 ± 3.3 kg C ha⁻¹). En el año 2013 el almacén de carbono aumenta en todas las localidades, siendo menor en la localidad de Dzilam (40.6 ± 6.3 kg C ha⁻¹), mientras que en la localidad de progreso se observó el mayor almacén (74.4 ± 5.2

kg C ha⁻¹). Para el año 2014 Progreso sigue siendo el que presenta mayor almacenamiento de carbono (79.2±5.2 kg C ha⁻¹). Sisal presenta un mayor incremento (67±10.1 kg C ha⁻¹), mientras que las otras localidades se mantienen sin cambios aparentes (Figura 3).

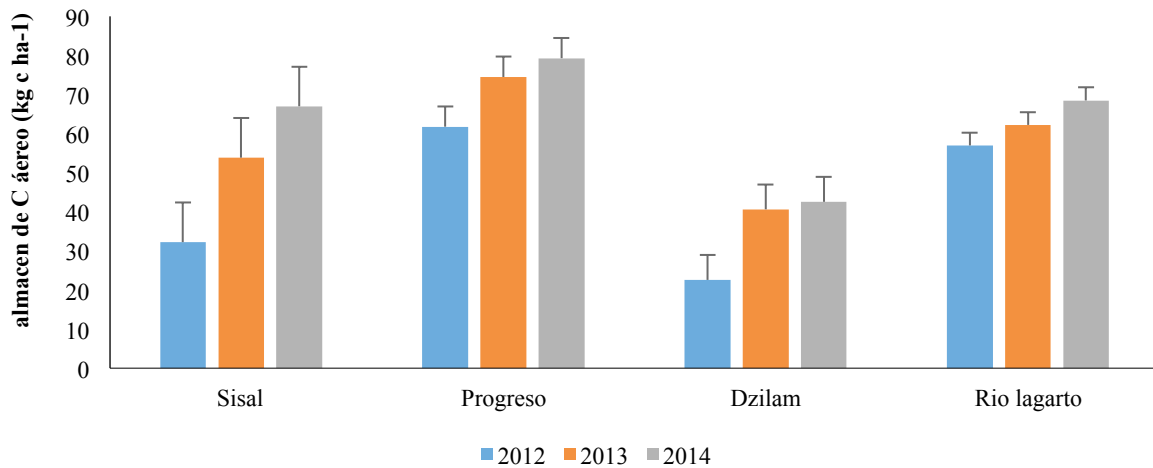


Figura 3. Almacén de carbono en localidades de restauración.

La localidad de Progreso registro la mayor captura de carbono (19.8 kg C/ha/año), seguido de Rio Lagarto (17.12 kg C/ha/año), mientras que la localidad de Dzilam presento la menor captura (10.63 kg C/ha/año) (Figura 4).

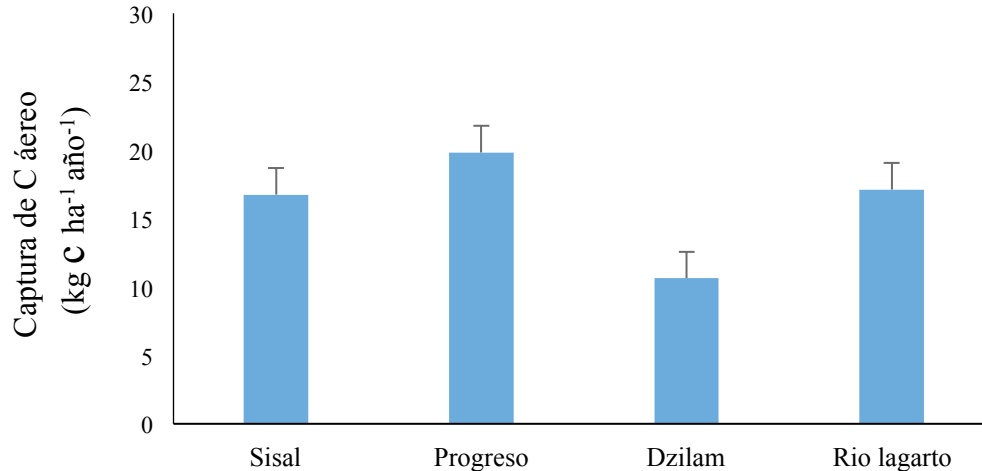


Figura 4. Captura de carbono en las zonas de restauración de manglares.

Discusión

Se presentaron diferencias respecto al almacén de carbono aéreo entre las localidades restauradas, siendo Progreso la localidad que registro el mayor almacén de carbono aéreo en el último año. Esto sugiere que esta localidad ha respondido mejor a las acciones de restauración, mientras que la localidad de Dzilam el almacén de carbono es menor durante todo el periodo de muestreo. Es importante señalar que las localidades respondieron de manera diferente a la misma acción de restauración, en este caso rehabilitación hidrológica. Es probable que las condiciones iniciales de cada sitio jueguen un papel importante en estas diferencias. Éstas condiciones se relacionan con el hidroperíodo, estresores (altas

salinidades, bajos potenciales Redox y altas concentraciones de ácido sulfhídrico), los recursos (nutrientes en el sedimento) (Twilley y Rivera-Monroy, 2005) y la comunidad de manglar más cercana que puede servir de semillero. Lo anterior sugiere que la recuperación de manglar en una zona impactada no necesariamente será la misma que había antes de sufrir el deterioro.

Kridiborworn *et al.* (2012) mencionan que en una localidad reforestada de bosques de manglar presentan un almacén de carbono de 90 (kg C ha⁻¹), durante el primer año y en 3 años su almacenamiento es constante llegando a 280 kg C ha⁻¹ presentando valores similares en el presente estudio en la localidad de Progreso (79.2 kg C ha⁻¹), donde se llevó a cabo una rehabilitación hidrológica permitiendo así el restablecimiento de plántulas de manglar.

La localidad de Progreso aportó la mayor captura de carbono. En esta zona de restauración existen tres especies de manglar: *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*; ésta última presentó una mayor dominancia, dicha especie aporta más carbono, su tamaño es pequeña pero su tallo y ramas son más leñosos a lo que se traduce en carbono.

Se presentó una variación anual entre sitios, donde en la localidad de sisal del año 2012 a 2013 la captura fue de (21.67 kg C ha⁻¹ año⁻¹) para el año 2013 a 2014 se obtuvo (13.14 kg C ha⁻¹ año⁻¹), la localidad con menor captura de carbono fue en Rio Lagarto en el año 2013 (5.25 kg C ha⁻¹ año⁻¹) y en el 2014 (6.25 kg C ha⁻¹ año⁻¹). Esto puede deberse a que existe un gradiente de complejidad estructural asociado a la salinidad de agua representando una disminución progresiva en medida de altura y área basal de especies (López Portillo *et al.*, 2011). Se ha observado que la salinidad es un recurso, pero al incrementarse se vuelve un estresor, donde al verse incrementada la captura de carbono se mantiene o disminuye. Hasta donde se sabe, no existe información publicada que describe proyectos específicamente con el objetivo de mejorar la retención de carbono a través de la restauración o rehabilitación, sólo como resultado de reforestaciones para el manejo de plantaciones de manglar. Con el aumento de las preocupaciones relacionadas con el cambio climático, el secuestro de carbono también está empezando a ser considerado como uno de los objetivos de conservación y forestación (Murray *et al.*, 2011).

Conclusiones

Las acciones de restauración se muestran exitosas reflejadas en el incremento de la captura de carbono en todas las localidades, registrando que el tiempo de respuesta varía dependiendo de las características y variables de cada localidad.

La restauración de manglares ayudará a aliviar el cambio climático de estos tiempos.

Bibliografía

- Donato, D.C., J. Kauffman-Boone, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto and M. Stidham. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297
- Kridiborworn, P., A. Chiddhaisong, M. Yuttiham and S. Tripetchkul. 2012. Carbon sequestration by mangrove forest planted specifically for charcoal production in Yeasarn, Samut Songkram. *Journal of Sustainable Energy & Environment* 3:87-92.
- 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.
- López-Portillo, J., M.L. Martínez, P. Hesp, J.R. Hernández, A.P. Méndez, V. Vásquez-Reyes, L.R. Gómez, O. Jiménez-Orocio y S.L. Gachuz. 2011. Atlas de las Costas de Veracruz. Manglares y dunas costeras. Xalapa, Veracruz, México: Nelly Palafox.
- McLeod, E., G.L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C.M. Duarte, C.E. Lovelock, W.H. Schelesinger and B.R. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:552-560.
- Moreno, C., A. Guerrero, Gutiérrez, C.A. Ortiz y D.J. Palma. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques* Número especial:115-128.



- Moreno-Casasola, P. y B. Warner. 2009. Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable No 1. RAMSAR. Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Veracruz, México. 406 p.
- Murray, B.C., L. Pendleton, W.A. Jenkins and A.S. Sifleet. 2011. Green Payments for Blue Carbon: Economic Incentives for Protecting Threatened Coastal Habitats. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Durham.
- Teutli-Hernández, C., y J.A. Herrera-Silveira. 2016. Estrategias de la restauración de manglares: El caso Yucatán. *En*: CONABIO/UNAM. Experiencias Mexicanas en la restauración de ecosistemas.
- Twilley, R.R y V.H. Rivera-Monroy. 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research* 40:79-93.

4.18 Contenido de carbono elemental en sedimentos lacustres de un conjunto de lagos tropicales con distinto estado trófico

Alcocer Javier¹; Oseguera Luis A.¹ y Escobar Elva²

¹Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, CO 54090. Tlalnepantla, Estado de México.

²Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Ecología Marina y Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México Ciudad Universitaria. Circuito Exterior S/N, CP 04510, Delegación Coyoacán, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

El carbono orgánico que se exporta por debajo de la termoclina y se acumula en los sedimentos procede de dos fuentes, la productividad primaria autóctona y el carbono orgánico procedente de la cuenca de drenaje de los lagos. Una diversidad de procesos físicos, químicos y biológicos interactúan para determinar cuánto carbono llega a los sedimentos y puede ser potencialmente secuestrado en éstos. Si bien se han realizado estudios en lagos y ríos templados que han permitido reconocer que los cuerpos acuáticos epicontinentales son importantes en el ciclo del carbono en las escalas regionales y globales, se desconoce el papel de éstos en los trópicos. Con el fin de contribuir a reconocer este papel, se evaluó el carbono elemental en los sedimentos de dieciséis lagos tropicales con estado trófico diferente en el distrito lacustre de Montebello, Chiapas. El porcentaje de carbono elemental en los sedimentos de los lagos varió en un intervalo de $2.1 \pm 0.0\%$ a $19.8 \pm 0.4\%$, con un valor promedio de $9.4 \pm 5.1\%$; lo anterior los califica como sedimentos de tipo predominantemente orgánico. En este intervalo se reconoce que los lagos eutróficos (impactados) presentaron una concentración menor de carbono elemental en el sedimento (intervalo= 2.1 a 14%, promedio= $7.3 \pm 4.6\%$) que en los oligotróficos (prístinos) (intervalo= 4.1 a 19.8%, promedio= $11.0 \pm 5.5\%$). Este comportamiento, opuesto a lo esperado, hace especular sobre la magnitud de los aportes de carbono alóctono procedentes de la cuenca de drenaje que pudieran ser mayores que los de productividad primaria autóctona.

Palabras clave: clorofila *a*, lagos de Montebello, Chiapas, lagos kársticos.

Abstract

The organic carbon that is exported below the thermocline and accumulates in the sediments has its origin in two sources: the lake's primary productivity (autochthonous carbon) and the drainage basin (allochthonous carbon). A variety of physical, chemical and biological processes interact to define the quantity of carbon that reaches the sediments and is potentially sequestered. Although several studies on temperate lakes and rivers recognized that the role of the epicontinental aquatic ecosystems is more important than usually considered, its role is still unknown in the tropical lakes and rivers. We measured elemental carbon in the sediments of sixteen tropical lakes with different trophic status in the lake district of Montebello, Chiapas. The percentage of elemental carbon in the sediments of the lakes ranged from $2.1 \pm 0.0\%$ to $19.8 \pm 0.4\%$, with an average of $9.4 \pm 5.1\%$; these percentages showed the sediments and predominantly organic. The eutrophic (impacted) lakes display lower percentages (range = 2.1 a 14 %, average = $7.3 \pm 4.6\%$) than the oligotrophic (pristine) lakes (range = 4.1 a 19.8%, average = $11.0 \pm 5.5\%$). This contradictory behavior makes us speculate about the magnitude of the allochthonous carbon input from the drainage basin that could be larger than the autochthonous primary productivity.

Key words: chlorophyll *a*, Lagos de Montebello, Chiapas, karstic lakes.

Introducción

Una parte del carbono orgánico (CO) fijado por el fitoplancton en la columna de agua a partir de CO₂ es oxidado en la zona eufótica y enviado de regreso a la atmósfera como resultado de la respiración; por otro lado, el CO que ingresa la trama trófica o se agrega en la zona eufótica eventualmente será exportado por debajo de la termoclina y transportado a los sedimentos como organismos muertos, heces fecales (“*fecal pellets*”) o agregados macroscópicos (>500 µm) compuestos de detrito orgánico e inorgánico conocido como “*nieve lacustre o marina*” (Honjo *et al.*, 1982; Billet *et al.*, 1983; Simon *et al.*, 2002).

De forma adicional a la producción primaria (PP), la mayoría de los lagos reciben CO de su cuenca de drenaje; en consecuencia, la respiración (R) domina sobre la PP (DelGiorgio y Peters, 1993; Jansson *et al.*, 2000; Duarte and Prairie 2005; todos citados por Cole *et al.*, 2007). En general, entre más productivo es un lago, es más relevante su contribución autóctona.

La cantidad de carbono orgánico particulado (COP) que alcanza los sedimentos es controlado por los procesos de agregación y desagregación de los compuestos orgánicos, la actividad microbiana, el consumo por parte del zooplancton y la producción de heces fecales, así como la interacción entre los agregados y el lastre mineral y el polvo (De La Rocha y Passow, 2007).

El CO que se encuentra en los sedimentos puede ser visto en términos de un balance entre la PP y la R tanto en los cuerpos de agua epicontinentales como en los océanos; de esta manera, la materia orgánica en los sedimentos remueven estacionalmente en ciertas localidades geográficas (altas latitudes) el CO₂ de la atmósfera (Burdige, 2007). Aproximadamente la mitad de la PP fitoplanctónica se exporta a las capas del fondo de la columna de agua por sedimentación (Bloesch y Uehlinger, 1990).

Los lagos tropicales tienden a estratificarse más fácilmente y a permanecer estratificados una gran parte del año; la disminución del oxígeno disuelto (OD) en el hipolimnion inicia tan pronto como el lago se estratifica, observándose condiciones de anoxia en la capa profunda, aún en los lagos oligotróficos; la menor disponibilidad de OD debido a las elevadas temperaturas hipolimnéticas junto con el aumento de la velocidad metabolismo bacteriano generan condiciones anóxicas (Lewis, 2002).

La desoxigenación del hipolimnion está asociada a la materia orgánica fitoplanctónica exportada al hipolimnion donde se consume el oxígeno hipolimnético para su remineralización (Goedkoop y Johnson, 1996).

El conocimiento del contenido de CO en los sedimentos y sus efectos potenciales sobre el ciclo del carbono regional y global en los lagos tropicales es limitado. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue reconocer la cantidad de C elemental en los sedimentos de un conjunto de lagos tropicales pertenecientes al mismo distrito lacustre y que además muestran un intervalo de estados tróficos que va desde la ultraoligotrofia hasta la eutrofia.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM) se localiza en la región sur-sureste del estado de Chiapas, en la frontera con Guatemala; abarca una superficie de 6022 ha y comprende parte de los municipios llamados La Independencia y La Trinitaria, este último abarcando el 95% del Área Natural Protegida.

El PNLM presenta clima de tipo C (fm), templado húmedo con lluvias todo el año y en el extremo noroeste uno A (cm), cálido húmedo con abundantes lluvias en verano y con ausencia de heladas en los meses más fríos (CONANP, 2009). La temperatura media mensual es de 23.6 °C con una oscilación

térmica anual de 5.6 °C, el mes más frío es enero con un promedio de 20.9 °C y el más cálido abril con un promedio de 26.5 °C (CONANP, 2009).

La precipitación total anual es de 1862 mm y la precipitación media del mes más seco es menor a 40 mm. Durante la temporada de lluvia, la precipitación es de 1200 a 1400 mm con 90 a 119 d de lluvia. El mes más húmedo es septiembre.

El Río Grande es el río principal de la subcuenca donde se ubica el PNLM. Las aguas negras de la ciudad de Comitán de Domínguez desembocan en éste y representan una seria amenaza de contaminación al sistema del PNLM. No obstante, existe inconsistencia en la información sobre el sitio en que el río vierte el contenido de sus aguas. Se ha descrito que este río no tiene desagüe directo y que sí lo tiene con el Sistema de Lagos Tepancoapan (Vásquez y Méndez, 1994).

El área que comprende el sitio de estudio es de clase sedimentaria de tipo caliza, del Mesozoico en la serie Cretácico Inferior. Asociado a esta litología se da la formación de un complejo lacustre de origen kárstico, esto es, lagos de disolución con la consecuente formación de grupos de dolinas, uvalas y poljes que se pueden distinguir por sus características morfológicas.



Figura 1. Ubicación del complejo lacustre del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas, indicando los lagos seleccionados.

El complejo lacustre kárstico conocido como “Lagunas de Montebello” contiene alrededor de 50 lagos que se encuentra orientado NW-SE a lo largo de un sistema de fallas. Originalmente transparentes, a partir de 2003 se registró un cambio en la coloración del agua de azul a verde pardo en algunos de los lagos ubicados en el extremo NW, en donde descarga el río Grande. Por lo anterior, para este estudio se seleccionaron 16 lagos abarcando todo el complejo lacustre. Los 16 lagos investigados se dividieron *a priori* en oligotróficos por su coloración azul: Agua Tinta, Cinco Lagos, Dos Lagos (Dos Lagunas), Montebello, Patianu, Pojoj, San José, Tzisco y Yalalush, y eutróficos por su coloración verdosa/parda: Balantetic, Bosque Azul, Chajchaj, Esmeralda, La Encantada, Liquidambar y San Lorenzo (Figura 1).

Trabajo de campo

Los 16 lagos se muestrearon entre mayo y junio del 2013. Para la obtención de las muestras de sedimento se utilizó una draga Ekman (15 x 15 x 15 cm). Se tomó la porción más superficial del sedimento y se mantuvo en congelación hasta su posterior tratamiento y análisis en el laboratorio.

Trabajo de laboratorio

Las muestras de sedimento fueron acidificadas para remover los carbonatos sedimentarios y posteriormente fueron secadas y molidas. La determinación analítica de las muestras se llevó a cabo por duplicado (Laboratorio de Análisis Elemental, USAI) en un Analizador Perkin Elmer PE2400. Se analizaron muestras de sedimento de entre 5 y 7 mg y adicionalmente se fijaron los valores de los parámetros analíticos siguientes: gas acarreador/gas de referencia: helio, temperatura de la columna cromatográfica: 82.2 °C, detector: conductividad térmica, presión: 116.2 mm Hg, temperatura del reactor de combustión: 975 °C, temperatura del reactor de reducción: 501 °C, tiempo de análisis: 430 segundos, compuesto de calibración: cistina, reactivo analítico Perkin Elmer.

Resultados y discusión

El C elemental en los sedimentos de los lagos de Montebello varió en un rango de 2.1±0.0% a 19.8±0.4% con un promedio de 9.4±5.1% (Figura 2, Cuadro 1). Se considera que los sedimentos terrígenos contienen alrededor del 3-5% de C por lo que solo Chaj Chaj, Liquidambar, San Lorenzo, San José y justo en la frontera Patianú presentan sedimentos terrígenos. Por el contrario, el resto de los lagos muestran sedimentos ricos en C por lo que se consideran orgánicos. En este primer análisis resulta de extrañar que los lagos de Montebello presenten en general porcentajes elevados de C elemental ya que son conocidos por sus aguas azul transparentes, reflejo de una condición de baja PP.

Con lo anterior en mente y tomando en cuenta que se reconoce que la fuente principal de C a los sedimentos es la producción autotrófica, se esperaba encontrar una relación entre el estado trófico y el contenido de C en los sedimentos en donde a mayor PP, mayor fuera el contenido de C sedimentario.

Analizando los resultados por “grupo trófico” categorizado *a priori* por la coloración de sus aguas, los lagos eutróficos presentaron una concentración de C elemental en el sedimento en un rango de 2.1 a 14% con un promedio de 7.3±4.6%, mientras que los oligotróficos variaron en un rango de 4.1 a 19.8% con un promedio de 11.0± .5% (Cuadro 1). Con base en lo anterior, resulta contradictorio el hecho que el porcentaje promedio de C elemental en los lagos eutróficos sea inferior al de los lagos oligotróficos.

De acuerdo a la clasificación trófica hecha con base en la concentración de clorofila *a* (Clor-*a*) de los lagos de Montebello que realizaron Vera-Franco *et al.* (2016), el promedio general de la concentración de Clor-*a* es de 5.7±8.2 µg L⁻¹ identificando que los lagos se encuentran en estadios desde ultraoligotrofia hasta la eutrofia.

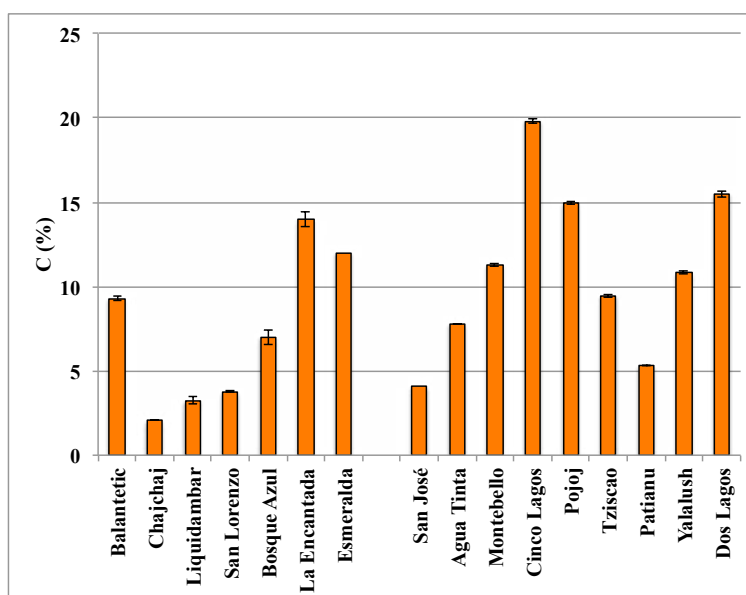


Figura 2. Contenido de carbono elemental (%) de los sedimentos de los lagos de Montebello, Chiapas. Los lagos están orientados de NW a SE siguiendo el gradiente natural del fallamiento. Los lagos de la izquierda se clasificaron *a priori* como eutróficos (impactados) y los de la derecha como oligotróficos (prístinos).

De los cinco lagos con los valores más reducidos de C sedimentario, solo Patianú y San José son ultraoligotróficos; Chaj Chaj es oligotrófico mientras que Liquidambar y San Lorenzo son eutróficos. Del resto de los lagos que presentaron concentraciones más elevadas de C sedimentario, la mayoría (8) son ultraoligotróficos y 3 son mesotróficos. Lo anterior indica que no hay una relación directa entre el estado trófico y el contenido de C elemental sedimentario en los lagos de Montebello.

Más aún, de acuerdo a Gudasz *et al.* (2010), la mineralización del CO en los sedimentos lacustres presenta una relación fuertemente positiva con la temperatura, lo que sugiere que temperaturas acuáticas más cálidas, conllevan a mayor mineralización y un menor enterramiento de CO. Por lo anterior, sería de esperar que la cantidad de CO sedimentario en los lagos de Montebello fuera reducido ya que las temperaturas de fondo registradas en algunos de estos lagos varían entre 18 y 22 °C (Guadarrama-Hernández *et al.*, 2015; Vera-Franco *et al.*, 2015) siendo comparativamente cálidas, lo cual apuntaría a una mineralización más eficiente.

Cuadro 1. Contenido de carbono elemental (%) de los sedimentos de los lagos de Montebello, Chiapas. (X= promedio, d.e.= desviación estándar, Máx= máximo, Mín= mínimo).

C elemental (%)					
Eutróficos	X	d.e.	Oligotróficos	X	d.e.
Balantetic	9.3	0.0	San José	4.1	0.0
Chajchaj	2.1	0.0	Agua Tinta	7.8	0.2
Liquidambar	3.3	0.1	Montebello	11.3	0.2
San Lorenzo	3.8	0.1	Cinco Lagos	19.8	0.4
Bosque Azul	7.0	0.2	Pojoj	15.0	0.1
La Encantada	14.0	0.0	Tzisco	9.4	0.2
Esmeralda	12.0	0.1	Patianu	5.3	0.1
			Yalalush	10.8	0.8
			Dos Lagos	15.5	0.4
X	7.3		X	11.0	
d.e.	4.6		d.e.	5.5	
Máx	14.0		Máx	19.8	
Mín	2.1		Mín	4.1	

Por otro lado, con base en la concentración de carbono total particulado (CTP) y carbono orgánico particulado (COP), Oseguera y Alcocer (2015) encontraron que en los lagos prístinos (oligotróficos) el promedio de CTP fue de $843 \pm 591 \mu\text{g l}^{-1}$ y de COP de $579 \pm 356 \mu\text{g l}^{-1}$. Por otro lado, el promedio de CTP en los lagos impactados (eutróficos) fue de $3454 \pm 2021 \mu\text{g l}^{-1}$ y el de COP de $2919 \pm 1825 \mu\text{g l}^{-1}$. En resumen, la concentración de carbono particulado en los lagos impactados (eutróficos) es de 4 a 5 veces mayor respecto a los prístinos (oligotróficos). Estos resultados contrastan con el porcentaje C elemental medido en los sedimentos de los lagos de Montebello ya que es totalmente opuesto, mayores porcentajes en los lagos oligotróficos que en los eutrófico.

La PP autotrófica generalmente es la fuente principalmente del CO que alcanza el fondo de los lagos; la profundidad de la columna de agua juega un papel importante en definir la cantidad de CO que se exporta a los sedimentos considerando que a mayor profundidad, mayor es la posibilidad de que el CO sea consumido o degradado y por ende, sea menor cantidad la que alcance el fondo.

De acuerdo a Alcocer *et al.* (2016), los lagos de Montebello se encuentran entre los más profundos del país con una profundidad máxima promedio superior a los 50 m. Cinco de los lagos de Montebello se cuentan entre los más profundos de México ocupando los lugares del 2° al 6°.

Sorpresivamente, la tendencia general muestra que los menores porcentajes de C elemental las presentan los lagos más someros, mientras que los lagos más profundos tienen concentraciones más elevadas de C elemental en los sedimentos (Figura 3). Es probable que este comportamiento sea el reflejo de que los lagos más profundos permanecen estratificados por tiempos más largos y las condiciones de anoxia hipolimnética impiden que se degrade el CO que alcanza los sedimentos, lo cual se expresa como un mayor porcentaje de C elemental en el sedimento. De forma adicional, la anoxia hipolimnética impide, por un lado, que se desarrolle fauna bentónica que consuma este CO sedimentario y, por el otro, que los procesos de degradación microbiana del CO disminuyan o se detengan al no contar con OD.

En forma adicional a la propia PP, los ecosistemas acuáticos epicontinentales son subsidiados por C importado (C alóctono) de la cuenca de drenaje. Este C importado puede ser tanto orgánico como inorgánico. Este C subsidiado puede ser de similar o incluso mayor magnitud que la PP bruta (C autóctono), por lo que la exportación y el almacenamiento de C pueden ser significativamente mayores que la PP bruta lacustre (Polis y Power, 2004; citados en Cole *et al.*, 2007).

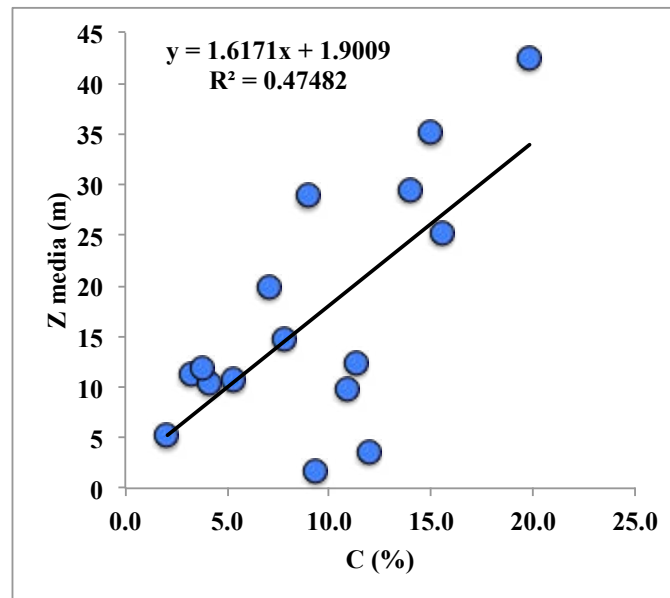


Figura 3. Relación entre el porcentaje de carbono elemental (%) y la profundidad media (m) de los lagos de Montebello, Chiapas.

Por lo anterior, una posible explicación a la falta de correlación entre el porcentaje de C elemental en los sedimentos de los lagos de Montebello y su estado trófico (*i.e.*, PP), sea debido al subsidio diferencial de C alóctono vía el río Grande y la escorrentía de la cuenca de drenaje el cual, dependiendo de las distintas características de la cuenca de drenaje (*e.g.*, cobertura vegetal, pendiente de las laderas, erosión, etc.), de la morfometría misma de los distintos lagos, así como de los aportes antropogénicos (aguas residuales domésticas).

Sin embargo, la porción NW, donde se ubican los lagos eutróficos (impactados) con menores porcentajes de C elemental en los sedimentos, es la que presenta los mayores asentamientos urbano-rurales y tierras agrícolas, lo cual sugeriría un mayor aporte de C alóctono. Por otro lado, la porción SE, donde se ubican los lagos oligotróficos (prístinos) con mayores porcentajes de C elemental en los sedimentos, es la que muestra las zonas boscosas mejor conservadas y con escasos crecimientos urbano-rurales y actividad agrícola, lo cual implicaría menores aporte de C alóctono.

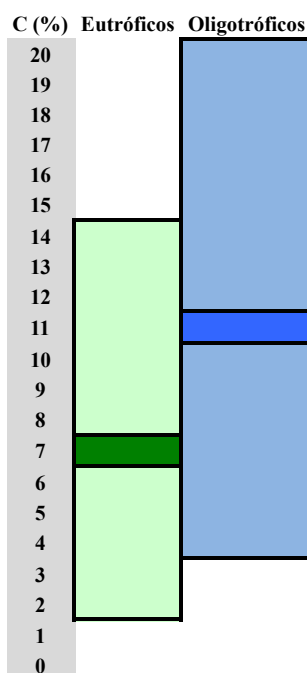


Figura 4. Intervalos de concentración (%) de carbono elemental en los sedimentos de los lagos de Montebello, Chiapas. (El recuadro más oscuro indica el promedio).

Finalmente, habría que considerar que el porcentaje de C elemental en los sedimentos de los lagos de Montebello, tanto los eutróficos (impactados) como los oligotróficos (prístinos), muestran intervalos de dispersión con un grado de solapamiento elevado (Figura 4).

Conclusiones

El porcentaje de C elemental en los sedimentos de los lagos de Montebello, Chiapas, varió en un intervalo de $2.1 \pm 0.0\%$ a $19.8 \pm 0.4\%$, con un promedio de $9.4 \pm 5.1\%$; lo anterior los califica como sedimentos predominantemente orgánicos.

La información disponible sobre la PP fitoplanctónica (mayor en los eutróficos y menor en los oligotróficos), la concentración de CTP y COP en columna (4 a 5 veces mayor en los eutróficos que en los oligotróficos) y la profundidad media (menor en los eutróficos y mayor en los oligotróficos) sugieren que el porcentaje de C en los sedimentos de los lagos eutróficos debería ser mayor que el de

los lagos oligotróficos. Sin embargo, los lagos eutróficos (impactados) presentaron una concentración de C elemental en el sedimento menor (rango= 2.1 a 14%, promedio= 7.3±4.6%) que en los oligotróficos (prístinos) (rango= 4.1 a 19.8%, promedio= 11.0±5.5%). Este comportamiento opuesto a lo esperado, hace especular sobre la magnitud de los aportes de C alóctono procedentes de la cuenca de drenaje que pudieran ser mayores que los de PP autóctona.

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 y el PAPIIT (IN219215).

Se agradece a Circe González, Joaquín Martínez, Rigel González y René Morales por el apoyo en el trabajo de campo. Asimismo al Parque Nacional Lagunas de Montebello, CONANP (Jesús A. León y Roberto Castellanos), a la comunidad y a los Comisariados Ejidales de Antelá, Cárdenas, Miguel Hidalgo, Ojo de Agua y Tziscaco por las facilidades para el acceso a los lagos. También al Comité de administración de Tziscaco (Sergio Marcos y Miguel A. Tomas), al Presidente del Comité de Turismo de Tziscaco (Armando Hernández), al Comisariado Ejidal de Tziscaco (Enrique M. Hernández) y al personal del Hotel Villas Tziscaco (Rosemberg F. Jorge, Juan G. Espinoza y Gemuel P. Hernández) por el apoyo y las facilidades para el desarrollo de este trabajo.

Bibliografía

- Alcocer, J., L.A. Oseguera, G. Sánchez, C.G. González, J.R. Martínez and R. González. 2016. Bathymetric and morphometric surveys of the Montebello lakes, Chiapas. *Journal of Limnology* 75:56-65.
- Billett, D.S.M., R.S. Lampitt, A.L. Rice and R.F.C. Mantoura. 1983. Seasonal sedimentation of phytoplankton to the deep-sea benthos. *Nature* 302:520-522.
- Bloesch, J. and U. Uehlinger. 1990. Epilimnetic carbon flux and turnover of different particle size classes in oligomesotrophic Lake Lucerne, Switzerland. *Archiv für Hydrobiologie* 118:403-419.
- Burdige, D.J. 2007. Preservation of organic matter in marine sediments: controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets?. *Chemical Review* 107:467-485.
- 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* 10:172-185.
- CONANP. 2009. Estudio para el monitoreo de calidad del agua de las lagunas en el Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. pp. 15-35.
- De La Rocha, C., y U. Passow. 2007. Factors influencing the sinking of POC and the efficiency of the biological carbon pump. *Deep Sea Research II* 54:639-658.
- Goedkoop, W. and R. K. Johnson. 1996. Pelagic-benthic coupling: profundal benthic community response to spring diatom deposition in mesotrophic Lake Erken. *Limnology and Oceanography* 41(4):636-647.
- 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. *En: Alcocer, J., M. Merino-Ibarra y E. Escobar-Briones (Eds.). Tendencias de investigación en Limnología tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología. México. pp. 223-229.*
- Gudasz, C., D. Bastviken, K. Steger, K. Premke, S. Sobek and L.J. Tranvik. 2010. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. *Nature* 466:478-481.
- Honjo, S., S.J. Manganini and J.J. Cole. 1982. Sedimentation of biogenic matter in the deep ocean. *Deep Sea Research A* 29:609-625.
- Lewis, W.M. 2002. Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes. *Verhandlungen Internationalis Vereinigung Limnologie* 28:210-213.
- Oseguera, L.A. y J. Alcocer. 2015. Concentración y distribución vertical del carbono particulado (total y orgánico) en los lagos de Montebello, Chiapas. *En: Paz-Pellat F., J. Wong-González y R. Torres-Alamilla (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C. y Centro*

- Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México, México. pp. 457-463.
- Simon, M., H.P. Graossart, B. Schweitzer and H. Ploug. 2002. Microbial ecology of aggregates in aquatic ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology* 28:175-211.
- Vásquez, M. y A. 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.
- Vera-Franco, M.N., P. Hernández-Victoria, J. Alcocer, V. Ardiles-Gloria y L.A. Oseguera. 2015. Concentración y distribución vertical de la clorofila-a fitoplanctónica en los lagos de Montebello, Chiapas. *En: Alcocer J., M. Merino-Ibarra y E. Escobar-Briones (Eds.). Tendencias de investigación en Limnología tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología. México. pp. 107-114.*



4.19 Estimación de carbono en plantaciones de *Conocarpus erectus* dentro de un área reforestada en Laguna de Chantuto, Mapastepec, Chiapas

Tovilla-Hernández Cristian¹; de la Presa-Pérez Juan C.¹; Lan-Ramírez Alejandro¹ y López-Merlín David²

¹El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Antiguo Aeropuerto km 2.5 Tapachula, Chiapas.

²Comisión Nacional Forestal. Periférico Poniente No. 5360, Col. San Juan de Ocotán, CP 45019 Zapopan, Jalisco.

Autor para correspondencia: correo electrónico: jdelapresa@gmail.com

Resumen

Hoy en día, los cambios en el clima son tema recurrente en el ámbito científico y ambiental. Durante millones de años, han surgido grandes transformaciones. El petróleo, carbón, y el gas natural son los almacenes de carbono fósil del planeta que han sido emitidos para alcanzar el nivel de desarrollo del cual gozamos en nuestros días. El bióxido de carbono CO₂ en la atmósfera es parte de la explicación de los cambios climáticos y de la dinámica evolutiva del planeta. Para amortiguar esta dinámica, es necesario ajustarse a los cambios y beneficiarse de los ecosistemas, cuyas funciones permiten la captación y el secuestro de carbono. Las plantaciones de *Conocarpus erectus* (Ce), en zonas de tiro (tarquinas), se han monitoreado por más de 3 años, esto para modelar la productividad y crecimiento, de los sitio. En cada sitio se midió el diámetro D, Altura total Ht, Cobertura C. En cada una de las plantaciones, esto para tener una base secuencia definida y poder modelar en tiempo el crecimiento, volumen, área basal, densidad y altura de los árboles a nivel del rodal. Con estos datos se desarrollaron ecuaciones de crecimiento en diámetro y altura, volumen fustal, ajustando los componentes de biomasa y calculando la estimación del carbono presente en las plantas. Los resultados obtenidos en 64 ha, del contenido de biomasa corresponden a un continuo incremento en el crecimiento en las plantaciones primer año 3.87 ton/ha, segundo año 7.40 ton/ha, tercer año 13.79 ton/ha y una remediación de 150 árboles de 0.10 ton/ha.

Palabras clave: cambio climático, bióxido de carbono, almacenes de carbono, reforestación, tarquinas.

Abstract

Today, changes in climate are recurring theme in the scientific, and environmental, for millions of years, great changes have emerged. Oil, coal, and natural gas are fossil carbon stores on the planet that have been issued to achieve the level of development which we enjoy today. Carbon dioxide CO₂ in the atmosphere is part of the explanation of climate change and evolutionary dynamics of the planet. To cushion this dynamic, it is necessary to adjust to changes and benefit from ecosystems, whose functions allow the capture and sequestration of carbon. *Conocarpus erectus* plantations (Ce), in areas of fire (Tarquinas) have been monitored for more than 3 years, this modeling productivity and growth of the site. At each site the diameter D, the total height, Ht, coverage of the cup, Cc was measured. In each plantation, this to have a defined base sequence and in time to model growth, volume, basal area, density and height of trees at the stand level. With these data growth equations in diameter and height, stem volume developed adjusting biomass components and calculating the estimate of carbon present in plants. The results of 64 ha, the biomass content corresponding to a continuous increase in growth in plantations first year 3.87 ton/ha, second year 7.40 ton/ha, third year 13.79 t/ha and a reamesurement of 150 trees 0.10 ton/ha.

Key words: climate change, carbon dioxide, carbon stores, reforestation, tarquinas.

Introducción

El uso del suelo puede definirse como un conjunto planificado de actividades encaminadas a reducir las emisiones de GEI (Gases de Efecto Invernadero) o a potenciar el carbono almacenado, durante un período de tiempo determinado de monitorear. Las reforestaciones requieren determinar el nivel de captura de carbono y los beneficios adicionales que genera la mitigación y captura de GEI. La base de referencia para un proyecto de reforestación, representa la suma de las variaciones del carbono almacenado en los diferentes reservorios. Para este escenario son necesarios los inventarios en base de carbono, en los cuales se consideran los depósitos de biomasa del ecosistema forestal (Dixon, 1995; Broun y Lugo, 1995).

Para la estimación del carbono en el estrato arbóreo de la zona reforestada los valores de biomasa fue necesaria la aplicación de factores para la obtención del carbono acumulado. Estos factores facilitan una estimación de la biomasa acumulada en determinados tipos de bosque, a partir de información de la biomasa, volumen y densidad del bosque (Schlegel, 2001).

El factor de la biomasa se define como la razón entre la biomasa aérea seca de los árboles con un DAP mínimo y la biomasa seca del volumen fustal que entrega la tabla de rodal. Ocasionalmente incorpora la biomasa radical, aunque es más común hacer el cálculo por separado. Los bosques almacenan grandes cantidades de carbono en la vegetación y el suelo, e intercambian carbono con la atmósfera a través de la fotosíntesis y la respiración. En general se acepta que el contenido de carbono corresponde al 50% de la biomasa. Sin embargo, diferentes estudios denotan la variabilidad del contenido de carbono según especie y tejido del árbol.

Los métodos para la estimación de la biomasa (Schlegel, 2001) de los árboles es el uso de funciones alométricas, método sugerido por las buenas prácticas para proyectos. Estas relaciones se establecen por análisis de regresión entre datos empíricos del peso seco de los componentes arbóreos y el diámetro a la altura del pecho, área basal y altura total. Los datos se logran mediante cosecha en pie, mediciones y pesaje de árboles seleccionados siguiendo estrictas técnicas de muestreo. Las relaciones matemáticas se aplican sobre un inventario de árboles individuales o tablas de rodal para obtener la densidad de carbono por unidad de superficie. Sin embargo, dado que las relaciones varían según las condiciones climáticas, disponibilidad de nutrientes y agua, suelo, genotipo, edad y práctica de manejo, su utilización debe ser cuidadosa.

La disponibilidad de ecuaciones de biomasa, está limitada a algunos tipos y especies forestales, al rango de tamaño de los árboles de las cuales fueron derivadas y las condiciones de sitio. Otras funciones provienen de la estimación de volúmenes comerciales, lo cual requiere multiplicar por la densidad básica de la madera y aplicar factores de expansión.

La compensación de carbono permite dar un valor concreto y rentable. Promueve los usos sustentables del manglar con varias iniciativas (maderas certificadas que implican reforestación y conservación) y su protección legal son acciones directas para la mitigación de los cambios climáticos a través de la conservación de un bosque altamente secuestrador de CO₂.

Materiales y métodos

Los sitios en reforestación en laguna de Chantuto, comprenden una serie de depósitos o tarquinas, los cuales fueron reforestados con *Conocarpus erectus* (Ce) (Figura 1). Las extensiones presentes en la periferia de la laguna de Chantuto, la edad de las plantaciones varía de 1-3 años, con un mantenimiento que comprende: riego, recuperación de la mortalidad, fertilización y poda, esto para tener una secuencia definida y poder ajustar el crecimiento en volumen, área basal y densidad a nivel del rodal. Las alturas del arbolado dominante en los sitios, sirvieron para ajustar la productividad. En cada sitio se midió el diámetro (D), la altura total (Ht) y la cobertura de cada plántula (Cc). En cada plantación y

mediante el incremento, en el diámetro, altura y volumen del fuste se estimó una ecuación dasométrica, ajustándose a los componentes de biomasa en *Conocarpus erectus*.

La ecuación 1 de Chave *et al.* (2005) aplicada ha sido utilizada con frecuencia en *Laguncularia racemosa*, debido a que *C. erectus* pertenece a la misma familia (Combretácea), esta ecuación permite estimar la cantidad de biomasa presente en plantaciones de *Conocarpus*.

$$B = e^{-2.187 * (1 * d130^2 * P * Ht)^{0.916} * 1} \tag{1}$$

donde, diámetro altura del pecho 1.30cm (d 1.30), valor de referencia 0.62, altura total (Ht).



Figura 1. Ubicación de los sitios en reforestación en laguna de Chantuto.

Resultados

Durante esta investigación, el área de estudio estuvo sujeta a la influencia de largos periodos de estiaje y lluvias moderadas, asociados a la mortalidad de plantas.

El contenido de carbono orgánico es bajo en el suelo, debido a que la materia orgánica de las hojas no se acumula, incluso buena parte es removida por el viento, además que son sitios arenosos y dentro del suelo existe muy poca materia orgánica.

La biomasa en proceso de acumulación suele ser baja debido a que las plantaciones son jóvenes, de diferentes grados de desarrollo edad y cobertura, y donde la supervivencia cada día es mayor (Cuadro 1).

Cuadro 1. Cuatro años de la reforestación con *Conocarpus erectus* (2012-2014) y una remediación 2016.

Año	Plantas vivas	D. tallo/cm	Altura total/cm	Área Basal (ind/m ²)	Cobertura Ind/m ²	Biomasa/Sitio	Biomasa/ha	Ton carbono/ha	Biomasa Total
Año 1	9607	1.088	72.675	0.220	0.189	3.7937	8.23	3.87	52 640.19
Año 2	11405	1.286	97.413	0.002	0.161	12.5742	15.74	7.40	100 750.34
Año 3	9535	1.609	115.698	7.553	0.399	35.0624	178.47	13.79	187 729.15
Año 4	150	0.572	604.287	6.415	15.284	9.176	9.18	0.10	1376.36

Los resultados obtenidos en 64 ha, del contenido de biomasa corresponden a un continuo incremento en el crecimiento en las plantaciones, en los cuales se ha realizado un buen monitoreo, esto dará buenos resultados en el futuro inmediato, como se observa en la Figura 2.

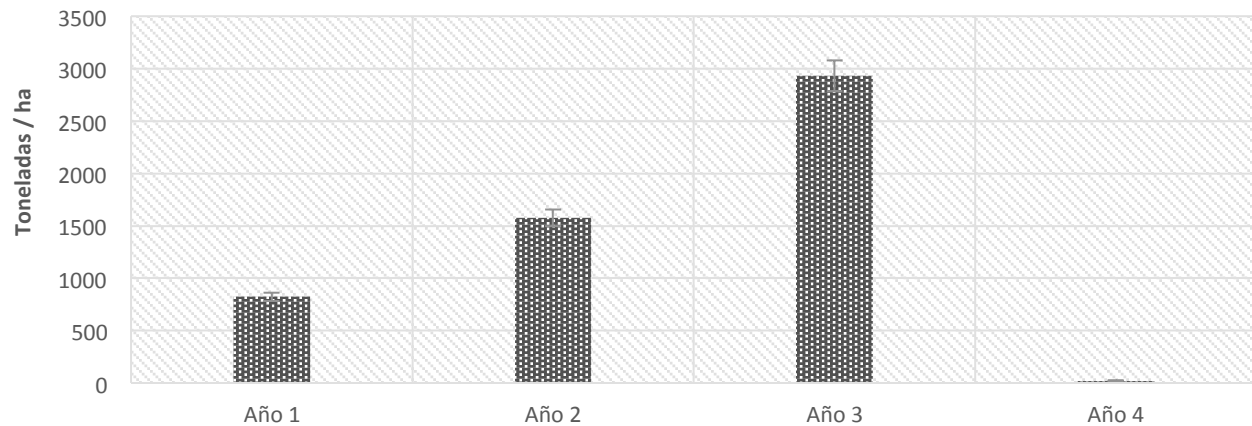


Figura 2. Incremento de biomasa en el conjunto de plantaciones a lo largo de cuatro años de desarrollo.

Discusión

La Convención Marco de las Naciones Unidas para El Cambio Climático reconoce la importancia de las actividades para realizar los balances del carbono por las actividades humanas y refiere a las emisiones por fuentes y almacenes. El Protocolo de Kioto (Andrade *et al.*, 2003), define a las actividades de forestación y reforestación como prácticas que fijan carbono de la atmósfera. El Mecanismo de Tecnologías Limpias y El Mercado de Bonos de Carbono se encuentran disponibles para aprovechar las oportunidades de captura de carbono por las plantaciones forestales dentro de áreas de manglar, debido a que son las más productivas a nivel bosques terrestres.

Las oportunidades para mejorar el estado de los bosques es a través de reforestaciones o rehabilitaciones en los manglares, donde los bosques proveen mejores servicios directos y ambientales, la sociedad se beneficia con la amortiguación del cambio climático (PNUMA, 1998) y las comunidades perciben beneficios directos provenientes de los servicios ambientales. El Protocolo de Kioto debería enfatizar mejor sus políticas para detener el deterioro y desarrollar incentivos necesarios para revertir esta tendencia dentro de los bosques o áreas de manglar.

Conclusiones

El índice de calidad de la reforestación fue de 92%, lo que indica que de cada 100 plantaciones que se establecen únicamente 92 tienen supervivencias iguales o mayores al 90%, y una calidad de bueno a excelente.

En esta investigación se ajustaron y probaron modelos para proyectar los almacenes de carbono. La experiencia en reforestación de áreas de manglares alteradas por dragados utilizando *C. erectus* es muy limitada y por el contrario, esta especie es muy noble y resistente a sitios sin presencia de inundación, esto permite disponer de una especie muy resistente a las alteraciones ambientales y de gran aceptación silvicultural.

Se contrasta un modelo, el cual provee información sobre: la necesidad de rehacer o elaborar ecuaciones dasométricas para plantaciones de *C. erectus*, afinar los procedimientos convencionales de estimar la producción de carbono en vegetación aérea y las plantaciones con especies nativas que capturan carbono a una tasa mayor que los bosques nativos presentes.



Finalmente se presenta un balance del carbono en las plantaciones forestales y se enfatiza la necesidad de continuar realizando estas prácticas con especies nativas para mejorar el estado actual de los bosques de manglar en el país, como una forma de manejo sustentable de recursos forestales de la región.

Bibliografía

- Andrade, H. y J.E Ibrahim. 2003. ¿Cómo monitorear el secuestro de Carbono en los sistemas silvopastoriles. *Agroforestería en las Américas* Turrialba 10(39-40):109-116.
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forest of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17:8-18.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. Cairns, J. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.Lescure, B. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145(1):87-99.
- Dixon, R.K. 1995. Sistemas agroforestales y gases invernadero. *Agroforestería en las Américas* Turrialba 2(7):22-26.
- Eguren, L. 2004 El mercado de Carbono en América Latina y el caribe: balance y perspectivas. Santiago de Chile: CEPAL. Serie Medio Ambiente y Desarrollo. 83 p.
- PNUMA.1998 La lucha contra el cambio climático: El compromiso del Parlamento Latinoamericano. Serie de Ciudadanía Ambiental. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Buenos Aires.174 p.
- Schlegel, B. 2001. Estimación de biomasa y carbono en bosques de tipo forestal siempre verde. Valdivia, Chile.

4.20 Medición de carbono en biomasa arbórea del manglar en el Sistema Lagunar Los Patos-Solo Dios, Pijijiapan, Chiapas

Villatoro-Arreola Erika M.¹; Tovilla-Hernández Cristian²; de la presa J. C.² y Lan-Ramirez A.²

¹Centro de Investigaciones Costeras, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, sede Tonalá. Calle S/N, Juan José Calzada, C.P. 30500, Tonalá, Chiapas.

²El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula. Carretera Antigua Aeropuerto km. 2.5, Centro, CP 30700, Tapachula Centro, Chiapas.

Autor para correspondencia: vaem91@gmail.com

Resumen

Los manglares son ecosistemas estratégicos, proporcionan bienes y servicios, destacando las pesquerías, el valor ecológico y protección contra fenómenos meteorológicos. Están contemplados como uno de los sumideros de carbono azul de la tierra y algunos autores sugieren una alta capacidad de captura y almacenamiento de carbono pudiendo ser mayor que en otros bosques tropicales principalmente en su división subterránea; actualmente se encuentran amenazados por el desarrollo de las comunidades y el impacto antropogénico. Para éste estudio se consideraron unidades de muestreo geo-referenciadas de 300 m² para estimar la estructura y composición de las comunidades de manglar, se obtuvo el DAP, condición del fuste, altura total, altura de fuste o aprovechable y la cobertura arbórea con un hipsómetro Vertex III. Los datos obtenidos se procesaron para obtener los parámetros dasométricos y posteriormente la estimación de biomasa arbórea y carbono con ecuaciones alométricas. La biomasa arbórea fue calculada en ton/ha teniendo así que: la especie con mayor biomasa es el *Rhizophora mangle* con 2053.436 ton/ha con una desviación estándar de 4266.046 ton/ha, seguido del *Avicennia bicolor* con 1524.627 ton/ha. Y el *Avicennia germinans* con 1357.564 ton/ha.

Palabras clave: estructura, ecuaciones alométricas, servicios ambientales.

Abstract

Mangroves are strategic ecosystems, provide goods and services we can mention fisheries, ecological value and protection against meteorological phenomena. They are considered as one of the Earth blue carbon sinks, and some authors suggest a high capacity of capture and storage of carbon, and can be higher than in other tropical forests, mainly in the underground division. It is currently threatened by the development of the communities and the anthropogenic impact. They were sampled sites 300 m² to estimate the structure and composition of the communities of mangrove the DAP condition of the shaft was obtained. In each sampling unit, total height height of shaft was measured or usable and the tree cover with a hypsometro Vertex III. The field data was processed to obtain the dasometric parameters and then estimating tree biomass and carbon allometric equations. The tree biomass was estimated at ton/ha having so: the species most biomass is the *Rhizophora mangle* with 2053.436 ton/ha with a standard deviation of 4266.046 tons/ha, followed by *Avicennia bicolor* with 1524.627 tons/ha. And the *Avicennia germinans* with 1357.564 ton/ha.

Key words: structure, allometric equations, environmental services.

Introducción

Los manglares son ecosistemas localizados en las zonas litorales tropicales y subtropicales (Agraz-Hernández *et al.*, 2006) alrededor de esteros y lagunas costeras, cerca de la desembocadura de los ríos y

arroyos formando una zona de transición entre los ecosistemas marinos y terrestres (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013). Están considerados entre los hábitats costeros que constituyen los denominados sumideros *Blue Carbon* de la tierra, con almacenamiento del 50% al 71% del total del Carbono que se encuentra en los sedimentos oceánicos (Nellemann *et al.*, 2009).

Esta situación permite entender a los manglares como ecosistemas estratégicos al proporcionar bienes y servicios que son utilizados de manera directa o indirecta (Sánchez-Páez *et al.*, 2005), protección contra fenómenos meteorológicos y ciclaje del carbono (Yee, 2010) filtración de toxinas y hábitat para múltiples especies de peces, aves y crustáceos (Jiménez, 1994; Danielsen *et al.*, 2005; Alongi, 2008; Lafolley y Grimsditch, 2009) y el sustento de las comunidades aledañas con la pesca, extracción de madera y otros productos no maderables (Bossi y Citrón, 1990) que benefician a las comunidades de manera local, nacional e internacional (Yee, 2010).

Estudios e investigaciones sobre almacenamiento de Carbono, principalmente en biomasa aérea del bosque de manglar, sirven de base para incluir a estos ecosistemas como zonas de mitigación al cambio climático y para estrategias de adaptación en comunidades que depende de los manglares.

El objetivo de este estudio es estimar el contenido de carbono en biomasa aérea presente en el manglar del Sistema Lagunar Los Patos-Solo Dios a través de modelos alométricos.

Materiales y métodos

Zona de estudio y trabajo de campo

El Sistema Lagunar Los Patos-Solo Dios está localizado en la Costa de Chiapas, entre los límites de Tonalá y Pijijiapan, entre las coordenadas extremas superior izquierda de 15.899 224 latitud Norte y 93.679 887 longitud Oeste e inferior derecha de 15.600 369 latitud Norte y 93.309 92 longitud Oeste (Figura 1); presenta un clima cálido subhúmedo con temperatura media anual de 22 °C y menor de 18 °C; pertenece a la provincia Sierra del Sur de Chiapas y Subprovincia fisiográfica Llanura Costera de Chiapas, en este sistema desembocan el río Zanatenco, río frío y río San Isidro. Los principales cuerpos lagunares son: Laguna La Joya (1315 ha), Laguna Pampa El Cheto (188 ha), Laguna Agua Tendida (116 ha), Laguna Pampa El Mosquito (76 ha), Laguna Pampa Las Conchas (57 ha), Laguna Pampa Los Patos (37 ha), Laguna Pampa Santa Rosa (35 ha) y Laguna Madresalito (24 ha). Está caracterizado por la presencia de selva mediana perennifolia, selva mediana sub-perennifolia, tular, manglar, bosque espinoso y vegetación de dunas costeras (Tovilla-Hernández *et al.*, 2009).

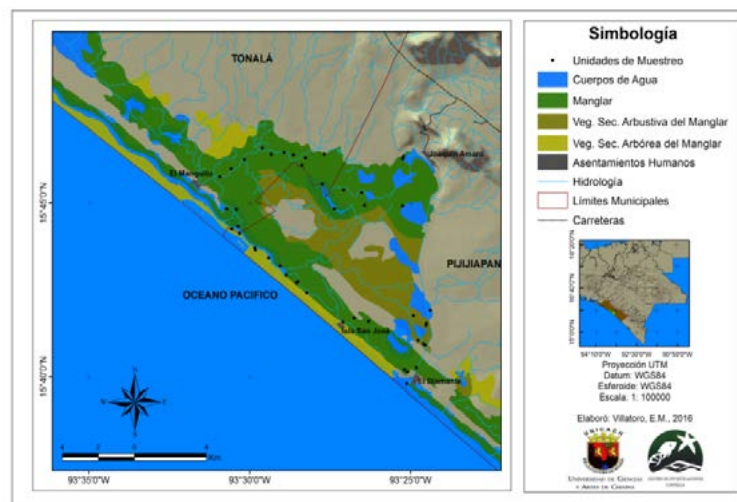


Figura 1. Sistema Lagunar Los Patos-Solo Dios. Municipio de Pijijiapan, Chiapas.

Se trabajó con 45 UM de 10 x 30 m georreferenciados, y se organizó la toma de parámetros dasométricos estructura y composición de las comunidades de manglar, se obtuvo el DAP, condición del fuste; en cada unidad de muestreo se se midió altura total, altura de fuste o aprovechable y la cobertura arbórea con el hysómetro Vertex III.

Ecuaciones alométricas

Se estimó la biomasa aérea en arboles según el tipo de especie de manglar con las fórmulas propuestas por Chave *et al.* (2005), ecuaciones 1, 2 y 3; donde, $e1$ = longitud del eje 1; $e2$ = longitud del eje 2.

$$B = e^{-2.187} * (1 * d130^2 * P * Ht)^{0.916} * 1 \quad (1)$$

donde, B = estimacion de biomasa aérea, $d130$ = diámetro altura de pecho a 1.30 m, P = peso específico (el valor de referencia para el *Rhizophora mangle* es de 0.84), Ht = altura total.

$$B = e^{-2.187} * (1 * d130^2 * P * Ht)^{0.916} * 1 \quad (2)$$

donde, B = estimación de biomasa aérea, $d130$ = diámetro altura de pecho a 1.30 m, P = peso específico (el valor de referencia para el *Avicennia germinans* es de 0.79212, también fue utilizada para el *Avicennia bicolor*), Ht =altura total.

$$B = e^{-2.187} * (1 * d130^2 * P * Ht)^{0.916} * 1 \quad (3)$$

donde, B = estimación de biomasa aérea, $d130$ = diámetro altura de pecho a 1.30 m, P = peso específico (el valor de referencia para *Laguncularia racemosa* es de 0.62, también fue utilizada para *Conocarpus erectus*), Ht = altura total.

Resultados

En el Sistema Lagunar Lo Patos-Solo Dios se encontraron un total de 2787 individuos en 5 especies de manglar: mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*), *Avicennia bicolor*, mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*). El *Avicennia bicolor* y *Rhizophora mangle* presentan un DAP promedio de 12.788 y 11.244; las especies con mayor altura son el *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*; las especies con mayor longitud de fuste aprovechable son: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. La biomasa arbórea fue calculada en ton/ha teniendo así que: la especie con mayor biomasa es el *Rhizophora mangle* con 2053.436 ton/ha con una desviación estándar de 4266.046 ton/ha, seguido del *Avicennia bicolor* con 1524.627 ton/ha. Y el *Avicennia germinans* con 1357.564 ton/ha. Las especies con menor biomasa arbórea fueron *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* con valores de 482.652 y 846.652 ton/ha, consecutivamente.

Cuadro 1. Parámetros dasométricos (promedio \pm *desviación estándar) y biomasa arbórea en el Sistema Lagunar Los Patos-Solo Dios, Pijijiapan, Chiapas.

	DAP (cm)	Área basal (m ² /ha ⁻¹)	Altura total (m)	Fuste (m)	Cobertura (m ²)	Biomasa arbórea (ton/ha)
<i>Avicennia bicolor</i>	12.788	2.817	12.291	5.104	18.276	1524.627
*	9.088	3.157	5.313	3.506	19.373	2202.436
<i>Avicennia germinans</i>	10.876	2.726	12.934	5.281	14.231	1357.564
*	8.884	4.564	5.289	2.491	17.487	2890.088
<i>Conocarpus erectus</i>	9.884	2.406	10.201	3.896	15.214	846.510
*	8.814	4.024	3.860	1.873	19.189	1947.173
<i>Laguncularia racemosa</i>	7.630	0.935	9.855	5.276	14.973	482.652
*	7.081	2.077	6.762	3.060	102.710	1209.862
<i>Rhizophora mangle</i>	11.244	2.795	16.647	6.838	29.738	2053.436
*	9.620	4.183	7.520	3.405	165.401	4266.046

Se encontró una relación de la biomasa arbórea con el DAP (Figura 2); menor diámetro, menor biomasa arbórea y mayor frecuencia de individuos y a mayor diámetro, mayor biomasa arbórea pero menor frecuencia de individuos; esto indica que la estructura de las UM presentan una etapa juvenil-adulta, bosques en un proceso de renovación y con una dinámica de sucesión lenta, causa de eventos o transformaciones que ha sufrido el paisaje con los años.

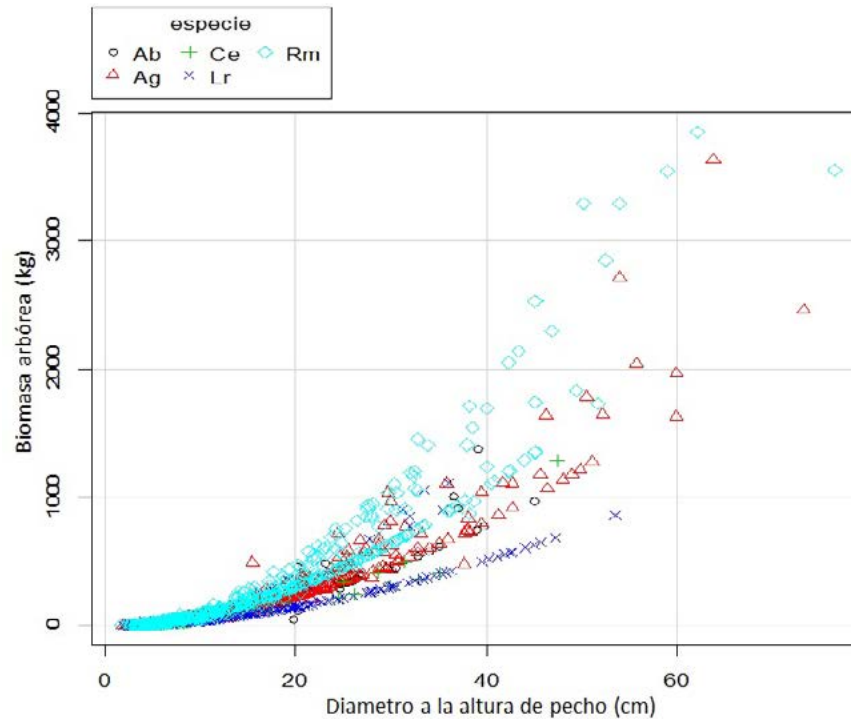


Figura 2. Biomasa arbórea para las cinco especies de manglar encontradas en el área de estudio con la ecuación alométrica según Chave *et al.* (2005).

Discusión

El análisis de la estructura vertical de los manglares se basa, principalmente en la altura y cobertura (Cintrón y Schaffer-Novelly, 1984; UNESCO, 1998). Según diferentes estudios, estos bosques suelen caracterizarse por formar rodales mono específicos o mixtos, con árboles de tamaños similares y alturas medias que oscilan entre los 7 y 15 m (Bossi y Citrón, 1990; Rodríguez *et al.*, 2004). En los manglares de laguna de Gandoca y estero Moín la altura media fue de 10 y 12 m respectivamente (Manrow-Villalobos, 2011), mientras que en el sistema la altura promedio oscila entre 9 y 16 m. En ambas áreas se coincide con el *Rhizophora mangle* como la especie con una mejor distribución en todo el sistema.

Conclusiones

El ecosistema de manglar posee una alta capacidad para almacenar carbono en biomasa arbórea, debería ser considerada la opción de continuar con el monitoreo del estado de la estructura del manglar y la acumulación de biomasa bajo un esquema completo, tanto aéreo como subterráneo por el vínculo que tiene con los sistemas lagunares y la productividad de los mismos; siendo así que para continuar disfrutando de los beneficios sociales que nos proporciona el ecosistema del manglar, es necesario hacer conciencia y tomar medidas que permitan preservarlo.

Bibliografía

- Agraz-Hernández, C., R. Noriega-Trejo, J. López-Portillo, F.J. Flores-Verdugo y J.J. Jiménez-Zacarias. 2006. Guía de Campo. Identificación de los Manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche. 45 p.
- Alongi, D.M. 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76:1-13.
- Bossi, R. y G. Cintron. 1990. Manglares del Gran Caribe: Hacia un manejo sostenible. Trad. Gonzalez, J. Barbados, Nairobi. Washington DC. Asociacion para la Conservacion del Caribe (CCA), Programa de las Naciones Unidas para el desarrollo (PNUMA). 35 p.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. Cairns, J. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T., Kira, J. Lescure, B. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra y T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbón stocks and balance in tropical forests. *Ecologia* 145(1):87-99.
- Cintrón, G. and Y. Schaeffer-Novelli. 1984. Methods for studying mangrove structure. *In*: Snedaker, S. and J. Snedaker (Eds.). *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO, París. pp. 91-113.
- Danielsen, F., K. Mikael, Sørensen, F. Mette, S. Vaithilingam, P. Faizal, D. Neil. H. Tetsuya, M. Vagarappa, R. Michael, H. Lars, Q. Alfredo, and S. Nyoman. 2005. The Asian tsunami: a protective role for coastal vegetation. *Cience* 310:643 DOI: 10.1126/science.1118387.
- Jiménez, J. 1994. Los manglares del Pacifico Centroamericano. Heredia, C. R. EFUNA, Universidad Nacional. 336 p.
- Laffoley, D.d'A. and G. Grimsditch. 2009. The management of natural coastal carbon sinks. Laffoley, D.d'A. and G. Grimsditch (Eds.). Gland, Switzerland. IUCN. 53 pp. https://cmsdata.iucn.org/downloads/carbon_management_report_final_printed_version_1.pdf (Consulta: noviembre 22, 2011).
- Manrow-Villalobos, M. 2011. Estructura y Composición Florística, Biomasa y Carbono Arriba del Suelo en los Manglares de Laguna de Gandoca y Estero Moín, Limón Costa-Rica. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Proyecto de Graduación. 38 p.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C.M. Duarte, L. Valdés, C. de Young, L. Fonseca and G. Grimsdith. 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRIDArendal. www.grida.no.
- Rodríguez, A., J. Nivia y J. Garzón. 2004. Características estructurales y funcionales del manglar de *Avicenia germinans* en la Bahía de Chengue (Caribe colombiano). *Investigaciones Marinas y Costeras* 33(1):223-244.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., C. Troche-Souza, A.D. Vázquez-Lule, J.D. Márquez-Mendoza, B. Vázquez-Balderas, L. Valderrama-Landeros, S. Velázquez-Salazar, M.I. Cruz-López, R. Ressler, A. Uribe-Martínez, S. Cerdeira-Estrada, J. Acosta-Velázquez, J. Díaz-Gallegos, R. Jiménez-Rosenberg, L. Fueyo-Mac Donald and C. Galindo-Leal. 2013. Manglares de México/Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F. 128 p.
- Sánchez-Páez, H., G. Ulloa-Delgado, H. Tavera y W. Gil-Torres. 2005. Plan de Manejo Integral de los Manglares de la Zona de Uso Sostenible del Sector Estuarino de la Bahía de Cispatá, Departamento de Córdoba, Colombia. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge-Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal. Montería. 202 p.
- Tovilla-Hernández, C., J. Rojas-García y A.D. Vázquez-Lule. 2009. Caracterización del sitio de manglar Los Patos-Solo Dios. *En*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- UNESCO. 1998. CARICOMP: Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites. Coastal Region and Small Island Paper 3. Bjorn Kjerfve Ed. UNESCO, París. 347 p.
- Yee, S. 2010. Redd and Blue Carbon: Carbon Payments for Mangrove Conservation. MAS Marine Biodiversity and Conservation. Capstone Advisory Committee Final Capstone Project Signature Form. 57 p.



4.21 Estimación de reserva de carbono de manglar en el área comprendida de Barra San José y San Simón, Chiapas, México

Lan-Ramírez Alejandro¹; Tovilla-Hernández Cristian¹, De la Presa-Pérez Juan C.¹ y Villatoro-Arreola Erika¹

*¹Laboratorio de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas Costeros, El Colegio de la Frontera Sur Unidad Tapachula. Carretera Antiguo Aeropuerto km 2.5, CP 30700, Chiapas.
Autor para correspondencia: forestlang_86@hotmail.com*

Resumen

El secuestro de carbono por los manglares es una alternativa de bajo costo para reducir el contenido de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico. Por ello, el manejo forestal y de humedales representa una oportunidad para el almacenamiento de carbono. Se realizó un estudio en el área de manglar que comprende el sistema lagunar Barra de San José y San Simón, municipio de Mazatán, Chiapas, con el objetivo de determinar el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea de manglar, dentro de la Reserva la Encrucijada donde se midieron las variables dasométricas: diámetro altura de pecho (DAP), altura total, altura de fuste, cobertura del dosel; composición y pérdida de manglar. Se establecieron 50 unidades de muestreo (UM). La determinación de carbono está muy relacionada con las variables dasométricas como el DAP (diámetro de altura de pecho, altura total de dosel, área basal y el fuste limpio de cada rodal. Para este estudio se observó y estimó que conforme aumenta el DAP y la altura total la biomasa incrementa, de acuerdo a cada especie, el contenido de biomasa encontrado se encuentra racionado y tuvo relación a cada tipo de especie de mangle.

Palabras clave: biomasa aérea, estructura, variables dasométricas, humedal.

Abstract

Carbon sequestration through the mangroves is a low-cost alternative to reduce the content of carbon dioxide (CO₂). Therefore, forest management and wetland represents an opportunity for carbon storage. A study was conducted in the mangrove area comprising the Barra de San Jose and San Simon, municipality of Mazatán, Chiapas lagoon system, with the objective to determine the content of carbon stored in aboveground biomass of mangrove within the Reserve Crossroad where dasometric was measured variables such as: diameter breast height (dbh), total height, stem height, canopy cover; composition and mangrove loss. 50 sampling units (UM) were established. The determination of carbon is closely related to the forest variables such as DBH (diameter at breast height, total height canopy, basal area and clear bole of each stand for this study was observed and estimated that as the DAP and height Total biomass increases, according to each species, biomass content found is rationed and was related to each type of mangrove species.

Key words: aerial biomass, structure, variables dasometric, wetland.

Introducción

Debido al incremento en la concentración de bióxido de carbono (CO₂) atmosférico, existe actualmente una creciente preocupación de la comunidad científica sobre el potencial de captura de carbono de varios ecosistemas terrestres. Sin embargo, la mayoría de los estudios están relacionados con sistemas agrícolas y forestales y se le ha dado poca atención a los humedales.

Los hábitats del océano con vegetación, en particular los manglares, marismas saladas y hierbas marinas, cubren menos del 0.5% del lecho del mar. Los sumideros de carbono son responsables de más del 50%, quizás hasta un 71%, de todo el almacenamiento de carbono. Ellos representan sólo el 0.05% de la biomasa vegetal en tierra, pero almacenan una cantidad comparable de carbono por año y, así se ubican entre los sumideros de carbono más intensos del planeta. Los sumideros de carbono azul y los estuarios capturan y almacenan entre 235-450 Tg C por año, el equivalente a casi la mitad de las emisiones del sector del transporte global, estimada en alrededor de 1.000 Tg C anual. Al impedir la pérdida y la degradación de estos ecosistemas y catalizar su recuperación, se puede contribuir a compensar del 3-7% de las actuales emisiones de combustibles fósiles (un total de 7.200 Tg C por año) en dos décadas, más de la mitad de lo proyectado para la reducción del efecto de la deforestación (Nelleman *et al.*, 2009).

Conservar los sumideros de carbono es crucial para el establecimiento de las estrategias de adaptación basadas en ecosistemas que reduzcan la vulnerabilidad de las comunidades humanas costeras al cambio climático. Detener la degradación de los ecosistemas oceánicos y costeros también generaría ingresos económicos, de seguridad alimentaria y mejorar los medios de subsistencia en las zonas costeras. También proporcionaría mayores oportunidades económicas y de desarrollo para las comunidades costeras de todo el mundo, incluidos los Estados Pequeños Insulares en Desarrollo (Nellman *et al.*, 2009).

Los manglares son ecosistemas de zonas litorales tropicales y subtropicales. Se distinguen por crecer en la franja costera intermareal, sobre suelos planos y fangosos, inundados periódicamente por las mareas. En ellos habitan especies de árboles, arbustos y otras plantas adaptadas a estas condiciones de anegamiento y alta salinidad (Pizarro *et al.*, 2004).

Un servicio ecosistémico importante pero poco estudiado de estos ecosistemas es su capacidad de almacenamiento de carbono. Estimados a nivel mundial indican que la magnitud de este potencial puede representar hasta el 60% de las mayores existencias de carbono (Donato *et al.*, 2011, Laffoley y Grinsditch, 2011; Keith *et al.*, 2009). Los manglares son los ecosistemas de mayor contenido de carbono en los trópicos, llegando a almacenar hasta 1023 tC/ha (Donato *et al.*, 2011).

La medición de biomasa y carbono en manglares es una actividad desafiante debido a las condiciones fangosas del suelo y la fisionomía prevalente. Existen 3 formas de medir las existencias de carbono en cualquier ecosistema: a través de cosechas de biomasa, por medio de la técnica del árbol promedio y con ecuaciones alométricas. El primero, por su carácter destructivo, no permite seguimiento de las existencias a través del tiempo. El segundo da mejores resultados en rodales homogéneos, como plantaciones forestales. La tercera técnica se considera la más factible en ecosistemas naturales, puesto que sólo necesitan conocerse variables dasométricas y funcionales (*e.g.*, densidad de la madera). Además, es una metodología no destructiva y consistente que puede repetirse en diferentes intervalos para cuantificar cambios en las existencias de carbono. Se ha determinado que existen diferencias en la alometría de las diferentes especies que crecen en los manglares (Komiyama *et al.*, 2008). Idealmente, sería necesario contar con ecuaciones específicas para cada especie. Sin embargo, se han derivado también ecuaciones genéricas para uso global (Komiyama *et al.*, 2008). Ambas ecuaciones necesitan solamente el diámetro del individuo y una medida de densidad de la madera para calcular la biomasa.

La acumulación neta de C en los humedales resulta de la productividad primaria y la deposición o acumulación de sustancias orgánicas autóctonas, menos la descomposición de materia orgánica en el suelo. Este balance, determina si un humedal actúa como fuente de gases invernadero o como trampa de C. La acumulación de C en los humedales se realiza en dos compartimentos principales: (i) la biomasa vegetal y (ii) los suelos (Hernández, 2010). La productividad en los humedales es influenciada por las condiciones climáticas, las especies vegetales, la disponibilidad de nutrientes y el hidroperíodo (Mistch y Gosselink, 2000).

Objetivo

Determinar el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea mediante la estructura y composición de manglar en la zona de Barra San José y San Simón, Chiapas, dentro de la Reserva la Encrucijada.

Materiales y métodos

Localización geográfica

La investigación se realizó en la franja costera del municipio de Mazatán, Chiapas; desde Barra de San Simón en la desembocadura del río Coatán hasta las comunidades de Emiliano Zapata, Vadenia, Barra San José y Hueyate (Huixtla) (Figura 1). Una franja de manglar que corre paralela al mar a lo largo de 33.6 km, el área comprende la parte sur y sureste de la Reserva de Biosfera la Encrucijada (Figura 2). Se ubica en la parte NW en las coordenadas $15^{\circ}02'00.06''$ N y $92^{\circ}42'21.47''$ W, y al sur $14^{\circ}47'58.31''$ N y $92^{\circ}30'40.05''$ W. El humedal comprende 25 446.56 ha, de las cuales el 82.3% son los pantanos de la Pampa la Cantileña. Está delimitado en la parte NW por el Océano Pacífico, presenta una anchura máxima en la zona de río Huixtla de 14.58 km, con una altitud promedio de 2 m.



Figura 1. Localización de las unidades de muestreos en el sistema lagunar barra san José, Chiapas.

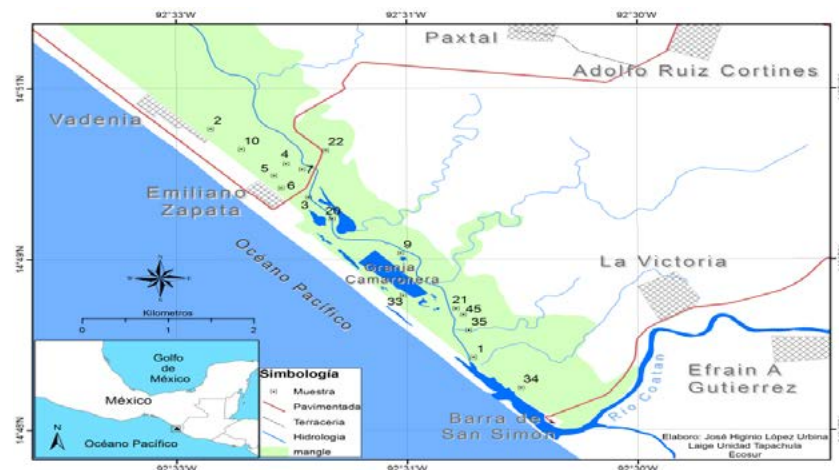


Figura 2. Ubicación de las unidades de muestreo en el sistema lagunar barra San Simón, Chiapas.

Clima

El clima predominante en el municipio de Mazatán, Chiapas, es del tipo A W2 (w) ig; que corresponde al cálido subhúmedo con lluvias a finales de abril, extendiéndose todo el verano y otoño; comprendido de mayo a noviembre; una precipitación máxima de 2650 mm anuales, la temperatura máxima se presenta en los meses de febrero a mayo con una media de 33 °C, según Köppen modificado por García, donde: A W2: indica que es un clima cálido subhúmedo, el más húmedo, con lluvias en verano, (w): significa que el porcentaje de lluvias invernales es inferior al 5% de la anual, I: oscilación medias de las temperaturas mensuales menores de 5 °C, g: indica el mes más caliente y se presenta en el solsticio de verano y de la temporada de lluvias.

Hidrografía

El río Coatán es el río principal, el área de la microcuenca se encuentra comprendida dentro de la Región Hidrológica 23 Costa de Chiapas, dentro de la cuenca río Suchiate y en la cuenca del río Coatán el cual abarca una superficie de 459 km². La microcuenca del río Coatán se origina en Guatemala y en la frontera de México; el río es nombrado río Tacana, aguas abajo a la altura de la comunidad Vega de Malacate se le une el río Salitre, que es uno de los principales afluentes que nace en el municipio de Motozintla, Chiapas. La microcuenca del río Coatán, forma parte del vertiente del cual desemboca en el océano Pacífico, formando la Barra de San Simón, al poniente se encuentra el río Huixtla y Huehuetán que penetra a la zona pantanosa de la Cantileña y posteriormente se une al estero El Hueyate el cual desfoga en la Barra de San José.

Suelo

De acuerdo al origen de los suelos del manglar, se clasifican en alóctonos y autóctonos. Los sedimentos alóctonos se originan a partir de la intemperización de rocas intrusivas, volcánicas o sedimentarias. Estos suelos poseen características altamente variables debido a sus diferentes orígenes. Entre ellos se encuentran el acarreo fluvial, el acarreo por la deriva litoral y las olas, el transporte por el viento y acarreo de fondo en los estuarios. Los sedimentos autóctonos son producidos por la propia vegetación. Los manglares producen una gran cantidad de materia orgánica que contribuye a la formación del suelo. Debido a la descomposición de la materia orgánica y la saturación de agua, los suelos del manglar son pobremente ventilados y contienen abundante sulfuro de hidrógeno (H₂S).

Los manglares crecen prolíficamente en las costas sedimentarias bajas donde predomina un estrato limo-arcilloso, más que arena. Los tipos de suelo que se encuentran en la reserva de la biosfera La Encrucijada son: Solonchak y Regosol, los que se presentan en menor proporción son el Cambisol, Fluvisol y Feozem que se caracterizan por ser arcillosos, arcillosos-arenosos, arenas y capas de guijarros.

Descripción de la investigación

El presente trabajo se desarrolló a partir del mes de febrero a diciembre de 2015, en el área de manglar del municipio de Mazatán, en la zona costera de Chiapas. Para evaluar el grado de desarrollo estructural del bosque de manglar se establecieron 50 sitios de muestreos o unidades de muestreo (UM) de 400 m² (20 x 20 m), distribuidos al azar en toda el área de estudio, la cual comprende 3197 ha (humedal 25 446 ha).

Las 50 UM fueron distribuidas entre las áreas boscosas de manglar de Barra y Estero de San José, parte de la Pampa la Cantileña, laguna el Cabe, desembocadura río Huixtla y Barra San Simón. Se

establecieron 34 UM en la parte de Estero Barra de San José, Vadenia (2922 ha); mientras las otras 16 UM se ubicaron en Emiliano Zapata y Barra de San Simón, Chiapas (275 ha).

Materiales y métodos

Delimitación de las unidades de muestreo

En cada uno de los rodales se establecieron sitios de muestreo para estimar la zonación de las especies a lo largo y ancho de las franjas de manglar. Cada UM se ubicó con un georreferenciador (GPS MAP 76CSx) tomando las coordenadas geográficas del sitio, anotando el tipo de bosque de manglar a lo largo del recorrido y la vegetación asociada; así como el grado de deterioro provocado por las actividades humanas como presencia de basura, deforestación, contaminación y presencia de comunidades humanas cercanas. Se delimitó cada UM, se utilizó hilo rafia y estacas de madera, todos los árboles de mangle, dentro de cada UM fueron enumerados con pintura acrílica e identificados por especie, para obtener la densidad y dominancia. De manera adicional se midió con una cinta diamétrica el diámetro a la altura del pecho (DAP), además en cada árbol se registró la condición del fuste: recto, semirrecto o chueco.

Diseño de muestreo y tamaño de parcelas

El diseño utilizado fue muestreo completamente al azar en parcelas de forma cuadrangular, con una dimensión de 20 m x 20 m (400 m²) dentro del sistema de bosque de manglar comprendido entre la zona estuarina de Río Huixtla, Barra de San José, Laguna el Cabe y Barra de San Simón, Chiapas.

VARIABLES EVALUADAS

La toma de las variables evaluadas, se realizó en los meses de junio a julio de 2015, teniendo en cuenta el tipo de muestreo y metodología a utilizar, en los bosques de manglar. Las variables que se evaluaron para la estructura del bosques fueron, el DAP, altura total, altura de fuste, cobertura arbórea, en cada parcela de 400 m², la medición se realizó tomando en cuenta árboles con diámetros mayores de 2.5 cm.

Diámetro normal (DN)

Se utilizó una cinta diamétrica. Se midió el diámetro a la altura del pecho del fuste (DAP) en cada UM para caracterizar la estructura del bosque. En *A. germinans*, *L. racemosa* y *C. erectus*, el DAP se tomó a una altura de 1.3 m sobre el nivel del suelo, mientras que *R. mangle* a 30 cm por encima de la última raíz aérea donde inicia el fuste.

Altura total

Se evaluó la altura total de los arboles establecidos en las diferentes parcelas, con las características requeridas. En cada UM se midió el 100% del total de los árboles contabilizados, tomando partes iguales de árboles jóvenes, maduros y viejos; a estos árboles se estimó con un hipsómetro vertex, formando un ángulo entre el observador y la copa del árbol a una distancia de 10-20 m, donde se obtuvo la medición de la altura total del árbol.

Altura de fuste limpio

Se tomaron mediciones de la altura de fuste limpio al 100% del arbolado dentro de cada UM. La altura del fuste limpio o altura aprovechable tomada desde el nivel del suelo hasta la ramificación del fuste. La estimación de la altura se realizó a 10 m de distancia de cada árbol cuando estos eran menores de 20 m o bien a 20 m cuando excedan los 30 m con un hipsómetro vertex.

Área basal

El área basal, es el espacio longitudinal y horizontal cubierto por el tallo de un árbol, es un parámetro descriptivo valioso. Se expresa usualmente en m² ha⁻¹. El AB es una buena medida del desarrollo estructural de un rodal y está relacionado con el volumen de madera y biomasa.

El valor de área basal expresado en m², como una función del DAP medido en centímetros, se calculó con la fórmula 1.

$$A = \pi r^2 = \frac{\pi(d)^2}{4} = 0.7854 (d)^2 \quad (1)$$

donde, $A = \pi/4(DAP)^2$, $AB =$ área basal (m²), $\pi = 3.1416$, $DAP =$ diámetro a la altura de pecho, $r^2 =$ radio al cuadrado, $0.7854 =$ resultante de la división de $\pi/4$, $m^2 =$ metro cuadrado.

Cobertura forestal

Se cuantificó la cobertura de dosel al 100% de los árboles dentro de cada (UM), tomando partes proporcionales de árboles grandes, medianos y chicos. La medición se realizó midiendo el diámetro de copa del árbol, con un hipsómetro vertex midiendo los dos ejes, mayor y menor de la copa de cada árbol, pasando por el centro del árbol a fin de estimar el diámetro promedio de cada copa en cada UM.

Con las medidas de los ejes, se calculó el diámetro de copa, obteniendo el valor de cobertura al estimar el área de la elipse.

Se utilizó la fórmula 2, para las copas o coronas que se asemejan a un círculo.

$$\text{Área} = \pi r^2 \quad (2)$$

Y para las copas que se asemejan a una elipse, se empleó la fórmula 3.

$$\text{Área} = (e1 + e2)/4\pi \quad (3)$$

dónde, $e1 =$ longitud del eje 1, $e2 =$ longitud 2, $\pi = 3.1416$ y $r^2 =$ radio al cuadrado.

Resultados

En este sistema lagunar se establecieron 50 unidades de muestreo (UM) cada una en forma cuadrangular, con una dimensión de 20 m x 20 m (400 m²), lo cual hacen un total de un área de (20 000 m²), en las cuales se contabilizaron 3942 árboles. Para Barra San José comprende un total de un área de (13 600 m²) en las cuales se contabilizaron 2971 árboles; así como también para zona de manglar Barra San Simón se distribuyó 16 UM (6400 m²) registrando una densidad (971 árboles).

Se encontraron diez sitios correspondientes a bosques ribereños UM (18, 19, 20, 27, 28, 37, 39, 42, 49 y 50), en la cual seis unidades de muestreo se presentó *R. mangle* como especie dominante en la UM 20(Lr/Pa/Rm), 28(Lr/Rm), 42(Ag/Lr/Rm), 49(Ag/Lr/Rm) y 50(Ag/Lr/Rm); al igual que *L. racemosa* UM 27(Lr/Pa/Rm); mientras que en la UM 18(Lr/Pa/Rm), 19(Pa/Rm) y 38(Lr/Rm) fueron bosque mixtos, finalmente, se registró una UM (39) de tipo de bosque Monoespecifico de *Rhizophora mangle*, ubicados en la entrada de un arroyo. 16 sitios son de tipo borde, con dominancia de *R. mangle* UM 22(Lr/Rm), 23(Lr/Rm), 25(Lr/Rm), 34(Ag/Rm) y 47(Ag/Lr/Rm), al igual con *A. germinans* y *L. racemosa* se registraron en la UM 24(Ag/Ce/Lr), 29(Lr/Rm), 30(Ag/Lr/Rm) y 36(Lr/Rm), cada UM

registró asociación dos y tres especies. Para la estimación de carbono se utilizaron variables dasométricas como el DAP, altura total del estrato, altura de fuste. El área basal es un buen indicador del contenido de madera o volumen de madera presente en un árbol. Para este trabajo se registraron datos con diferencia significativas de carbono contenido en cada especie, pero la estructura es un factor muy importante para estimar carbono concentrado en un bosque; así como también su composición porque cada especie son muy diferentes (Cuadro 1).

Cuadro 1. Datos con diferencia significativas de carbono contenido en cada especie.

Especie	Alt. Rodal (m)		Alt Fuste (m)		DAP (cm)		Biomasa aérea (arbolado)			Carbono kg	Carbono /ton
	Media	±DE	Media	±DE	Media	±DE	Media	±DE	ton/ha		
<i>Avicennia germinans</i>	18.18	4.04	11.29	3.55	12.24	6.25	614.13	1355.91	0.61	288.64	0.29
<i>Laguncularia racemosa</i>	17.26	5.70	10.41	4.02	11.16	7.27	108.69	221.71	0.11	51.09	0.05
<i>Rizophora mangle</i> L.	17.86	4.03	10.07	3.61	17.38	9.61	224.59	473.27	0.22	105.56	0.11
<i>Conocarpus erectus</i>	7.24	1.57	4.16	1.33	5.31	1.01	8.99	9.44	0.01	4.23	0.00

Para el sistema lagunar Barra San Simón se registró diferentes asociaciones como *Ag/Lr/Rm* y *Lr/Rm*. En tres UM se registraron bosques cuenca-monoespecifico de *R. mangle*: (3, 7 y 8) y una UM (14) tipo borde- monoespecifico en la especie de *A. germinans*. Por otro lado, la UM 1, 2, 4 y 5, están constituido por bosques de ribereño, dominado por *A. germinans*, así como también se registraron bosques cuenca-dominante en donde *A. germinans* y *R. mangle* son las especies dominantes sobre las otras UM (9 y 11), se registró bosques de cuenca-mixto UM 10, borde- dominante (12 y 13), donde la especie principal en la UM 12, fue *C. erectus* ribereño-mixto UM 6 y 15 con una asociación *Ag/Lr/Rm* y *Lr/Rm* (Figura 3).

La determinación de carbono está muy relacionada con las variables dasométricas como el DAP (diámetro de altura de pecho, altura total de dosel, área basal y el fuste limpio de cada rodal. Para este estudio se observó y estimó que conforme aumenta el DAP y la altura total la biomasa incrementa, de acuerdo a cada especie, el contenido de biomasa encontrado se encuentra racionado y tuvo relación a cada tipo de especie de mangle para todo el sistema lagunar de Barra San José y san Simón, Chiapas, ubicado dentro de la Reserva de la Biósfera La Encrucijada (Figura 4).

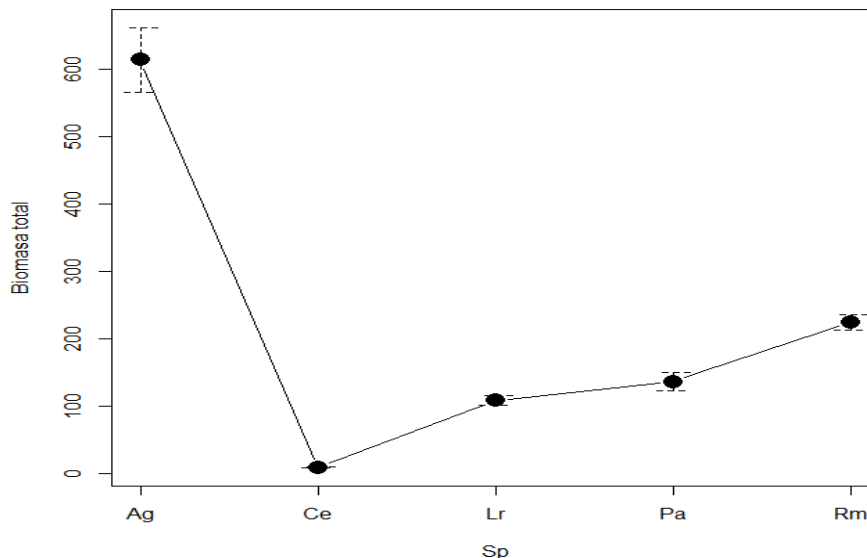


Figura 3. Biomasa total obtenida en diferentes especie de mangle en Barra San Jose y San Simón, Chiapas.

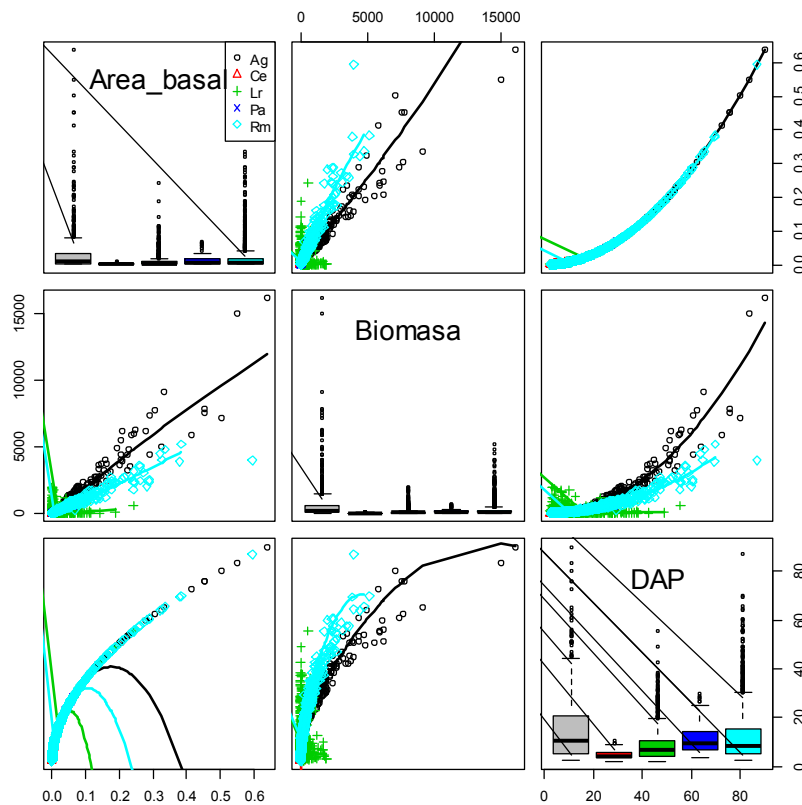


Figura 4. Gráfico que muestra que conforme aumenta el DAP y la altura total, la biomasa incrementa.

Discusión

Con los datos obtenidos de carbono concentrado en la parte aérea de bosques de mangle, se registró que *A. germinans* tuvo un alto valor de contenido de carbono estimado a nivel especie relacionados a trabajos realizados Nacional e Internacionamente. La cobertura de manglar de cada zona fisiográfica tiende a ser muy diferente a cada estado o país.

Conclusiones

En este estudio arroja el contenido de carbono estimado en los bosques de mangle principalmente en estimado en la parte aérea (arbolado), en la cual se demuestra que los datos obtenidos presentan diferencia significativa comparándolos por especie.

Para la especie de mangle de *A. germinans* se registró un alto conido de carbono, registrando a *L. racemosa* como la segunda especie que registra una cantidad alta, *C. erectus* y *L. racemosa* presentaron un valor de carbono bajo. Debido a su estructura y ubicación fisiográfica, factor marea, la cual hace que el contenido de biomasa incremente al igual el carbono concentrado en el bosque.

Agradecimientos

Al colegio de la Frontera Sur, Laboratorio de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas Costeros. Unidad Tapachula, Chiapas, México.



Bibliografía

- Hernández, M.E. 2010 Suelos de humedales como sumideros de Carbono y fuentes de metano. *TerraLatinoamericana* 28(2):139-147.
- Pizarro, F, L. Piedra, J. Bravo, J. Asch, C. Asch y L. Bernal. 2004. *Manual De Procedimientos Para El Manejo De Los Manglares De Costa Rica*. Heredia, C. R. Efun. Universidad Nacional. 133 p.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. 3rd Ed. John Wiley And Sons. New York, NY, USA.
- Keith, H., B.G. Mackey and D.B. Lindenmayer. 2009. Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(28):11635-11640 DOI:10.1073/pnas.0901970106.
- Laffoley, D.D'a. and G. Grimsditch. 2009. The Management of natural coastal Carbon Sinks. Gland, Switzerland. International Union for Conservation of Nature 53:22-11-11. <http://Data.Iucn.Org/Dbtw-Wpd/Edocs/2009-038.Pdf>.
- Donato D. J. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves Among The Most Carbon-Rich Forests In The Tropics. *Nature Geoscience* 4:293-294 DOI:10.1038/ngeo1123.
- Komiyama, A., J. Eong and S. Pongpannc. 2008. Allometry, Biomass, And Productivity Of Mangrove Forests: A Review. *Aquatic Botany* 89:128-137.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C.M. Duarte, L. Valdés, C. de Young, L., Fonseca, G., Grimsditch. 2009. *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, Grid-Arendal. 78 p.

4.22 Distribución del carbono orgánico particulado y la biomasa fitoplanctónica en un lago tropical somero

Oseguera Luis A.¹; Alcocer Javier¹; Prol-Ledesma Rosa Ma.² y Membrillo-Abad Alejandra S.³

¹Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090. Tlalnepantla, Estado de México.

²Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.

³Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: loseguera@campus.iztacala.unam.mx

Resumen

En la mayoría de los lagos la atenuación de la luz es inversamente proporcional a la concentración de clorofila *a* (Clor-*a*), indicando la importancia del fitoplancton en la atenuación de la luz. Sin embargo, existen lagos en los que la atenuación de la luz se debe a turbidez no biogénica. El lago de Chapala se caracteriza por presentar aguas “naturalmente” turbias derivado de la gran cantidad de arcillas suspendidas. Para comprobar la relación de la biomasa fitoplanctónica y el carbono orgánico particulado (COP) con la disponibilidad de la luz se tomaron muestras a un metro de profundidad en 16 puntos de la zona limnética (10 en la zona profunda y 6 en la somera). La concentración promedio de la Clor-*a* fue de $9.2 \pm 1.9 \mu\text{g L}^{-1}$ presentándose el valor mayor ($11.9 \pm 0.2 \mu\text{g L}^{-1}$) en la zona más somera mientras que el valor más bajo ($6.1 \pm 0.2 \mu\text{g L}^{-1}$) se encontró en la zona más profunda. Para el caso del COP el valor promedio fue de $3453 \pm 607 \mu\text{g L}^{-1}$, pero el valor máximo ($4760 \mu\text{g L}^{-1}$) y el valor mínimo ($2620 \mu\text{g L}^{-1}$) se encontraron en la zona profunda. La zona eufótica presentó un promedio de $1.6 \pm 0.2 \text{ m}$ con un rango de $1.2 \pm 0.0 \text{ m}$ a $2.0 \pm 0.2 \text{ m}$. No se observó una correlación entre la Clor-*a* y el COP pero si hubo una correlación negativa entre la Zeu y la Clor-*a*. Lo anterior corrobora que en Chapala la mayor parte del COP suspendido no es de origen fitoplanctónico.

Palabras clave: clorofila *a*, disponibilidad de luz, zona imnética, lago de Chapala.

Abstract

Light attenuation in most lakes is inversely proportional to chlorophyll *a* (Chlor-*a*) concentration, reflecting the relevance of phytoplankton in light attenuation. However, there are lakes where the light attenuation is of non-biogenic origin. Lake Chapala has been characterized as a “natural” turbid lake because of the large quantity of suspended clay. To look for onto the relationship between phytoplankton biomass and particulate organic carbon (POC) and light availability, we sampled 16 sites of the limnetic zone of Lake Chapala at one meter deep. The average concentration of Chlor-*a* was $9.0 \pm 1.9 \text{ mg L}^{-1}$ with the highest value ($11.9 \pm 0.2 \mu\text{g L}^{-1}$) in the deep area while the lowest value ($6.1 \pm 0.2 \mu\text{g L}^{-1}$) was found in the shallow zone. Average POC concentration was $345 \pm 61 \text{ mg L}^{-1}$, with the maximum ($476 \mu\text{g L}^{-1}$) and minimum values ($262 \mu\text{g L}^{-1}$) found in the deep zone. The euphotic zone (Zeu) displayed an average of $1.6 \pm 0.2 \text{ m}$ with a range of $1.2 \pm 0.0 \text{ m}$ and $2.0 \pm 0.2 \text{ m}$. No correlation was found between Chlor-*a* and COP, nonetheless there was a negative correlation between Zeu and Chlor-*a*. This fact corroborates that most POC in Lake Chapala is not of phytoplanktonic origin.

Key words: chlorophyll *a*, availability of light, immeasurable area, lake Chapala.

Introducción

En la mayoría de los lagos la atenuación de la luz es inversamente proporcional a la concentración de la clorofila *a* (Clor-*a*), indicando la relevancia del fitoplancton en la atenuación y extinción de la luz (Kirk, 1994). Sin embargo, en los lagos someros la atenuación y extinción de la luz también se atribuye a la cantidad de materia total suspendida en la columna de agua. El efecto de la resuspensión de los sedimentos provocado comúnmente por el viento, incrementa la concentración de partículas suspendidas en la columna de agua e incrementa la importancia de materia suspendida en la extinción y atenuación de la luz (Bracchini *et al.*, 2005). Lo anterior provoca que la autotrofia en los sistemas someros se inhiba por la disponibilidad de la luz; sin embargo, al mismo tiempo, las partículas suspendidas proveen de superficie para la adsorción de la materia orgánica disuelta (Lind y Dávalos-Lind, 1991), la cual puede ser utilizada como alimento por las bacterias heterótrofas (Arruda *et al.*, 1983).

Chapala es un ejemplo de un lago somero con aguas naturalmente turbias por materia suspendida y con una producción de fitoplancton similar a la de un lago oligotrófico (Lind *et al.*, 1992). Sin embargo, es capaz de sostener una elevada pesquería (Lind y Dávalos-Lind, 1991) debido a la formación agregados alrededor de núcleos constituidos por las arcillas en suspensión.

El objetivo del presente trabajo fue comparar la cantidad de carbono orgánico particulado (COP) proveniente de la biomasa fitoplanctónica y de los agregados arcillosos.

Materiales y métodos

Área de estudio

Chapala es el lago más grande de la República Mexicana y está localizado en la parte central de México (20°06'36''-20°18'00'' N y 102°42'00''-103°25'30'' O), a una altitud de 1510 m s.n.m. (Tereshchenko *et al.*, 2002); asimismo, es el lago somero más extenso del mundo (Sandoval, 1994).

El lago tiene 77 km de longitud máxima y 15 km aproximadamente de ancho con un área aproximada de 1100 km² y un perímetro de 209.5 km (Limón *et al.*, 1989). La profundidad promedio varía entre 4 y 7 m (Trujillo-Cárdenas *et al.*, 2010). Por su tamaño y poca profundidad, el viento agita constantemente toda la columna de agua (Banks y Herrera, 1977) provocando frecuentes eventos de resuspensión de sedimentos. El lago presenta una temperatura anual promedio de 21.8 °C, una concentración de oxígeno disuelto de 6.9 mg L⁻¹, un pH de 8.2 y una alcalinidad de 268.5 mg L⁻¹ (Quiroz-Castelán *et al.*, 2004).

La precipitación anual es de 750 mm y la evaporación oscila entre los 1000 y 1400 mm por año, resultando un balance negativo. El déficit se compensa por el aporte del río Lerma (Filonov *et al.*, 1998). El clima circundante es del grupo templado, subgrupo semicálido subhúmedo (A) c(Wo) (w) y presenta la época de lluvia en verano y un porcentaje de lluvia en invierno menor a cinco (García, 1989). El viento es una de las variantes ambientales más importantes que afectan las condiciones ecológicas del lago regulando, entre otras características importantes, la penetración de la luz.

Trabajo de campo

Se muestrearon 16 puntos durante enero de 2013: diez estaciones en la zona profunda (centro y oeste) y seis en la parte somera (este) (Figura 1). Para la medición de las variables fisicoquímicas se utilizó una sonda multiparamétrica de calidad del agua marca Hydrolab modelo DS4 acoplado a un sistema de captura y almacenaje de información marca Hydrolab modelo SVR4. Para calcular la zona eufótica ($Z_{eu} = 1\% \text{ SPAR}$) se obtuvieron perfiles de radiación fotosintética activa (PAR, por sus siglas en inglés) con un perfilador de fluorescencia natural marca Biospherical modelo PNF-300. La

obtención de las muestras para el análisis de la concentración de COP y la Clor-a se realizó con una botella muestreadora de agua marca UWITEC de 5 L de capacidad. Las muestras fueron tomadas a 1 m de profundidad y tamizadas *in situ* a través de una malla de 100 μm de apertura para eliminar al zooplancton grande o “nadador” (“swimmers”) para no afectar la precisión de la evaluación del carbono como sugieren diversos autores (*e.g.*, Jellison y Melack, 2001; Karl *et al.*, 1991). Las muestras fueron almacenadas inmediatamente en botellas de plástico y se mantuvieron en oscuridad y a baja temperatura (dentro de una hielera con una cama de hielo) para evitar su alteración durante su transporte al laboratorio (máximo 4 h).



Figura 1. Puntos de muestreo en Lago de Chapala, México.

Trabajo de laboratorio

En el laboratorio, las muestras de COP de cada punto se filtraron a través de filtros Whatman GF/F de 13 mm (0.7 μm de retención nominal) previamente calcinados (550 °C por 4 h). El volumen de muestra filtrado fue de entre 15 y 20 ml. El filtrado de las muestras se llevó a cabo con una bomba de vacío, a una presión de entre 0.3 y 0.5 atm 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 (Karl *et al.*, 1991; Veronesi *et al.*, 2002). Posteriormente, los filtros fueron secados a 60 °C en una estufa de secado (marca Lab-Line Instruments modelo 3512) por 24 h y se almacenaron en un desecador hasta (Jellison y Melack, 2001). La medición tanto del carbono orgánico particulado COP se realizó con un analizador elemental Carlo Erba® modelo NC2100 (Veronesi *et al.*, 2002).

Para la evaluación de la concentración de Clor-a de cada punto se siguió el método 445.0 de la EPA (Arar y Collins, 1997). Se filtraron alícuotas de 15 ml a través de filtros de fibra de vidrio GF/F (Whatman, 13 mm de diámetro, apertura de poro nominal 0.7 μm) con la ayuda de una bomba de vacío, a una presión de entre 0.3 y 0.5 atm para evitar la pérdida de material. La Clor-a retenida en los filtros se extrajo con acetona al 90% durante un periodo de 20 h, en condiciones de oscuridad y refrigeración.

Finalmente, el extracto se leyó en un fluorómetro digital Turner Designs 10-AU.

Resultados y discusión

Parámetros ambientales

Los parámetros ambientales fueron muy similares en todas las estaciones de muestreo. La temperatura mayor se encontró en la estación C38 de la zona somera y la menor se registró en la zona profunda (C01). En general la conductividad de la zona profunda fue ligeramente mayor que la de la parte somera mientras que el pH fue muy parecido en ambas zonas. En la zona profunda se registraron los valores mayores de oxígeno disuelto (CG1= 8.2 mg L⁻¹) y turbidez (C01= 151 NTU) y los valores menores de ambos parámetros se encontraron en ambas zonas del lago (Cuadro 1). La zona eufótica presentó su profundidad mínima en la parte somera (C12= 1.2±0.0 m) y su máxima en la profunda (C05= 2.0±0.2 m).

Cuadro 1. Características ambientales de las estaciones profundas y someras del Lago de Chapala, México (Z= profundidad, Temp= temperatura, SpCond= conductividad eléctrica estandarizada a 25°C, POR= potencial de óxido-reducción, OD= concentración de oxígeno disuelto y Turb= turbidez).

	Estación	Z (m)	Temp °C	SpCond μS cm ⁻¹	pH	POR mV	OD mg L ⁻¹	Turb NTU
PROFUNDAS	C01	3.7	17.5	1067	8.5	231.2	6.1	151
	C02	5.0	18.0	1065	8.9	233.5	6.1	25
	C03	5.0	18.6	1064	8.9	238.8	7.1	29
	C04	5.5	18.4	1065	8.9	247.0	6.1	25
	C05	4.5	18.1	1069	8.9	238.8	6.1	106
	C06	3.1	17.9	1064	8.9	248.0	6.8	23
	C07	3.7	17.8	1083	8.9	294.8	6.8	56
	C08	4.0	18.0	1080	8.9	258.0	6.1	37
	C09	4.6	18.4	1072	8.9	270.3	6.1	33
	CG1	3.2	18.3	1072	9.0	267.8	8.2	39
SOMERAS	C12	2.8	18.6	1000	8.8	271.5	6.8	43
	C13	2.6	17.9	992	8.9	262.0	6.1	27
	C14	2.7	18.0	998	8.9	267.0	6.7	29
	C15	2.1	18.6	1000	8.8	281.3	6.6	44
	C37	2.6	18.6	992	8.8	281.0	6.1	35
	C38	1.0	20.2	997	8.9	287.0	6.4	35

COP y Clor-a

En general, la concentración promedio de COP en el Lago de Chapala fue de 3453±607 μg L⁻¹ en un intervalo de 2620 a 4760 μg L⁻¹. El promedio de COP de la zona profunda fue de 3420±670 μg L⁻¹ con un valor máximo de 4760 μg L⁻¹ (C05) y un valor mínimo de 2620 μg L⁻¹ (C01). En la parte somera la mayor concentración se encontró en la estación C15 (4160 μg L⁻¹) mientras que la menor se observó en la estación C13 (2680 μg L⁻¹) con un promedio de 3508±540 μg L⁻¹ (Figura 2). No se presentó una diferencia significativa (p> 0.05) entre las dos zonas del lago a pesar de que se esperaría encontrar una mayor concentración de COP en la zona somera debido a que se presenta una mayor resuspensión de los sedimentos y adicionalmente desemboca el río Lerma donde hay una descarga de contaminantes y nutrientes provenientes de las actividades industriales y agrícolas (Fernex *et al.*, 2001).

La concentración promedio de Clor-a en el Lago de Chapala fue de 9.2±1.9 μg L⁻¹ en un intervalo de 6.1 a 11.9 μg L⁻¹. El valor promedio de la Clor-a de la zona profunda fue de 8.5±1.9 μg L⁻¹ con la concentración menor en la estación C06 (6.1±0.2 μg L⁻¹) y la mayor en la estación C09 (11.9±0.2 μg L⁻¹).

¹). La mayor concentración en la zona somera se observó en la estación C14 ($11.9 \pm 0.2 \mu\text{g L}^{-1}$) mientras que la mínima se encontró en la estación C12 ($8.9 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 3). El promedio de la zona somera fue de $10.1 \pm 1.1 \mu\text{g L}^{-1}$. Para la Clor-a si se encontró una diferencia significativa ($p < 0.05$) entre las dos zonas del lago. Esto coincide con lo reportado por Lind *et al.* (1992) quienes encontraron que la Clor-a de zona somera casi fue el doble a lo encontrado en la zona profunda. Ellos atribuyen este incremento a la entrada de nutrientes por el río Lerma. Sin embargo Quiroz-Castelán *et al.* (2004) no encontraron una diferencia en las comunidades fitoplanctónicas entre la zona somera y profunda del lago, lo que sugiere que aunque la composición fitoplanctónica es similar, la densidad es mayor en la zona litoral comparada con la profunda.

Los valores de COP son similares a los encontrados en otros lagos eutróficos someros, por ejemplo del Parque Nacional Lagunas de Montebello (Balantetic= $2184 \mu\text{g L}^{-1}$ y Chajchaj $2200 \mu\text{g L}^{-1}$) (Oseguera *et al.*, 2015). La concentraciones de Clor-a encontrada en estos mismos lagos (Balantetic= $8.1 \mu\text{g L}^{-1}$ y Chajchaj= $6.8 \mu\text{g L}^{-1}$) (Vera-Franco *et al.*, 2015) también fueron similares a las registradas en este estudio. Tanto los lagos de Montebello como el de Chapala reciben la descarga de un río con presencia de contaminantes y nutrientes provenientes de las actividades industriales y agrícolas y están expuesto a la acción del viento provocando la resuspensión de los sedimentos.

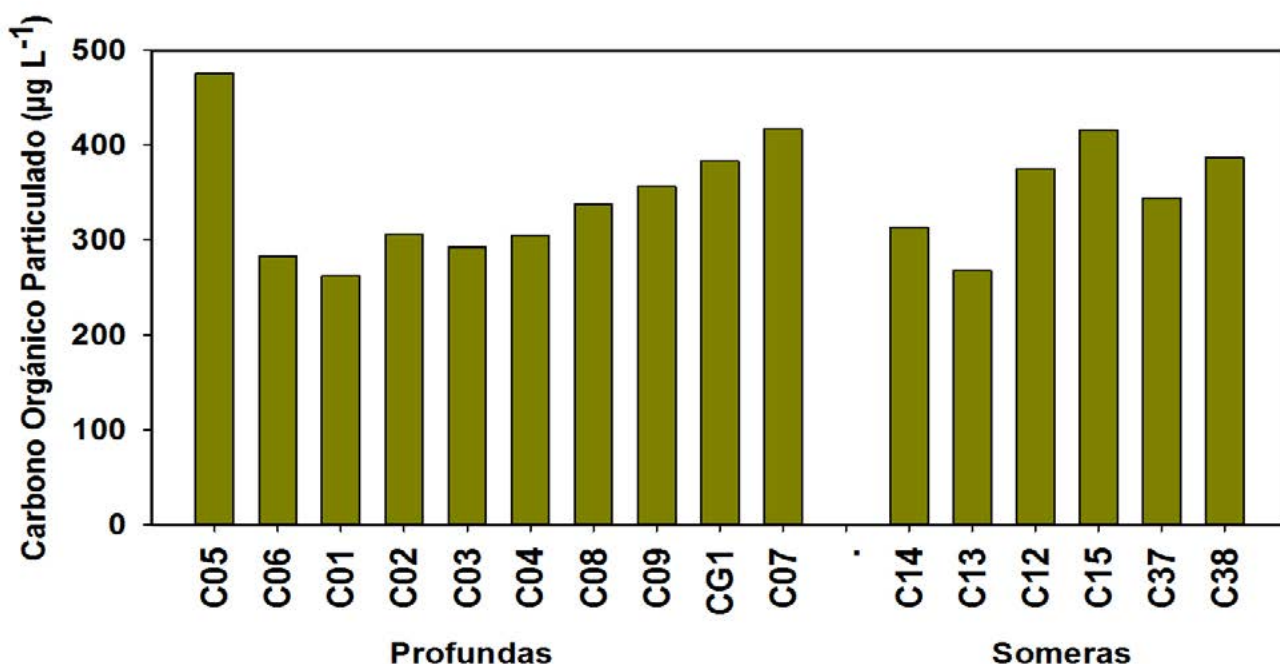


Figura 2. Concentración del Carbono Orgánico Particulado en el Lago Chapala, México.

No se encontró una correlación significativa ($p > 0.05$) del COP con la concentración de Clor-a en ninguna de las zonas pero sí con la zona eufótica ($p < 0.05$). Lo anterior indica que la fuente de COP no es de origen fitoplanctónico. Jaramillo *et al.* (1984) mencionan que de no presentar arcillas coloidales en suspensión, el Lago de Chapala tendría mayor productividad fitoplanctónica ya que presentaba típicamente niveles de transparencia entre 20 y 100 cm -y un aporte elevado de nutrientes- por lo que se consideraba un lago relativamente turbio. Por otro lado Lind *et al.* (1992) estimaron que la producción del fitoplancton en el lago de Chapala estuvo limitada por la alta turbidez arcillosa, originada principalmente por partículas coloidales inorgánicas (arcillas) suspendidas por la acción del viento.

Díaz-Pardo *et al.* (1998) mencionaron que en los lagos de Chapala y Pátzcuaro la turbidez es de origen no biogénico.

De acuerdo a Lind y Dávalos-Lind (1991) la resuspensión constante del sedimento en el Lago de Chapala inhibe los procesos autotróficos por la inhibición de la luz, pero esto promueve la formación de agregados de materia orgánica que pueden ser utilizados por las bacterias heterótrofas.

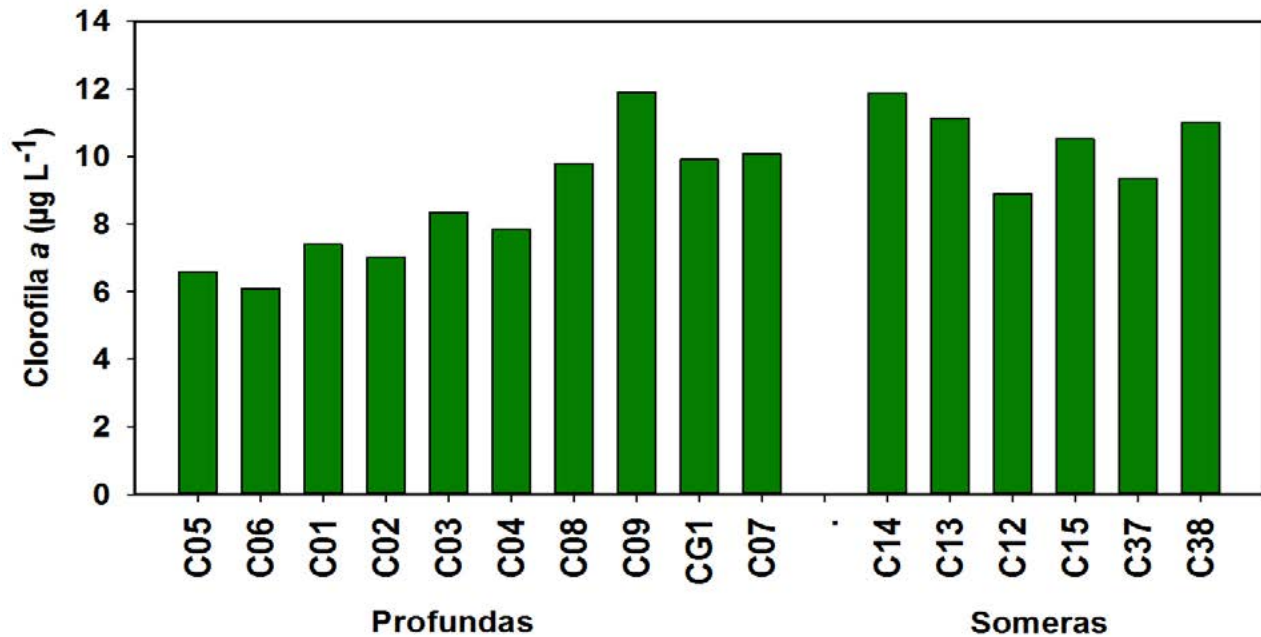


Figura 3. Concentración de la clorofila *a* en el Lago Chapala, México.

Conclusiones

En el lago de Chapala no se encontró una diferencia significativa en la distribución horizontal de la concentración de COP (somera= $3508 \pm 540 \mu\text{g L}^{-1}$ y profunda= $3420 \pm 670 \mu\text{g L}^{-1}$) pero sí en la concentración de Clor-*a*, siendo mayor en la zona somera ($10.1 \pm 1.1 \mu\text{g L}^{-1}$) que en la profunda ($8.5 \pm 1.9 \mu\text{g L}^{-1}$).

Una correlación negativa entre la Clor-*a* y la Zeu y una falta de correlación entre la concentración de COP y Chl-*a* confirma que la turbidez de la columna de agua no proviene de los organismos fitoplanctónicos sino de la formación de agregados que funcionan, como lo mencionan Lind y Dávalos-Lind (1991), de sustrato y alimento para el establecimiento de bacterias heterótrofas.

Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por el proyecto otorgado por PAPIIT-UNAM (IN113811). Se agradece a C. González, J. Martínez, M. J. González, R.E. Villanueva y J. Rentería por el apoyo en el trabajo de campo y laboratorio.

Bibliografía

- Arar, E. and G. Collins. 1997. *In vitro* determination of chlorophyll *a* and pheophytin *a* in marine and fresh- water algae by fluorescence. Method 445.0. US Environmental Protection Agency. Cincinnati, USA. 22 p.
- Arruda, J.A., G.R. Marzolf and R.T. Faulk. 1983. The role of suspended sediments in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. *Ecology* 64:1225-1235

- Banks, R. and F. Herrera. 1977. Effect of wind and rain on surface aereation. *En: Owen, T., R. Doyle, S. Darrel, T. Bruce, J. Glass, L. Dávalos y J. Limón. Lago de Chapala: factores que controlan la producción de fitoplancton, Ingeniería-Hidráulica en México.* pp. 17-29.
- Bracchini, L., A.D. Dattilo, M. Falcucci, S.A. Loiselle, V. Hull, C. Arena and C. Rossi. 2005. Spatial and temporal variations of the inherent and apparent optical properties in a shallow coastal lake. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 80:161-177.
- Díaz-Pardo, E., G. Vázquez and E. López-López. 1998. The phytoplankton community as a bioindicator of health conditions of Atezca Lake, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1:257-266.
- Fernex, F., P. Zárate-del Valle, H. Ramírez-Sánchez, F. Michaud, C. Parron, J. Dalmasso, G. Barci-Funel and M. Guzman-Arroyo. 2001. Sedimentation rates in Lake Chapala (western Mexico): possible active tectonic control. *Chemical Geology* 177:213-228.
- Filonov, A.E., I.E. Tereshchenko and C.O. Monzón. 1998. On the oscillations of the hydrometeorological characteristics in the region of Lake Chapala in time frames of the days to tens of years. *Geofísica Internacional* 37:293-307.
- García, E. 1989. Modificaciones al sistema climático de Köppen. UNAM, México D.F. 35 p.
- Jaramillo, J., J. Limón, R. Ledesma, L. West, S. Álvarez y R. Ruíz, R. 1984. Recopilación y primera etapa de información sobre calidad del agua en el lago de Chapala, Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, Dirección General de Prevención de la Contaminación Ambiental. 313 p.
- 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: Hurd, D.C. and D.W. Spencer (Eds.). Marine particles: Analysis and characterization. Geophysical Monograph 63. American Geophysical Union, Washington.* pp. 71-77.
- Kirk, J.T.O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems.* 2nd Ed. Cambridge University Press, Cambridge. 662 p.
- Limón, J., J. Jaramillo, R. Ledesma, L. West, S. Alvarez y R. Ruíz. 1989. Recopilación, Segunda etapa de evaluación sobre calidad del agua en el lago de Chapala, Jalisco. Subsecretaría de Ecología, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Ambiental. Vol 1. 404 pp.
- Lind, O.T. and L. Dávalos-Lind. 1991. Association of turbidity and organic carbon with bacterial abundance and cell size in a large, turbid, tropical lake. *Limnology and Oceanography* 36(6):1200-1208.
- Lind, O.T., R. Doyle, D.S. Vodopich, B.G. Trotter, J.G. Limón and L. Dávalos-Lind. 1992. Clay turbidity: regulation of phytoplankton in a large, nutrient-rich lake. *Limnology and Oceanography* 37:549-565.
- Oseguera, L.A. y J. Alcocer. 2015. Concentración y distribución vertical del carbono particulado (total y orgánico) en los lagos de Montebello, Chiapas. *En: Paz-Pellat F., J. Wong-González y R. Torres-Alamilla (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C. y Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México, México.* pp. 457-463.
- Quiroz-Castelán, H., L.M. Mora-Zúñiga, I. Molina-Astudillo y J. García-Rodríguez. 2004. Variación de los Organismos Fitoplanctónicos y la Calidad del Agua en el Lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria* 14(1):47-58.
- Sandoval, F.P. 1994. *Pasado y Futuro del Lago de Chapala, Secretaría General Unidad Editorial. Gobierno del Estado de Jalisco, México.* 92 p.
- Tereshchenko, I, A. Filonov, A. Gallegosb, C. Monzón and R. Rodríguez. 2002. El Niño 1997-98 and the hydrometeorological variability of Chapala, a shallow tropical lake in Mexico. *Journal of Hydrology* 264:133-146.
- Trujillo-Cárdenas, J.L., N.P. Saucedo-Torres, P.F. Zárate del Valle, N. Ríos-Donato, E. Mendizábal and S. Gómez-Salazar. 2010. Speciation and sources of toxic metals in sediments of Lake Chapala, Mexico. *Journal of the Mexican Chemical Society* 54(2):79- 87.
- Vera-Franco, M.N., P. Hernández-Victoria, J. Alcocer, V. Ardiles-Gloria y L.A. Oseguera. 2015. Concentración y distribución vertical de la clorofila-a fitoplanctónica en los lagos de Montebello, Chiapas. *En: Alcocer, J., M. Merino-Ibarra y E. Escobar-Briones (Eds.). Tendencias de investigación en Limnología tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología. México.* pp. 107-114.
- 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.

5

Ecosistemas Terrestres

5.1 Inferencia espacial de la concentración de carbono orgánico en los suelos de México

Guevara Mario¹; Vargas Rodrigo¹; Arroyo Carlos²; Equihua Julian²; Cruz Carlos³; Etchevers Jorge⁴; Paz Fernando⁴; Brunzell Nathaniel⁵; Hayes Daniel⁶ y de Jong Ben⁷

¹*Departamento de Ciencias de Plantas y Suelos, Universidad de Delaware. Newark, DE, USA.*

²*Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Periférico-Insurgentes Sur No. 4903, Col. Parques del Pedregal, Delegación Tlalpan, CP 14010, Ciudad de México.*

³*Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Av. Héroe de Nacozari Sur No. 2301, Fraccionamiento Jardines del Parque, CP 20276, Aguascalientes, Aguascalientes.*

⁴*Colegio de Postgraduados (COLPOS). Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.*

⁵*Department of Geography, The University of Kansas. Lawrence, KS, USA.*

⁶*Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge TN, USA.*

⁷*El Colegio de la Frontera Sur. Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial, CP 24500, Lerma Campeche, Campeche.*

Autor para correspondencia: mguevara@udel.edu

Resumen

La reducción en las pérdidas de carbono orgánico edáfico facilita la mitigación del cambio climático global. Sin embargo, representar espacialmente su variabilidad resulta costoso y tardado. El objetivo del estudio fue la generación de mapas digitales de carbono orgánico del suelo en México a diferentes profundidades específicas y evaluar la capacidad predictiva de la topografía. Se utilizó un modelo digital de elevaciones de 1 x 1 km de resolución espacial y fueron generados atributos primarios y secundarios. Estos atributos fueron transformados a componentes principales y usados como covariables de las observaciones de carbono orgánico (%) contenidas en las descripciones de los perfiles de suelo de INEGI. Fue implementado un modelo no-paramétrico para estandarizar el contenido de carbono a diversas profundidades específicas. Posteriormente fue implementado un análisis de regresión combinado con geoestadística y una estrategia de validación cruzada. Se pudo explicar 57% de la variabilidad espacial del carbono orgánico del suelo superficial (0-5 cm). La capacidad predictiva del modelo disminuye con la profundidad de análisis debido a que el número de muestras generalmente es menor en los horizontes subsuperficiales. Los resultados sugieren que, al nivel nacional, las selvas cálidas húmedas y las sierras templadas presentan las mayores concentraciones de carbono orgánico en el suelo. El desarrollo de capacidades para la delimitación precisa de áreas prioritarias de conservación y recuperación de funciones de suelos resulta relevante para un aprovechamiento sostenible de las tierras y mitigación efectiva del cambio climático.

Palabras clave: geoestadística, atributos de terreno.

Abstract

Soil organic carbon facilitates climate change mitigation. However, to spatially represent its variability is expensive and time consuming, for large areas, it requires a large number of observations. The aim of the study was the generation of digital maps of soil organic carbon in Mexico and United States at different specific depths and to evaluate the predictive capacity of topography. A digital elevation model at 1 x 1 km of spatial resolution was used to generate primary and secondary attributes. These attributes were transformed to principal components and used as predictors of soil organic carbon observations (%) contained in the legacy soil profile descriptions of INEGI. It was implemented a non-parametric model to standardize the carbon content to different specific soil depths. It was subsequently implemented a regression analysis combined with geostatistics as well as a cross-validation strategy. We were able to explain 57% of the spatial variability of surficial (0-5 cm) soil organic carbon. Model

predictive capacity decreases with analyzed depth because the number of samples is generally lower in subsurface horizons. The results suggest that, at the national level, the tropical rainforests and temperate sierras have the highest concentrations of soil organic carbon. Capacity building for the precise delineation of priority areas for soil conservation and soil function recovery are relevant to sustainable land use and effective mitigation of climate change.

Key words: geostatistics, terrain attributes.

Introducción

La conservación de las concentraciones actuales de carbono orgánico del suelo contribuye a mitigar el cambio climático global. Sin embargo, la distribución espacial del carbono orgánico en los suelos de México ha sido poco estudiada y la información disponible está sujeta a muchas fuentes de incertidumbre. Debido a que no podemos muestrear el territorio nacional en su totalidad, es necesario hacer uso de modelos predictivos de aquellas variables determinantes en el funcionamiento biogeoquímico de los ecosistemas, como la concentración de carbono orgánico en el suelo. Para inferir valores de suelo en áreas sin información disponible, el modelo conceptual SCORPAN+e (*Soils, Climate, Organisms, Relief, Parent material, Age, and Space plus model error*) ha sido formulado (McBratney *et al.*, 2003). Este modelo conceptual recae en trabajos clásicos de formación de suelos (*e.g.*, Jenny, 1941) y en trabajos pioneros (*e.g.*, Moore *et al.*, 1993) que describen la variabilidad del suelo con la topografía y las rutas de flujo preferencial de agua en la escala de ladera, las cuales influyen sobre el potencial hidrológico morfogenético de los suelos (Gessler *et al.*, 1995) incluido el carbono contenido en ellos (Adhikari *et al.*, 2014) y es una aproximación inicialmente basada en datos patrimoniales (Minasny *et al.*, 2008), como las colecciones de perfiles de suelo descritos largo de décadas por el Instituto Mexicano de Estadística y Geografía, INEGI (Krasilnikov *et al.*, 2013).

En el mapeo digital de suelos, una propiedad o categoría de suelos (representada por las observaciones disponibles que cuenten con coordenadas), puede ser descrita como una función estadística/numérica de la información disponible sobre su ambiente de formación, representada por cuatro fuentes principales de información: (a) la información patrimonial, (b) las superficies y casetas climáticas, (c) la percepción remota y (d) el análisis digital de terreno. La información patrimonial y la información climática generalmente se encuentran disponibles a una escala moderada de representatividad espacial, mientras que la percepción remota de tipo satelital ha facilitado la representación espacial de diversos factores de formación de suelos a mayor resolución y precisión.

La topografía (el relieve), por ejemplo, podemos representarla espacialmente a través de los modelos digitales de elevación (MDE) disponibles globalmente de manera pública. Gracias al INEGI, en México existe información topográfica con cobertura nacional de hasta 15m de resolución espacial. Por otra parte, los atributos derivados del análisis digital de terreno (primarios como la pendiente o la exposición, y secundarios como el sombreado analítico o el índice topográfico de humedad) cuyo insumo principal son los MDE's, son los factores predictores del carbono orgánico del suelo más comunes en la bibliografía (Minasny *et al.*, 2013). El contenido de carbono orgánico al nivel superficial en México ha sido modelado previamente por la vía geoestadística por Cruz Cárdenas *et al.* (2014).

Otros estudios (*e.g.*, Hengl *et al.*, 2014) han generado información global sobre diversas características del suelo para ciertas profundidades específicas, sin embargo presentan altos niveles de incertidumbre probablemente debido a inconsistencias entre las bases de datos empleadas. El objetivo general de este trabajo fue la implementación de un sistema de inferencia espacial del contenido de carbono orgánico de los suelos de México y evaluar la capacidad predictiva de los productos derivados del análisis digital de terreno para generar mapas digitales que funcionen como línea base para cuantificar y monitorear la variabilidad de las concentraciones de carbono en los suelos de México.

Materiales y métodos

Los datos empleados en este trabajo corresponden a la serie dos de las colecciones nacionales de perfiles de suelo generadas por INEGI y disponibles de manera pública en http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/edafologia/vectorial_serieii.aspx. La Figura 1 muestra la distribución espacial de los perfiles de suelo sobre el MDE (<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/descarga.aspx>) remuestreado a 1 x 1 km de resolución espacial. Al nivel nacional y por ecorregión, fue llevado a cabo un análisis de la estadística descriptiva de los datos disponibles y su relación con la profundidad. También fueron analizados los variogramas de los datos para los primeros cuatro horizontes muestreados. El MDE fue importado al sistema de información geográfica SAGA GIS (Conrad *et al.*, 2015) donde fue corregido (por ejemplo fueron removidas oquedades espurias o picos falsos con funciones de suavizado) y procesado para calcular atributos básicos de terreno (http://www.saga-gis.org/saga_module_doc/2.1.3/ta_compound_0.html), los cuales fueron asociados a las coordenadas de los perfiles descritos.

Posteriormente los datos fueron importados a una plataforma estadística (R Core Team, 2015) y los valores fueron estandarizados a las profundidades específicas determinadas por el consorcio GlobalSoilMap.net (0-5, 5-15, 15-30, 30-60, 60-100 y 100 a 200 cm) para el mapa global de suelos (Sanchez *et al.*, 2009) empleando funciones no paramétricas de tipo mass preservative splines como aquellas sugeridas por Malone *et al.* (2009) o Adhikari y colaboradores (2014). Por último, fue implementado un análisis automatizado de mapeo digital de suelos en tres dimensiones. Este análisis combinó un modelo de regresión lineal generalizado, con geoestadística (kriging ordinario) de los residuales siguiendo el marco de trabajo propuesto por Hengl *et al.*, (2004).

La parte determinista del modelo tomó forma de un modelo lineal generalizado al cual fueron incorporados los residuales interpolados con métodos geoestadísticos simples. El análisis fue llevado a cabo empleando el paquete de R, GSIF (Global Soil Information Facilities <http://gsif.r-forge.r-project.org/>).

Para reducir la varianza de los residuales, la multicolinealidad de los atributos topográficos, así como los supuestos de normalidad de los métodos lineales, los factores predictivos fueron transformados a componentes principales y los datos de carbono fueron transformados a su logaritmo natural.

La validación del modelo fue llevada a cabo de manera cruzada dejando conjuntos de diez datos en cada iteración como es sugerido por Kohavi (1995).

La capacidad predictiva de la topografía fue llevada a cabo evaluando la varianza explicada (R^2) entre los datos observados y los modelados.

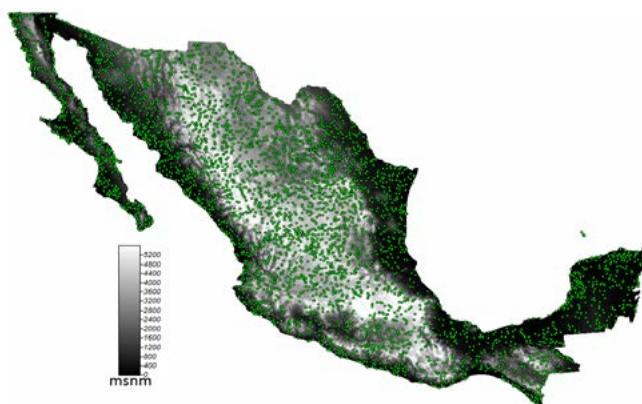


Figura 1. (a) Distribución espacial de los perfiles descritos por INEGI serie 2 sobre MDE 1x1km, (b) Ecoregions of Mexico level 1 (*sensu* INEGI-CONABIO-INE, 2008).

Resultados y discusión

Estadística descriptiva y autocorrelación espacial

La distribución de los datos disponibles es de tipo log-normal. La Figura 2a ilustra la variabilidad del porcentaje estimado en relación con la profundidad al nivel nacional. En general, las concentraciones de carbono orgánico tienden a disminuir con la profundidad. La variabilidad del carbono orgánico del suelo es mayor en la superficie, y también disminuye notablemente con la profundidad. La Figura 2b muestra las curvas de densidad de los datos estimados de carbono al nivel nacional y por ecorregión.

La mayor concentración de carbono orgánico en el suelo parece estar en las selvas tropicales lluviosas y en las serranías templadas.

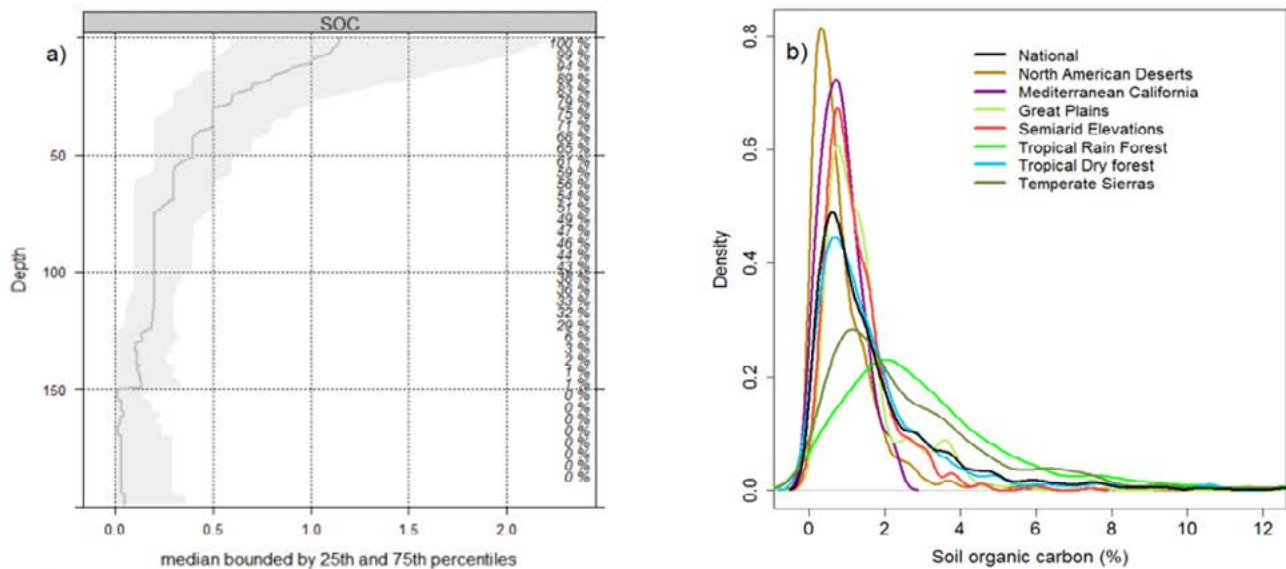


Figura 2. (2a) Rangos de variabilidad de los datos disponibles en relación con la profundidad indicando el porcentaje de perfiles con datos disponibles en cada intervalo de profundidad, (2b) funciones de densidad del carbono estimado al nivel nacional y por ecorregión.

El análisis de autocorrelación espacial al nivel nacional muestra que aunque existe evidencia de estructura espacial, el componente de variación no correlacionado con los datos disponibles (el efecto pepita) es muy alto. Contrario a las expectativas, el mejor ajuste al nivel nacional se encontró en los horizontes subsuperficiales (3 y 4) donde hay menos datos, indicando un nivel de variabilidad más complejo en la superficie.

El análisis de variograma (Figura 3) al nivel de ecorregión sugiere una estructura espacial más clara y una reducción del efecto pepita, sobre todo en el bosque tropical lluvioso, las elevaciones semiáridas, las grandes planicies y en los desiertos de América del Norte. Estos elementos son importantes consideraciones en la planeación y diseño de nuevas colectas de datos de campo.

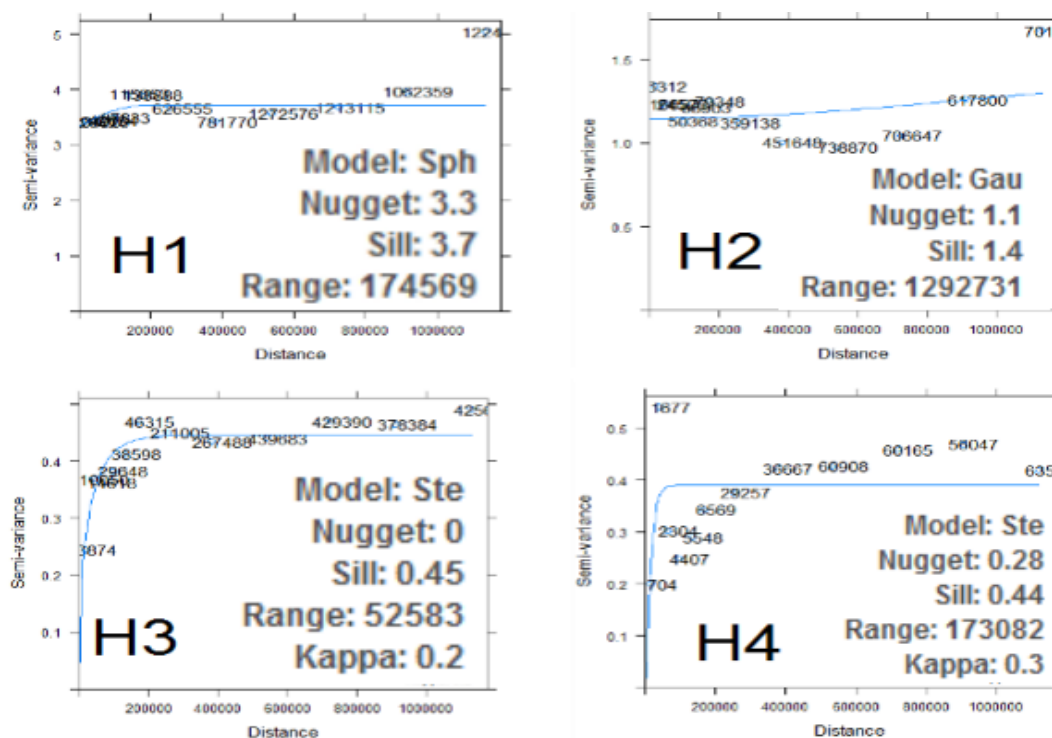


Figura 3. Variogramas experimentales de los datos disponibles para los primeros cuatro horizontes muestreados al nivel nacional.

Se encontró que, empleando solamente los atributos topográficos, se explica $>50\%$ de la variabilidad espacial del carbono en la superficie (primeros 5 cm de suelo). Aunque la evidencia de autocorrelación espacial es más fuerte en los horizontes subsuperficiales, el menor número de observaciones disponible limita la capacidad predictiva del modelo, la varianza explicada decrece hasta 29% en los horizontes subsuperficiales, debajo de los 5 cm de profundidad. Este trabajo se suma a los pocos esfuerzos de mapeo digital de suelos a la escala nacional mexicana (Cruz-Cárdenas *et al.*, 2014, Guerrero *et al.*, 2013).

La Figura 4 muestra la cartografía digital de carbono orgánico a diferentes profundidades específicas.

Las implicaciones de solo usar la topografía como predictor del carbono orgánico tiene pros y contras. Por un lado, usar solo el modelo digital de elevaciones y sus atributos derivados como factores de predicción resulta importante porque permite generar hipótesis sobre la variabilidad del carbono en sitios sin información de carbono orgánico disponible a la resolución espacial del modelo digital de elevaciones disponible.

El supuesto principal en este caso es que, la totalidad de los datos disponibles al nivel país, captura la variabilidad del carbono orgánico del suelo al nivel local. Este enfoque ha sido explorado para la modelación de suelos a nivel global donde se ha logrado explicar cerca del 22% de variabilidad de carbono en los suelos del mundo (Hengl *et al.*, 2014).

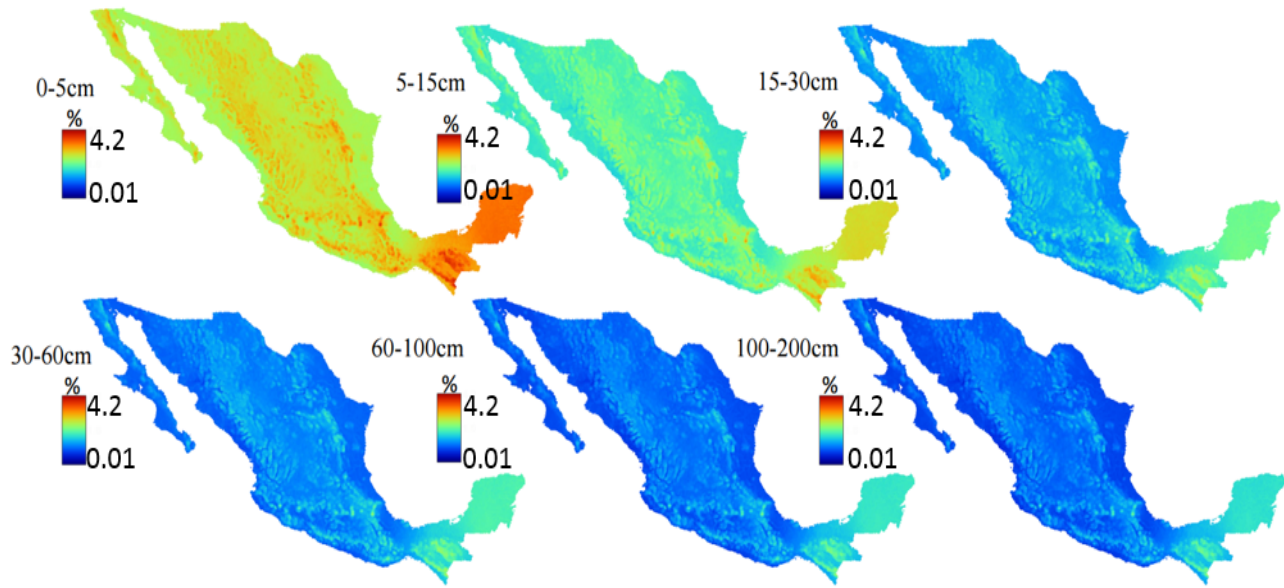


Figura 4. Predicciones de carbono orgánico del suelo (en %) generadas empleando un modelo de regresión lineal combinado con geostatística de los residuales (*regression-kriging*).

Existe un componente de variación que, además del ruido (sistemático o determinista), no logra ser capturado por la topografía y que está asociado a la influencia de los factores de formación de suelos no representados en el espacio de covariables (organismos, geología, clima). Por ejemplo, incluir una covariable que represente el uso de suelo y vegetación (*e.g.*, EVI) podría mejorar la capacidad predictiva del modelo (incrementar la varianza explicada), pero el mapa resultante sería redundante con la información de uso de suelo y vegetación, lo cual limita la interpretación de la relación entre usos de la tierra y la respuesta de la vegetación (reflejados en un índice de vegetación) a la concentración de carbono orgánico en el suelo.

Conclusiones

México es un país megadiverso y espacialmente muy heterogéneo, lo cual dificulta el muestreo y la modelación del carbono orgánico edáfico. Aún quedan grandes huecos de incertidumbre sobre la variabilidad espacial de las concentraciones de carbono en los suelos de México, sobre todo en los horizontes subsuperficiales. La capacidad predictiva que tiene la topografía (representada por los productos derivados del análisis digital de terreno) sobre la variabilidad del carbono orgánico del suelo es sensible al número de muestras, pero logra explicar hasta un 57% en la superficie (0-5 cm). Esta aproximación facilita el esfuerzo de trabajo requerido para identificar y delimitar áreas de mayor concentración de carbono orgánico del suelo. Es un sistema que permite actualizar resultados empleando nuevos datos y nuevas covariables. Los mapas generados sugieren una mayor concentración de carbono orgánico en el suelo de las selvas cálidas húmedas del sureste Mexicano, así como en las sierras templadas dominadas por diversas asociaciones forestales.

Bibliografía

- Adhikari, K., A.E. Hartemink, B. Minasny, R.B. Kheir, M.B. Greve and M.H. Greve. 2014 Digital Mapping of Soil Organic Carbon Contents and Stocks in Denmark. *PLoS ONE* 9 e105519 <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0105519>.
- Conrad, O., B. Bechtel, M. Bock, H. Dietrich, E. Fischer, L. Gerlitz, J. Wehberg, V. Wichmann and J. Böhner. 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development* 8:1991-2007 <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>.
- Cruz-Cárdenas, G., L. López-Mata, C.A. Ortiz-Solorio, J.L. Villaseñor, E. Ortiz, J. Teodoro-Silva and F. Estrada-Godoy. 2014. Interpolation of Mexican Soil Properties at a Scale of 1:1 000 000. *Geoderma* 213(2):29-35 <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.014>.
- Gessler, P.E., I.D. Moore, N.J. McKenzie and P.J. Ryan. 1995. Soil-Landscape Modelling and Spatial Prediction of Soil Attributes. *International Journal of Geographical Information Systems* 9:421-432 <http://dx.doi.org/10.1080/02693799508902047>.
- Guerrero, E., A. Pérez, C. Arroyo, J. Equihua and M. Guevara. 2014. Building a National Framework for Pedometric Mapping. *In: Arrouays (Eds.). GlobalSoilMap*, CRC Press. pp. 103-8.
- Hengl, T., G.B.M. Heuvelink and A. Stein. 2004. A Generic Framework for Spatial Prediction of Soil Variables Based on Regression-Kriging. *Geoderma* 120:75-93 <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.018>.
- Hengl, T., J. Mendes de Jesus, R.A. MacMillan, N.H. Batjes, G.B.M. Heuvelink, E. Ribeiro, A. Samuel-Rosa, B. Kempen, J.G.B. Leenaars, M.G. Walsh and M. Ruiperez-Gonzalez. 2014. SoilGrids1km-Global Soil Information Based on Automated Mapping. *PLoS ONE* 9 e105992 <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0105992>.
- INEGI-CONABIO-INE. 2008. Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1000000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Jenny, H. 1994. Factors of Soil Formation. A System of Quantitative Pedology. New York: Dover Press. (Reprint, with Foreword by R. Amundson, of the 1941 McGraw-Hill publication).
- Kohavi, R. 1995. A Study of Cross-Validation and Bootstrap for Accuracy Estimation and Model Selection', in Proceedings of the 14th International Joint Conference on Artificial Intelligence - Volume 2, IJCAI'95 (San Francisco, CA, USA: Morgan Kaufmann Publishers Inc. pp. 1137-1143. <http://dl.acm.org/citation.cfm?id=1643031.1643047> (Accessed: March 20, 2016).
- Krasilnikov, P., M. del C. Gutiérrez-Castorena, R.J. Ahrens, C.O. Cruz-Gaistardo, S. Sedov and E. Solleiro-Rebolledo. 2013. The Soils of Mexico. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Malone, B.P., A.B. McBratney, B. Minasny and G. M. Laslett. 2009. Mapping Continuous Depth Functions of Soil Carbon Storage and Available Water Capacity. *Geoderma* 154:138-152 <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.10.007>.
- Minasny, B., A.B. McBratney and R.M. Lark. 2008. Digital Soil Mapping Technologies for Countries with Sparse Data Infrastructures. *In: Hartemink, A.E., A. McBratney and M. de L. Mendonça-Santos (Eds.). Digital Soil Mapping with Limited Data*. Springer Netherlands, Dordrecht. pp. 15-30.
- Minasny, B., A.B. McBratney, B.P. Malone and I. Wheeler. 2013. Digital Mapping of Soil Carbon. *In: Advances in Agronomy* 118:1-47.
- McBratney, A.B., M.L. Mendonça-Santos and B. Minasny. 2003. On Digital Soil Mapping. *Geoderma* 117:3-52 [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00223-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4).
- Moore, I.D., P.E. Gessler, G.A. el Nielsen and G.A. Peterson. 1993. Soil Attribute Prediction Using Terrain Analysis. *Soil Science Society of America Journal* 57:443-452.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Sanchez, P.A., S. Ahamed, F. Carré, A.E. Hartemink, J. Hempel, J. Huising, P. Lagacherie, A.B. McBratney, N.J. McKenzie, M. de L. Mendonça-Santos, B. Minasny, L. Montanarella, P. Okoth, C.A. Palm, J.D. Sachs, K.D. Shepherd, T.-G. Vågen, B. Vanlauwe, M.G. Walsh, L.A. Winowiecki, G.-L. Zhang. 2009. Digital Soil Map of the World. *Science* 325:680-681 <http://dx.doi.org/10.1126/science.1175084>.

5.2 Ajuste de un modelo alométrico para determinar biomasa aérea en *Pinus halepensis* Mill., en la Sierra de Zapalinamé Coahuila, México

Montoya-Jimenez Juan C.¹; Méndez-González Jorge¹; Ruiz-González Cecilia G.¹; Sosa-Díaz Librado¹; Cortés-Bracho J. de J.²; Samaniego-Moreno Luis²; Nájera-Luna J. A.³ y Manzano-Camarillo Mario G. F.⁴

¹Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN). Calzada Antonio Narro No. 1923, Colonia Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

²Departamento de Riego y Drenaje, UAAAN. Calzada Antonio Narro No. 1923, Colonia Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

³División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de El Salto (ITES). Mesa del Tecnológico S/N, El Salto, Pueblo Nuevo, Durango.

⁴Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey (ITESM) Campus Monterrey. Av Eugenio Garza Sada No. 2501 Sur, Tecnológico, CP 64849, Monterrey, Nuevo León.

Autor para correspondencia: charly_91_cecy@hotmail.com

Resumen

Para evaluar la contribución de los ecosistemas forestales en la mitigación de los gases de efecto invernadero, es necesario cuantificar su biomasa, lo anterior se logra ajustando modelos alométricos que permitan estimar biomasa y carbono almacenado en los árboles. El objetivo de este trabajo fue ajustar una ecuación para estimar biomasa en hojas y ramas, fuste y total en árboles de *P. halepensis* Mill., de la Sierra de Zapalinamé Saltillo, Coahuila México. Se utilizó el método destructivo y se usó un modelo alométrico de potencia, ajustado en forma logarítmica para cumplir los supuestos básicos de regresión lineal. Los resultados demuestran que el diámetro basal del *P. halepensis* estima eficientemente la biomasa de cada componente del árbol, al registrar ajustes (R^2) mayores de 0.75 en biomasa de fuste y biomasa total. Las estimaciones de biomasa en *P. halepensis* pueden mejorarse hasta en 5% si se usa el factor de corrección sugerido. Se observa que a partir de 50 cm de diámetro basal, *P. halepensis* puede almacenar más de 1 bono de carbono árbol⁻¹ (1 ton CO₂).

Palabras clave: carbono, regresión lineal, diámetro basal, CO₂.

Abstract

To evaluate the contribution of forest ecosystems in the mitigation of greenhouse gases, it is necessary to quantify their biomass, this is achieved by fitting allometric models that allow to estimate biomass and carbon stored in trees. The objective of this study was to generate equations to estimate biomass in leaves and branches, bole and total, in trees of *P. halepensis* Mill., of the Sierra of Zapaliname Saltillo, Coahuila Mexico. The destructive method was used as well as the allometric model of power, fitted in logarithmic form to meet the basic assumptions of linear regression. The results demonstrate that basal diameter of *P. halepensis* estimates biomass efficiently of each component of the tree, registering adjustments (R^2) greater than 0.75 in biomass of bole and total biomass. Estimates of biomass in *P. halepensis* can be improved by 5% if the suggested correction factor is used. Is observed that trees greater of 50 cm in basal diameter can store more than 1 carbon fund (1 ton CO₂).

Key words: carbon, linear regression, basal diameter, CO₂.

Introducción

El efecto invernadero es un mecanismo natural que se hace presente debido al incremento de Gases de Efecto Invernadero (GEI) que componen la atmósfera terrestre, uno de ellos y el más importante para que tal mecanismo se lleve a cabo es el dióxido de carbono (CO₂), este gas está presente en muy bajas cantidades lo que permite que la tierra mantenga una temperatura adecuada y se presenten las condiciones para que haya vida (Caballero *et al.*, 2007). Debido a las actividades antropogénicas los GEI han estado en continuo incremento dando lugar a un cambio climático significativo en los últimos años (IPCC, 2014). El aumento en las emisiones de los GEI ha llevado a que los gobiernos signen acuerdos para tomar medidas de mitigación, considerando primordialmente la reducción de emisiones de estos gases, pero también el almacén de ellos en particular el CO₂ (SEMARNAT, 2009).

En la actualidad los bosques son un elemento importante y fundamental para la mitigación de los GEI que causan el cambio climático (Aguirre y Jiménez, 2011; Becerril *et al.*, 2014), ya que a través de la fotosíntesis, los árboles capturan el CO₂ de la atmósfera y lo fijan en sus células como carbono, siendo éste alrededor del 50% de su biomasa seca (Gayoso y Schlegel, 2001). El manejo de estos ecosistemas para conservar, aumentar y retener su carbono almacenado ayudará a reducir la tasa de aumento de CO₂ en la atmósfera ya que el carbono capturado por un árbol se queda almacenado en el fuste, ramas, hojas y raíces, aun cuando está muerto (Carrillo *et al.*, 2013; Fierros *et al.*, 2013; IPCC, 2014).

La importancia del ajuste de los modelos alométricos para cuantificar la biomasa es que permite evaluar las cantidades de fijación de carbono, y con ella evaluar la contribución en el amortiguamiento de los GEI (Acosta *et al.*, 2011), así mismo contribuye con información para formular estrategias que fortalezcan los instrumentos de política ambiental y gestión silvícola (Méndez *et al.*, 2011). Es por ello que la presente investigación se realizó con el objetivo de ajustar una ecuación alométrica que permita cuantificar la biomasa en hojas y ramas, fuste y total en árboles de *P. halepensis* Mill., en la Sierra de Zapalinamé Saltillo, Coahuila México.

Materiales y métodos

Características del área de estudio

El estudio se realizó en la Sierra de Zapalinamé ubicada al sureste de Saltillo, Coahuila, entre las coordenadas 25°20'47.07" N y 101°1'35.77" O; 25°20'44.19"N y 101°1'52.50" O, con un rango altitudinal que va desde 1650 a 2200 m s.n.m. (Gómez *et al.*, 2011). El área presenta un clima semiárido en las partes de altitud media y templado en las partes altas, con una precipitación que varía de 257 a 400 mm, con los siguientes tipos de vegetación: matorral rosetófilo y micrófilo, bosque de pino y oyamel, bosques de encino y matorral submontano de rosáceas (Marroquín y Arce, 1985).

Cuantificación de biomasa

Para realizar el estudio se usaron 27 árboles de *P. halepensis*, que fueron seleccionados para su derribo durante la ampliación de la carretera Saltillo Zacatecas (en ubicación dada anteriormente). En pie, a cada árbol se le midió el diámetro a la base (cm) altura total (m) y diámetro de copa (m). La medición del diámetro basal obedeció a que los árboles están ramificados aproximadamente desde 0.50 m, a partir de la base, y solo pocos de ellos no lo están; no obstante, con instrumentos de medición forestal (*e.g.*, vertex, distanciómetro, forficula de rayo láser etc.), ahora es muy fácil, práctico y rápido medir el diámetro basal de los árboles. En este estudio se utilizó el método destructivo, cada árbol se derribó, troceó y separó por componentes: hojas y ramas (juntas) y fuste, cuyo peso fresco se obtuvo con una báscula romana marca Tecno Cour con capacidad de 100 kg y 0.5 kg de precisión. Para

muestras de peso pequeño, el peso fresco se obtuvo con una báscula mecánica marca Nuevo León con capacidad de 10 kg y 0.1 kg de precisión. De cada componente y de cada árbol, se obtuvo una muestra para calcular contenido de humedad y de ella extrapolar a peso seco total del componente; ésta se llevó al laboratorio donde se utilizó una estufa de secado marca Blue, M. modelo 246F serial No. P6-800 a una temperatura de 70 °C hasta obtener un peso constante. La suma de la biomasa de estos dos componentes se consideró como la biomasa aérea total (Acosta *et al.*, 2002; Méndez *et al.*, 2011).

El modelo alométrico

Se eligió el modelo alométrico sugerido por la literatura (Rodríguez *et al.*, 2012; Méndez *et al.*, 2012; Carrillo *et al.*, 2014), para estimar la biomasa de cada componente (ecuación 1).

$$Y=aX^b \quad (1)$$

donde, Y es biomasa de hojas y ramas, biomasa de fuste y biomasa aérea total (en kg); X es el diámetro a la base (en cm), a y b son los parámetros de regresión. El uso frecuente de la ecuación anterior para estimar biomasa se debe a que proporciona predicciones exactas y requiere únicamente datos de diámetro, una de las variables más comunes y fácil de medir en los estudios forestales (Ter-Mikaelian y Korzukhin, 1997).

El modelo se aplicó en su forma lineal haciendo la transformación logarítmica de las variables y ajustarlo empleando los datos de Y y X como variables dependiente e independiente, se obtiene el modelo 2:

$$\ln(Y)=\ln(a)+b \ln(X) \quad (2)$$

donde Y , X , a y b tienen el mismo significado que en la ecuación 1, y \ln es el logaritmo natural de las variables. Los análisis estadísticos se realizaron con el software R (R Core Team, 2015).

Biomasa, carbono y dióxido de carbono

La determinación del contenido de carbono de cada componente se obtuvo con el producto de la biomasa seca total de cada componente (ramas y hojas y fuste) y el factor de concentración de contenido de carbono reportado por García (2014), siendo de 0.52 para las hojas, 0.49 para el fuste y para la biomasa aérea total 0.50. El contenido de carbono equivalente (CO₂eq), fijado en los árboles de *P. halepensis*, se obtuvo con el producto del contenido de carbono de cada árbol y 3.67 factor que resulta de la relación del peso de un átomo de Carbono (12) y una molécula de CO₂ (44) (Pacheco *et al.*, 2007).

Resultados y discusión

Distribución de biomasa

Un total de 27 árboles de *P. halepensis* fueron evaluados usando el método directo. La mayor cantidad de biomasa de *P. halepensis* se encuentra en el fuste con un valor promedio de 65.15% respecto a la biomasa total, las hojas y ramas (en conjunto) representan 34.85% en promedio (Figura 1A); esta repartición porcentual de biomasa permanece constante en función del diámetro basal. El rango de valores del diámetro a la base fue 48.500, es decir un diámetro mínimo de 26.9 y máximo de 75.4 cm. Las alturas variaron desde 7.1 a 13.8 m, mientras que el diámetro de copa varió entre 4.4 y 12.3 m (Figura 1B). Independientemente del tamaño de muestra, especie, edad o las medidas de los árboles se han realizado diversos estudios de biomasa (Pacheco *et al.*, 2007; Nívar, 2009) la importancia de realizar este tipo de estudios en los ecosistemas terrestres radica en la información que se genera; ya que a partir de ésta se puede cuantificar la cantidad de carbono almacenado en estos

reservorios que son considerablemente importantes en el balance global del carbono o ser útil en estudios de cambio climático (Acosta *et al.*, 2011; Kanninen, 2003).

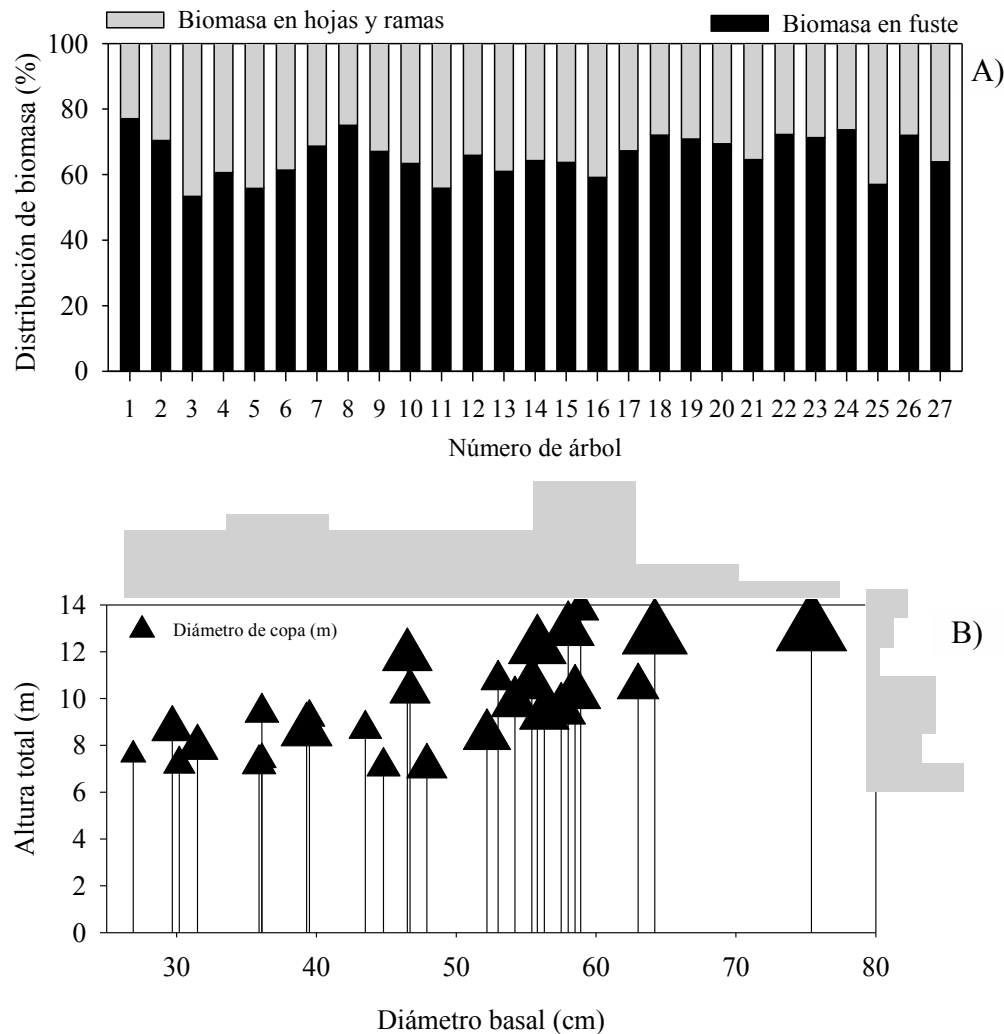


Figura 1. Porcentaje de distribución de biomasa en fuste y hojas + ramas (A), relación entre diámetro a la base y altura total de los árboles de *P. halepensis* (B).

Estadísticos de ajuste del modelo alométrico

El análisis de resultados indica que el modelo alométrico utilizado se ajusta bien a los componentes de biomasa de *P. halepensis*. En este sentido, el mejor ajuste se obtuvo en biomasa total ($R^2 = 0.82$), mientras que el ajuste en biomasa de fuste fue el más bajo ($R = 0.77$); todos los modelos fueron estadísticamente significativos, con valor de $p < 0.0001$ (Cuadro 1). La estimación de biomasa puede mejorarse desde un 3 hasta 5% (en hojas y ramas; biomasa de fuste), aplicando el factor de corrección.

En otras especies (matorral), este factor de corrección puede mejorar la estimación de biomasa hasta en 7.5% (Northup *et al.*, 2005), demostrándose que en ecuaciones alométricas de tipo logaritmo es importante obtener este factor para mejorar la cuantificación de biomasa.

Cuadro 1. Estadísticos de ajuste del modelo para estimar biomasa en hojas y ramas, fuste y total de *P. halepensis* en la Sierra de Arteaga, Coahuila México.

Componente	CME	R ²	R ² aj	F	n	p	SW	FC
Biomasa de hojas y ramas	1619.46	0.81	0.80	108.20	27	1.444e-10	0.981	1.04
Biomasa de fuste	11109.01	0.77	0.76	86.63	27	1.337e-09	0.979	1.05
Biomasa total	17225.43	0.82	0.81	117.30	27	6.254e-11	0.985	1.03

CME= cuadrado medio del error; R²= coeficiente de determinación; R²aj= coeficiente de determinación ajustado; F= valor de F; n= número de árboles muestreados; valor de p= significancia estadística; SW= Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk; FC= factor de corrección.

En este estudio se tomó en cuenta la significancia estadística del parámetro *b*, el cual si tiene significado biológico, mientras mayor sea este, mayor será la tasa de almacén de biomasa (carbono) en relación al diámetro, en este sentido, el valor más alto se obtuvo en biomasa de fuste (-2.8839) y el más bajo se observó en biomasa de hojas y ramas (2.1286), y en todos los casos la significancia estadística fue alta ($p < 0.0001$). El menor error estándar de los parámetros *a* y *b* lo obtuvo biomasa total con valores de 0.7761 y 0.2017 respectivamente, el error estándar más alto de los mismos parámetros fue para biomasa en fuste con valores de 0.9241 y 0.2402 respectivamente (Cuadro 2). Díaz *et al.* (2007) reportan coeficientes de determinación de 0.98 para cuantificar biomasa total en *Pinus patula* Schl. et Cham., este ajuste es más alto comparado con los encontrados en el presente estudio. Méndez *et al.* (2011) reportan coeficientes de determinación superiores a 0.85 para biomasa en fuste hojas y ramas en *Pinus devoniana* y *Pinus pseudostrobus*. Acosta *et al.* (2002), en seis especies forestales reportan un ajuste desde 0.87 hasta 0.99, no obstante este alto ajuste parece obedecer a un pequeño tamaño de muestra ($6 < n < 12$), ya que mientras mayor es la muestra mayor puede ser la variación. Los valores de *b* (usando el mismo modelo) entre ambos estudios son similares al reportarse entre 2.1 hasta 2.4.

Cuadro 2. Coeficientes de regresión del modelo alométrico para estimar biomasa en hojas, ramas y total de *P. halepensis* en la Sierra de Zapalinamé, Coahuila México.

C	P	Valor	C.		E.E.	t	p	CS
			2.5%	97.5%				
Bhr	<i>a</i>	-3.1408	-4.7627	-1.5189	0.7875	-3.9880	0.00050	***
	<i>b</i>	2.1286	1.7070	2.5501	0.2047	10.4000	1.44e-10	***
Bf	<i>a</i>	-2.8839	-4.7871	-0.9806	0.9241	-3.1210	0.00451	**
	<i>b</i>	2.2355	1.7408	2.7301	0.2402	9.3080	1.34e-09	***
Bt	<i>a</i>	-2.2657	-3.8640	-0.6672	0.7761	-2.9190	0.00732	**
	<i>b</i>	2.1846	1.7692	2.6000	0.2017	10.8310	6.25e-11	***

C= componente de biomasa; P= parámetro o coeficiente de regresión; I. C.= intervalo del confianza de los parámetros; E. E.= error estándar; t= valor de t; p= valor de p para determinar su significancia estadística. CS= código de significancia.

Almacén de biomasa, carbono y dióxido de carbono

La tendencia de la curva de ajuste del modelo alométrico es muy similar entre componentes, aunque por efectos de la escala, parece observarse mayor variación en biomasa total (Figura 2C). Con las dimensiones de los árboles analizados, considerando diámetro menor (26.9 cm) y mayor (75.4 cm) y acorde al modelo alométrico se tiene una biomasa de hojas y ramas que va desde 47.8-428.7; 87.9-879.8 en biomasa de fuste; 137.9-1310.2 kg de biomasa total, esto representa, un máximo de 222.9, 431.1 y 655 kg de carbono al diámetro basal mayor en hojas+ramas, fuste y total. De la misma forma esto representa fijación de dióxido de carbono que va desde 817.4, 1580.8 y 2402.0 kg de CO₂ en hojas y ramas, fuste y total respectivamente. El análisis de resultados demuestra que a partir de un diámetro basal de aproximadamente 50 cm, *P. halepensis* almacena más de un bono de carbono (1 bono de carbono= 1 ton CO₂), en este sentido el árbol de mayores dimensiones analizado aquí, puede almacenar

hasta más de dos bonos de carbono. Al comparar el almacén de biomasa de *P. halepensis* con latifoliadas, se observa que a un mismo diámetro (e.g., 25 cm) *P. halepensis* almacena hasta 100 kg menos que *Quercus*, *Liquidambar* e *Inga* (estimados por Acosta *et al.*, 2002), pero sí supera la biomasa almacenada por *P. devoniana* y *P. pseudostrobus* (en 24 y 43 kg respectivamente) estimada con modelos generados por Méndez *et al.* (2011).

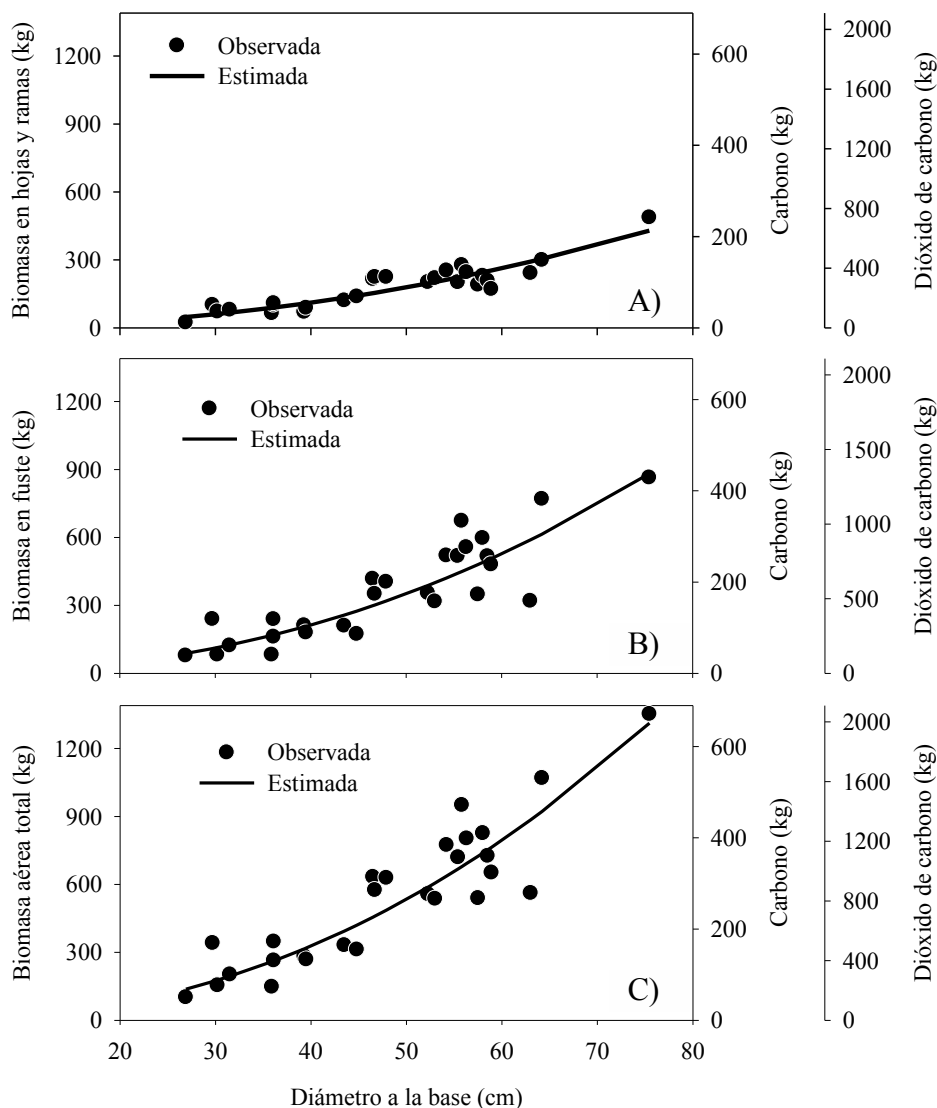


Figura 2. Relación entre la biomasa de hojas y ramas (A), de fuste (B) y total (C) con diámetro a la base de *P. halepensis* Mill., en la Sierra de Arteaga, Coahuila.

Conclusiones

El diámetro basal estima adecuadamente la biomasa aérea de *P. halepensis*. Para mejores estimaciones de biomasa es recomendable estimar biomasa aérea total, más que a nivel de componente, así como utilizar el factor de corrección. En el fuste se almacena más del 65% de la biomasa del árbol, adicionalmente, este componente presenta los ritmos más altos de incremento en biomasa con respecto al diámetro basal.

Se observa que a partir de 50 cm de diámetro basal, *P. halepensis* puede almacenar más de 1 bono de carbono árbol⁻¹ (1 ton CO₂).

Esta investigación proporciona una base sólida para reafirmar la importancia de los ecosistemas terrestres como sumideros de carbono, así como conservar y manejar adecuadamente la vegetación del área natural protegida Sierra de Zapalinamé en Coahuila México.

Bibliografía

- Acosta, M.M., F. Carrillo y R.G. Gómez. 2011. Estimación de biomasa y carbono en dos especies de Bosque Mesófilo de Montaña. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 2(4):529-543.
- Acosta, M.M., J. Vargas-Hernández, A. Velásquez-Martínez y L.D. Etchevers-Barra. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36(6):725-736.
- Aguirre-Calderón, O.A. y J. Jiménez-Pérez. 2011. Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2(6):73-84.
- Becerril-Piña, R., E. González-Sosa, C.A. Mastachi-Loza, C. Díaz-Delgado y N.M. Ramos-Salinas. 2014. Contenido de carbono en un ecosistema semiárido del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 1(1):9-17.
- Caballero, M., S. Lozano y B. Ortega. 2007. Efecto invernadero, calentamiento global y cambio climático: una perspectiva desde las ciencias de la tierra. *Revista Digital Universitaria* 8(10):1-12.
- Carrillo, A.F., M. Acosta, E. Flores, J. E. Juárez y E. Bonilla P. 2014. Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en la Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 5(5):779-793.
- Carrillo-Anzures, F., M. Acosta-Mireles y C.E. Tomás-Mayorquín. 2013. Generación de dos modelos para determinar el carbono de dos especies de encino. *En: IV Simposio Internacional del Carbono en México*. Texcoco, Estado de México. pp. 126-131.
- Díaz-Franco, R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo-Anzures, E. Buendía-Rodríguez, E. Flores-Ayala y J.D. Etchevers-Barra. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y Bosques* 13(1):25-34.
- Fierros-González, A.M., A. Gómez-Guerrero, H. de los Santos-Posada y M. Toribio-Morales. 2013. Almacenamiento de carbono en raíces de plantaciones de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* en el sureste de México. *En: IV Simposio Internacional del Carbono en México*. Texcoco, Estado de México. pp. 30-37.
- García, C. 2014. *Ecología Forestal: Estructura, funcionamiento y producción de las masas forestales*. Universidad de Barcelona. España 1-50.
- Gayoso, J. y B. Schlegel. 2001. Proyectos forestales para mitigación de gases de efecto invernadero. *Ambiente y Desarrollo* 17(1):41-49.
- Gómez, P.S.G., A. Zárate, J. Valdés y J.A. Villarreal Q. 2011. Cambio de uso de suelo del matorral submontano de rosáceas y áreas adyacentes de la Sierra de Zapalinamé, Saltillo, Coah., México. *Revista Agraria, Nueva Época* 8(1):24-29.
- 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*, Geneva, Switzerland. 151 p.
- Kanninen, M. 2003. Secuestro de carbono en bosques, su papel en el ciclo global. *En: Sánchez, M.D. y M. Rosales (Eds.). Agroforestería para la producción animal en América Latina and II Memorias de la Segunda Conferencia Electrónica*. FAO, Roma.
- Marroquín, S.J. y L. Arce. 1985. Las unidades fisonómicas-florísticas del Cañón de San Lorenzo, Saltillo, Coahuila, México. *Biota* 10(4):369-393.
- Méndez, G.J., O.A. Turlan M., J.C. Ríos S. y J.A. Nájera L. 2012. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea de *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M. C. Johnst. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(13):57-72.
- Méndez-González, J., S.L. Luckie-Navarrete, M.A. Capó-Aartega 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(4):479-491.
- Návar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 257(2):427-434.
- 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(1):23-43.
- Pacheco, E.F.C., A. Aldrete, A. Gómez, A.M. Fierros, V.M. Cetina y H. Vaquera. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30(003):251-254.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Rodríguez-Ortiz, G., H.M. de Los Santos-Posadas, V.A. González-Hernández, A. Aldrete, A. Gómez-Guerrero y A.M. Fierros-González. 2012. Modelos de biomasa aérea y foliar en una plantación de pino de rápido crecimiento en Oaxaca. *Madera y Bosques* 18(1):25-41.

- SEMARNAT. 2009. Cambio climático. Ciencia, evidencia y acciones. México. http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/informacionambiental/Documents/05_serie/cambio_climatico.pdf (Consulta: febrero 20, 2016).
- Ter-Mikaelian, M.T. and M.D. Korzukhin. 1997. Biomass equation for sixty-five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97:1-24.

5.3 Relaciones de la concentración de carbono entre componentes arbóreos: avances preliminares

Silva-Herrera Perla G.¹; Pompa-García Marín¹; Elías-Chacón José¹ y Carrillo-Parra Artemio¹

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Juárez del Estado de Durango. Av. Papaloapan y Blvd. Durango S/N, CP 34120, Durango, Durango.

Autor para correspondencia: prinsu_gn94@hotmail.com

Resumen

Evaluar la capacidad de los sistemas vegetales para capturar el carbono y transformarlo en moléculas orgánicas es un tema que forma parte de la agenda ambiental, por lo cual es importante destacar a los bosques como fuentes y sumideros de este elemento. El objetivo del presente estudio fue probar si existe una relación lineal de la concentración de carbono entre componentes del árbol, con la finalidad de aportar conocimiento de la dinámica de fijación de carbono. Se determinó la concentración de carbono de los diferentes componentes: hojas, yemas, frutos, ramas, residuos de ramas, ramillas, residuos de ramillas tallo, corteza, raíz y residuos de raíz de las especies *Quercus albocintha*, *Quercus montana*, *Eysenhardtia polystachya*, *Quercus laxa*, *Protium copal*, *Croton dracon*, *Pinus lumholtzii*, *Pinus devoniana*, y *Pinus teocote*. Los resultados se analizaron mediante el coeficiente de correlación entre los diferentes componentes arbóreos con el programa Statistical Analysis System. Los componentes con asociación estadísticamente significativa ($P < 0.05$) fueron: ramilla y hoja ($r = -0.74$, $p = 0.0335$), raíz y ramilla ($r = 0.84$, $p = 0.0076$), raíz y residuos de ramilla ($r = 0.78$, $p = 0.0220$), residuos de ramilla y fruto ($r = 0.87$, $p = 0.041$). Lo anterior indica la estrecha relación de la magnitud y la dinámica de absorción de carbono entre los componentes.

Palabras clave: correlación, compartimentos arbóreos, flujos de carbono.

Abstract

To assess the potential of plant systems to capture carbon and convert it into organic molecules is an issue that is part of the environmental agenda, which is important to highlight forests as sources and sinks of this element. The aim of this study was to test whether there is a linear relationship between the carbon content among compartments tree with the purpose of provide knowledge of the dynamics of carbon uptake. The carbon concentration of the different components is determined: leaves, buds, fruit, branches, branches residues, twigs, residues twigs, cortex, root and root residues of the species *Quercus albocintha*, *Quercus montana*, *Eysenhardtia polystachya*, *Quercus laxa*, *Protium copal*, *Croton dracon*, *Pinus lumholtzii*, *Pinus devoniana* and *Pinus teocote*. The results were analyzed using the correlation coefficient between the different tree components using SAS taking into account those components with significant association ($P < 0.05$) they were twig and leaf ($r = -0.74$, $p = 0.0335$), root and twig ($r = 0.84$, $p = 0.0076$), root and residues twig ($r = 0.78$, $p = 0.0220$), residues twig and fruit ($r = 0.87$, $p = 0.0041$). This indicates the close relationship of the magnitude and dynamics of carbon absorption among components.

Key words: correlation, tree-compartments, carbon fluxes.

Introducción

La captura de carbono se ha convertido en un tema de la agenda ambiental global, a tal grado, que es uno de los puntos centrales para enfrentar el cambio climático. Éste fenómeno es provocado por el aumento de gases de efecto invernadero, en especial el dióxido de carbono, en la atmósfera (Gay y Martínez, 1995). Los sistemas vegetales tienen la capacidad para capturar el carbono atmosférico y convertirlo en moléculas orgánicas mediante la fotosíntesis y al mismo tiempo liberarlo hacia la atmósfera mediante la respiración, declinación y muerte. De esta manera, las plantas participan activamente en el ciclo global del carbono. El crecimiento del bosque se encuentra entre los procesos más importantes que determinan el balance de carbono de los ecosistemas terrestres. En general dentro del ciclo biogeoquímico del carbono es importante destacar a los bosques como fuentes y sumideros de este elemento.

La magnitud y la dinámica de la absorción de carbono (C) de los bosques dependen de la asignación a diferentes destinos de almacenamiento (Litton *et al.*, 2007) y sus respuestas a los factores determinantes como el clima (Babst *et al.*, 2013), el cambio de uso del suelo (Kaplan *et al.*, 2012), la edad del árbol (Genet *et al.*, 2010), las alteraciones forestales (Amiro *et al.*, 2010; Kurz *et al.*, 2008), las prácticas de gestión (Fahey *et al.*, 2009; Kowalski *et al.*, 2004), los nutrientes y la competencia por luz (Wolf *et al.*, 2011), entre otros. Esto implica que las concentraciones de carbono presumiblemente pueden variar entre especies y compartimentos. Estudios recientes en especies de todo el mundo, indican que la información de concentración de C aún es generalizada ya que se asume un 50% en el contenido de C (Thomas y Martin, 2012), por lo que es necesario investigar las variaciones a nivel de componente (Zhang *et al.*, 2009). A pesar de los esfuerzos realizados en México (Yerena *et al.*, 2012), las especies de los ecosistemas en transición representan un área diversa con estudios limitados al respecto. Por lo anterior, este trabajo tiene el objetivo de probar si existe una relación lineal del contenido de carbono entre componentes del árbol, con la finalidad de aportar conocimiento a la dinámica de fijación de carbono.

Materiales y métodos

Área de estudio

El muestreo de campo se realizó en un ecosistema de transición del municipio de Pueblo Nuevo, Durango, México ubicado a los márgenes de la carretera Durango-Mazatlán. Las coordenadas centrales del área de estudio son 23°35'27" N, 105°50'18" W y corresponden a aquellos sitios sometidos a cambios de uso de suelo por la infraestructura carretera. El área de estudio se localiza en una zona de transición de selva baja caducifolia, su relieve es montañoso accidentado y su clima es templado frío a subtropical. Se caracteriza por ser bosques de tipo mixto, con dominancia de coníferas en algunas zonas y de latifoliadas en otras, dando lugar a mezclas de géneros que conforman macizos de bosques de pino y pino-encino.

El muestreo fue dirigido y no destructivo. Se obtuvieron al menos 50 gramos en peso verde de los siguientes componentes arbóreos: hojas, yemas, frutos, ramas, residuos de ramas, ramillas, residuos de ramillas tallo, corteza, raíz y residuos de raíz cada individuo muestreado. Las especies consideradas fueron: *Quercus albocincta*, *Quercus montana*, *Eysenhardtia polystachya*, *Quercus laxa*, *Protium copal*, *Croton dracon*, *Pinus lumholtzii*, *Pinus devoniana*, y *Pinus teocote*. El muestreo de todas las especies se realizó en invierno, asumiendo que la vegetación tiene igual variación en la fisiología del árbol.

Trabajo de laboratorio

Las muestras, previamente identificadas, se llevaron al laboratorio y se secaron en una estufa hasta obtener peso constante, según los procedimientos recomendados por Avendaño *et al.* (2009). Lamlon y Savidge (2003) recomiendan pulverizar las muestras para mejorar las estimaciones de C, por lo que se obtuvieron fracciones menores de 10 μm , de acuerdo con la metodología descrita por Yerena *et al.* (2011).

La concentración de C total se determinó con el equipo Solids TOC Analyzer (modelo 1020A de O-I Analytical, USA), que analiza muestras sólidas (5 mg) mediante combustión completa, a una temperatura de 900 °C (Monreal *et al.*, 2005). Se hicieron al menos tres repeticiones por muestra procurando que la desviación estándar no rebasara el 0.6% de la concentración de C (Lamlon y Savidge, 2003).

Análisis estadístico

Se efectuaron pruebas de correlación para determinar la asociación estadística ($P \leq 0.05$) de la concentración de C entre los diferentes componentes mencionados anteriormente. Se empleó (Statistical Analysis System) SAS 9.0 (SAS Institute, 2003).

Resultados y discusión

Los coeficientes de correlación entre el contenido de carbono para los componentes fueron estadísticamente significativos para los componentes ramilla y hoja ($r = -0.74$, $p = 0.0335$) (Cuadro 1 y Figura 1). La raíz y ramilla ($r = 0.84$, $p = 0.0076$), la raíz y residuos de ramilla ($r = 0.78$, $p = 0.0220$) (Figura 2) y los residuos de ramilla y el fruto ($r = 0.87$, $p = 0.0041$) (Figura 3).

Cuadro 1. Coeficientes de correlación (r) entre el contenido de carbono de los componentes de los árboles de las especies estudiadas (los coeficientes de correlación con valores de $p \leq 0.05$ se muestran en negritas)

	Rama	Ramilla	Hoja	Fruto	Corteza	Tallo	Raíz	Residuos de raíz	Residuos de rama
Ramilla	$r=0.38$								
Hoja	$r=-0.33$	$r=-0.74$							
Fruto	$r=0.52$	$r=0.51$	$r=-0.38$						
Corteza	$r=0.66$	$r=0.41$	$r=-0.32$	$r=0.56$					
Tallo	$r=0.39$	$r=0.02$	$r=-0.12$	$r=0.03$	$r=0.65$				
Raíz	$r=0.63$	$r=0.84$	$r=-0.61$	$r=0.48$	$r=0.66$	$r=0.09$			
Residuos de raíz	$r=0.69$	$r=0.78$	$r=-0.41$	$r=0.51$	$r=0.63$	$r=0.34$	$r=0.78$		
Residuos de rama	$r=0.32$	$r=0.30$	$r=0.25$	$r=0.21$	$r=0.41$	$r=0.32$	$r=0.33$	$r=0.74$	
Residuos de ramilla	$r=0.19$	$r=0.36$	$r=-0.12$	$r=0.87$	$r=0.48$	$r=0.15$	$r=0.20$	$r=0.35$	$r=0.29$

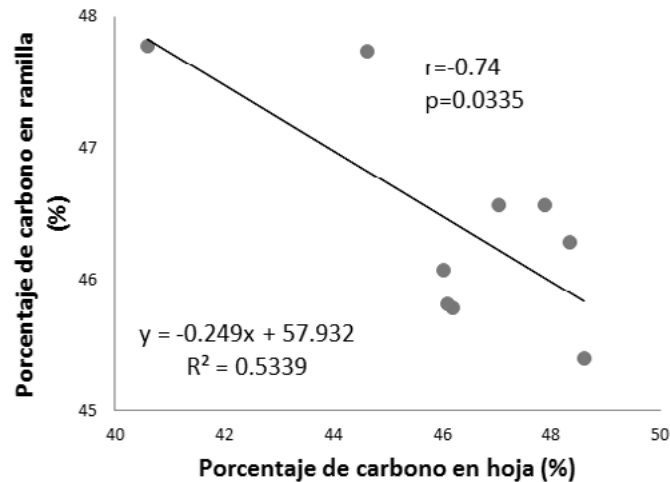


Figura 1. Relación entre componente ramilla y hoja de acuerdo a su concentración de carbono.

Las plantas fabrican carbohidratos generalmente en las hojas por fotosíntesis. Algo de este azúcar es usado directamente por el metabolismo de la planta, parte para sintetizar proteínas y lípidos y parte se almacena como almidón. Las ramillas están formadas por células vivas, a través de las cuales se realiza el traslado y depósito de las sustancias alimenticias (Cronquist, 1987). Las hojas maduras contribuyen principalmente en la formación de hojas nuevas y en mantener niveles adecuados de las reservas de almidón a través de la producción de fotosintatos. Por otra parte las ramillas contribuyen en mayor medida en la movilización de las reservas de almidón (Alaoui *et al.*, 1994).

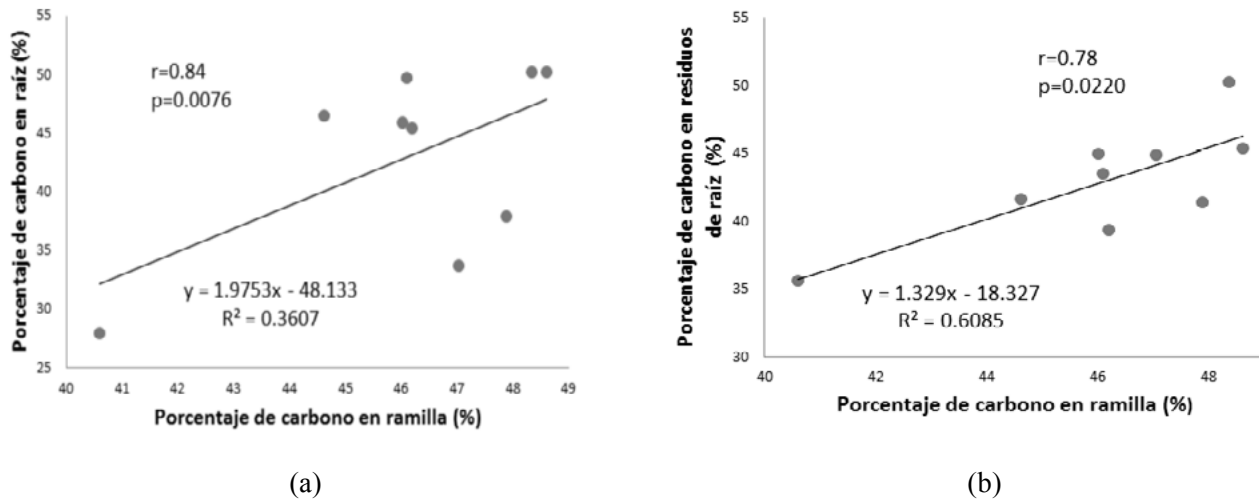


Figura 2. Relación de la concentración de carbono entre la raíz y ramilla (a) y residuos de raíz y ramilla (b).

Una raíz es normalmente un sumidero de carbono, ya que no produce fotoasimilados. Las raíces reservantes, seguirán siendo sumideros mientras dure el proceso de acumulación de reservas. En la etapa de dormancia, es cuando alcanzan el máximo valor de almacenamiento de reservas. Ludovici *et al.* (2002) señalan que las coníferas acumulan carbohidratos en las ramillas y los translocan durante el inicio de elongación del brote.

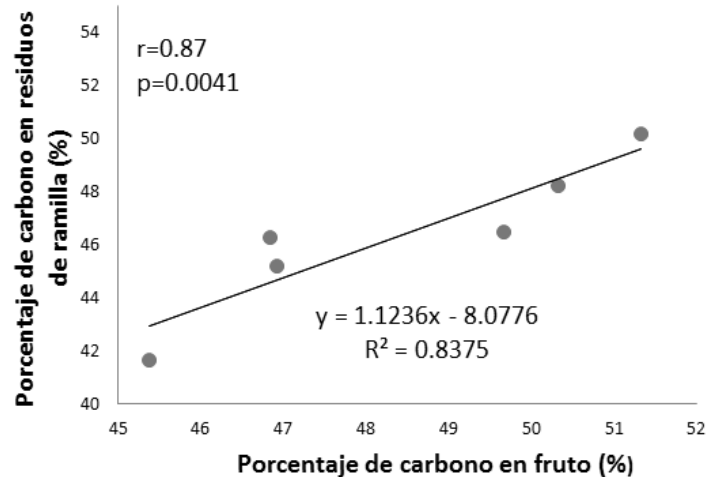


Figura 3. Relación de la concentración de carbono entre residuos de ramilla y el fruto.

El fruto es el órgano quien tiene mayor importancia debido a su metabolismo por lo tanto es quien requiere más fotoasimilados (Richter, 1987). Las translocaciones hacia este determinado sumidero (fruto) guardan una relación que está determinada por la proximidad, por lo que las ramillas son quienes transportan los azúcares y son fuentes de carbohidratos durante su crecimiento.

Conclusiones

Existe una relación lineal entre las concentraciones de los componentes hojas, yemas, frutos, ramas, residuos de ramas, ramillas, residuos de ramillas tallo, corteza, raíz y residuos de raíz de las especies *Quercus albocintha*, *Quercus montana*, *Eysenhardtia polystachya*, *Quercus laxa*, *Protium copal*, *Croton dracon*, *Pinus lumholtzii*, *Pinus devoniana*, y *Pinus teocote*. Se destaca la relación lineal negativa entre la hoja con la ramilla, y asociación positiva entre la ramilla contra la raíz y sus residuos, así como el fruto con los residuos de ramilla.

Las concentraciones de C entre componentes y especies resultaron diferentes, y expresan relaciones lineales entre algunas de ellas. Es necesario investigación adicional para explicar tales asociaciones que sugieren correspondencias entre los contenidos de C.

Los resultados obtenidos contribuyen a incrementar el conocimiento del flujo de carbono entre los diferentes componentes y en general con la productividad en ecosistemas forestales.

En particular resultan relevantes los resultados por abordar un ecosistema en transición, esto podrá motivar estudios subsecuentes sobre el tema. Se recomienda evaluar la suficiencia muestral y análisis a nivel de especie.

Agradecimientos

Se reconoce el apoyo de responsables técnicos del área, de los silvicultores y de Emilio Aguilar Cumplido, en la colecta e identificación del material.

El financiamiento fue posible gracias al proyecto CONACYT CB/2013/22252.

Bibliografía

- Amiro, B., G. Barr, T. Black, R. Bracho, M. Brown and J. Xiao. 2010. Ecosystem carbon dioxide fluxes after disturbance in forests of North America. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115:1-13.
- Alaoui-Sosse, B., C. Parmentier, P. Dizengremel and P. Barnola. 1994. Rhythmic growth and carbon allocation in *Quercus rubur*. 1. Starch and sucrose. *Plant Physiology and Biochemistry* 32:331-339. *En*: Martínez, T., F. Plascencia y L. Islas 2013. La relación entre los carbohidratos y la vitalidad en árboles urbanos. *Revista Chapingo* 19(3):459-468.
- Avendaño, D., M. Acosta, F. Carrillo y J. Etchevers. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Fitotecnica Mexicana* 32:233-238.
- Babst, F., B. Poulter, V. Trouet, K. Tan, B. Neuwirth, R. Wilson, M. Carrer, M. Grabner, W. Teje and T. Levanic. 2013. Site -and species- specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Global Ecology and Biogeography* 22:706-717.
- Cronquist, A. 1987. *Botánica básica*. Primera edición. Editorial Continental. México. 417 p.
- Fahey, J., P. Woodbury, J. Battles, C. Goodale, S. Hamburg, S. Ollinger, C. Woodall. 2009. Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:245-252.
- Gay, C. and J. Martínez. 1995. Mitigation of emissions of greenhouse gases in Mexico. *Interciencia* 20:336-342. *En*: Figueroa-Navarro, C., J. Etchevers-Barra, A. Velázquez-Martínez y M. Acosta-Mireles. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca *Terra Latinoamericana* 23(1):57-64.
- Genet, H., N. Breda and E. Dufrene. 2010. Age-related variation in carbon allocation at tree and stand scales in beech (*Fagus sylvatica* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) using a chronosequence approach. *Tree Physiology* 30:177-192.
- Kaplan, J., K. Krumhardt and N. Zimmerman 2012. The effects of land use and climate change on the carbon cycle of Europe over the past 500 years. *Global Change Biology* 18:902-914.
- Kowalski, S., D. Loustau, P. Berbigier, G. Manca, V. Tedeschi, M. Borghetti and J. Grace. 2004. Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed forests in Europe. *Global Change Biology* 10:1707-1723.
- Kurz, W., C. Dymond, G. Stinson, G. Rampley, E. Neilson, A. Carroll, T. Ebata and L. Safranyik. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452:987-990.
- Monreal, M., J. Etchevers, M. Acosta, C. Hidalgo, R. Padilla, M. López and A. Velásquez. 2005. A method for measuring above-and below-ground C reservas in hillside landscapes. *Canadian Journal of Soil Science* 85:523-530.
- Lamlom, H. and A. Savidge. 2003. A reassessment of carbon content in wood: Variation within and between 41 North American species. *Biomass and Bioenergy* 25(4):381-388.
- Litton, C., J. Raich and M. Ryan. 2007. Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology* 13:2089-2109.
- Ludovici, H., L. Allen, J. Albaugh, M. Dougherty. 2002. The influence of nutrient and water availability on carbohydrate storage in loblolly pine. *Forest Ecology and Management* 159(3):261-270.
- Richter, G. 1987. *Fisiología del metabolismo de las plantas*. Segunda edición. Editorial Continental 1971. Instituto de Botánica de la Universidad Técnica de Hannover, Alemania. 417 p.
- SAS Institute. 2003. *SAS user's guide statistics*. Release 9.0. Cary, NC, USA: Statistical Analysis System.
- Thomas, S.C. and A.R. Martin. 2012. Carbon content of tree tissues: A synthesis. *Forests* 3:332-352 DOI: 10.3390/f3020332.
- Wolf, A., C. Field and J. Berry 2011. Allometric growth and allocation in forests: a perspective from FLUXNET. *Ecological Applications* 21:1546-1556. *En*: Figueroa-Navarro, C., D. Etchevers-Barra, A. Velázquez-Martínez y M. Acosta-Mireles. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca *Terra Latinoamericana* 23(1):57-64.
- Yerena, I., J. Jiménez, O Aguirre y J. Treviño. 2011. Concentración de carbono en la biomasa aérea del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(2):283-291.
- Zhang, Q., C. Wang, X. Wang and X. Quan. 2009. Carbon concentration variability of 10 Chinese temperate tree species. *Forest Ecology Management* 258:722-727 DOI:10.1016/j. foreco.2009.05.009.

5.4 Implicaciones del aprovechamiento forestal sobre los almacenes aéreos y subterráneos de carbono en una unidad de manejo forestal privada

Hernández-Martínez Olga E.¹; Mireles-Lezama Patricia¹; Álvarez-Arteaga Gustavo¹; Orozco-Hernández María E.¹ y García-Fajardo Belina¹

¹Facultad de Planeación Urbana y Regional, Universidad Autónoma del Estado de México. Mariano Matamoros casi esquina Paseo Tollocan, Col. Universidad. CP 50000, Toluca de Lerdo, Estado de México.
Autor para correspondencia: galvareza68@gmail.com

Resumen

Dentro de las diferentes estrategias de mitigación de emisiones de Gases de Efecto Invernadero, el manejo forestal sustentable ocupa un lugar de primer orden, no solo por la capacidad de los sistemas forestales de preservar e incrementar los reservorios de carbono, sino por su potencial para brindar satisfactores económicos y mejor calidad de vida a la población que administra estos recursos. No obstante, la discrepancia que surge entre aprovechar o conservar intactos los recursos forestales de zonas con alta riqueza biológica, hace necesario buscar evidencias claras sobre la factibilidad a largo plazo de estos esquemas de manejo, por lo que el objetivo de este estudio consistió en estimar los almacenes de carbono en biomasa y suelo en diferentes rodales dentro de una unidad de aprovechamiento forestal y determinar el impacto que estas prácticas ejercen sobre la capacidad del bosque para preservar sus capitales de carbono. De acuerdo a los resultados obtenidos, los inventarios de carbono en suelo sugieren que el manejo que se ha tenido por más 80 años, no ha disminuido su capacidad de almacenamiento, en tanto que las fluctuaciones en el carbono de la biomasa aérea son mayores y están en función de la etapa de aprovechamiento en que se encuentren. Bajo estas consideraciones, las prácticas de manejo realizadas en la zona de estudio permiten preservar la capacidad del bosque para capturar carbono a largo plazo.

Palabras clave: captura de carbono, biomasa arbórea.

Abstract

Among the different strategies to mitigate Greenhouse Gas Emissions, sustainable forest management takes a place of first order, not only by the ability of forest ecosystems to preserve and increase carbon reservoirs, but for its potential to provide economic satisfactions and better quality of life to the people who manage these resources. However, the discrepancy arises between exploit or preserve intact forest resources in areas with high biological richness necessary to find clear evidence of the long-term feasibility of schemes use, so the aim of this study was to estimate carbon stocks in biomass and soil in different stands within a unit of logging and determine the impact these practices have on the ability of the forest to preserve their capital carbon. According to the results, carbon stocks in soil suggest that management that has had for over 80 years has not diminished its storage capacity, while fluctuations in carbon from the biomass are older and are depending on the stage of use in which they are. Under these considerations, management practices conducted in the study area help to preserve the forest's ability to sequester carbon.

Key words: carbon sequestration, tree biomass.

Introducción

Bajo el creciente cúmulo de evidencias que vinculan la emisión de gases de efecto invernadero como principal causa del cambio climático global, surge la necesidad de implementar estrategias de mitigación que permitan mantener e incluso incrementar los sumideros de carbono en los ecosistemas terrestres y marinos. Dentro de este contexto, los bosques juegan un papel decisivo por su capacidad para acumular carbono a través de dos grandes vías: la protección y preservación de los bosques nativos y por otra parte el secuestro del carbono atmosférico mediante plantaciones comerciales y su aprovechamiento continuo a través de esquemas sustentables de manejo (Balverena, 2012). Sin embargo, el papel multifuncional de los bosques en la provisión de servicios ambientales y satisfactores económicos para la población pone a debate la pertinencia de ambas alternativas, razón por la cual es necesario mostrar evidencias sobre los beneficios relativos que ofrece una y otra, considerando sus implicaciones ambientales, sociales y económicas.

Partiendo del hecho de que los bosques son y seguirán siendo fuente de ingreso y sustento para un amplio segmento de la población en el mundo, es inobjetable que la alternativa del manejo forestal sustentable debe ser considerada como una política pública de primer orden dentro de las agendas de gobierno. En México, cifras oficiales estiman que de los 34.2 millones de ha de bosques templados, alrededor de 24.3 millones tienen potencial natural para dedicarlos a la producción y de ellos 7.5 millones ya están sujetas a actividades de aprovechamiento legal maderable, por lo que existe un potencial considerable para incrementar la capacidad de aprovechamiento mediante su manejo. Esta investigación se realizó en terrenos forestales privados del municipio de San José del Rincón y tuvo por objetivo identificar las implicaciones del manejo forestal y la extracción maderable programada sobre la estructura del bosque y su capacidad para mantener las reservas de carbono en la biomasa y el suelo.

Materiales y métodos

Área de estudio

La investigación se desarrolló en los terrenos de una unidad de manejo forestal particular localizada en el municipio de San José del Rincón, Estado de México, a una altitud de 2850 m s.n.m. El régimen climático corresponde a un semifrío subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura anual que oscila de 8-12 °C y precipitación total anual entre los 1000 y 1200 mm.

La máxima temperatura se presenta en los meses de abril y mayo y los meses más fríos en diciembre y enero con temperaturas de 8-9 °C. El sistema de topofomas dominantes corresponde a lomeríos de colinas redondeadas conformadas por material piroclástico (cenizas volcánicas), predominando suelos del grupo de los Andosoles húmicos y órticos, así como Acrisoles órticos y Luvisoles crómicos. De manera general son suelos profundos con acumulación de materia orgánica en superficie y horizontes subsuperficiales con acumulación de arcillas para el caso de los dos últimos grupos.

La vegetación original corresponde a bosques de *Abies religiosa*, *Pinus* sp. y *Quercus* sp., alterados en su composición original por su historia de manejo. En la región coexisten regímenes de propiedad privada, ejidal y comunal.

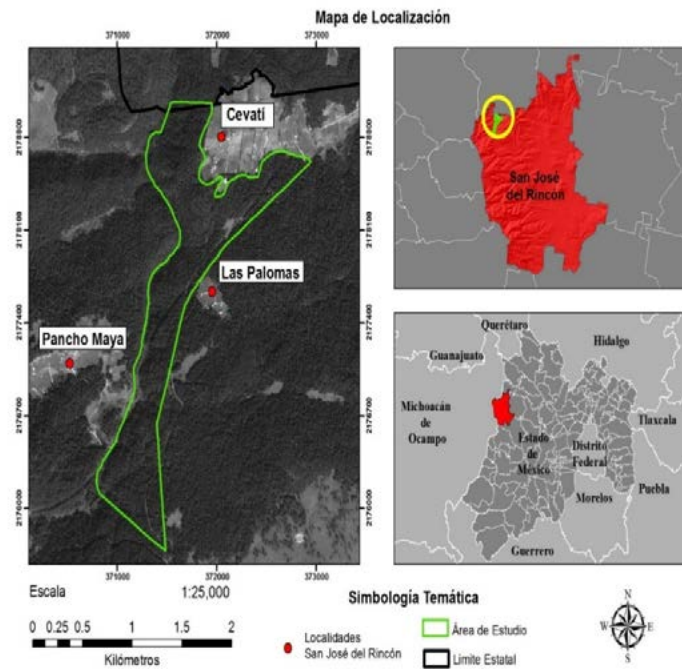


Figura 1. Localización del área de estudio.

Establecimiento de los sitios de estudio

La unidad de aprovechamiento forestal cubre una superficie aproximada de 150 ha con un historial de manejo superior a los 80 años, periodo en el que el bosque ha pasado por diferentes etapas de aprovechamiento, quedando la más reciente sujeta a prácticas de manejo selectivo y programado para permitir su regeneración natural (López, 2005). El plan de manejo actual cuenta con información dasométrica de cada rodal, lo que permite establecer periódicamente los volúmenes permisibles de extracción maderable así como fomentar el buen estado sanitario del bosque. De los 12 rodales disponibles, se seleccionaron cuatro de ellos como sitios de estudio caracterizado cada uno por la dominancia de algún género: BA1 (*Abies*), BA2 (*Quercus*), BA3 (*Pinus*) y BA4 (*Cupressus*). De cada sitio se cuenta con su historial de manejo y los volúmenes de madera extraída en los últimos 10 años.

Medición de Biomasa Aérea y Carbono Orgánico del Suelo

Para la toma multiescalar de información, se implementó un diseño de muestreo anidado (Jaramillo *et al.*, 2003; Álvarez *et al.*, 2013), que consistió en la ubicación y trazado de un cuadrante de 2500 m², representativo de las condiciones de cada rodal seleccionado, dentro de él se contaron y midieron todos los árboles vivos y muertos con diámetro a la altura del pecho (DAP= 1.3 m) mayor a 5cm. Al interior del cuadrante mayor se delimitaron tres subcuadrantes de 100 m² para la medición de árboles y arbustos con DAP menor a 5 cm. Adicionalmente se recolectaron todas las herbáceas y mantillo en nueve cuadros de 1 m² y 0.25 m² respectivamente. El material vegetal recolectado se pesó en campo y una muestra proporcional fue llevada a laboratorio para su secado y pesaje, haciendo posteriormente la conversión de biomasa a carbono aplicando un factor de 0.5.

Para determinar el contenido de biomasa arbórea y posteriormente la reserva de carbono se emplearon ecuaciones alométricas por especie, así como factores de conversión de biomasa a carbono reportados en estudios regionales y nacionales (Acosta *et al.*, 2002; Avendaño *et al.*, 2009). Para estimar las reservas de carbono orgánico del suelo (COS), dentro de los subcuadrantes de 100 m² se tomaron tres muestras de manera aleatoria (n= 9) a una profundidad de 100 cm mediante nucleadores

de volumen conocido, de las que se obtuvo la densidad aparente y el contenido de carbono por combustión en húmedo (Van Reeuwijk, 2002). En todos los casos, los inventarios de carbono para cada almacén se reportaron en Mg/ha.

Resultados y discusión

Prácticas de manejo forestal

Como se mencionó previamente, los terrenos forestales han estado sujetos a aprovechamiento por más de 80 años y cuenta con autorización gubernamental para extraer madera bajo un esquema planificado de rodalización y cortas con selección aleatoria individual o en grupos de árboles de distintas edades y alturas, dando prioridad a árboles viejos, deformes, plagados o con cualquier otra característica no deseable, lo cual permite la regeneración del bosque. Dichas prácticas se realizan de manera escalonada y calendarizada de acuerdo a recomendaciones técnicas (López, 2005). El antecedente inmediato de extracción de madera en rollo data del año 2010 cuando se aplicó el tratamiento de corta a los sitios: BA2 (bosque de *Cupressus*), BA3 (bosque de *Quercus*) y BA4 (bosque de *Pinus*) y para 2012 nuevamente se aplicó este tratamiento en el sitio BA4 por contar con excedentes disponibles de madera, lo cual se refleja en que la densidad arbórea disminuyera a 896 individuos/ha.

Derivado de estas cortas selectivas, la composición florística de los rodales se ha visto modificada por la introducción de especies de mayor potencial maderable, sustituyendo o reduciendo la densidad de otras con patrones de crecimiento menos apreciados para la obtención de madera en rollo.

Estructura y área basal por rodal

Los resultados de la estructura arbórea por segmentos de DAP y área basal se muestran en el Cuadro 1. Esta composición del arbolado pone en evidencia el manejo selectivo y programado de la masa forestal: a excepción del sitio BA2, en los restantes, el segmento de árboles con DAP <10 cm fue dominante, con densidades que superan el 70% de la población arbórea total. Caso especial es el sitio BA2 en el que este segmento solo representó el 42% de la población.

El sitio BA4 tiene la menor densidad de individuos explicada por la reciente extracción de arbolado maduro, aunque no deberán descartarse factores biofísicos que pudieran incidir sobre el desarrollo de la vegetación. En todos los casos, cabe destacar la participación proporcionalmente elevada del segmento de árboles con DAP >50 cm, el cual comprende la mayor proporción del almacén de biomasa arbórea y en consecuencia de carbono. Por otra parte el sitio BA3 mostró la mayor cobertura de área basal con 49.23 m²/ha, en tanto que BA2 tuvo la menor con 32.64 m²/ha. Estos registros si bien responden al manejo histórico de cada rodal, también advierten sobre la capacidad de regeneración natural del bosque al permitir la dispersión de germoplasma proveniente de árboles sanos y dominantes en su entorno. La presencia de los diferentes segmentos de DAP en los rodales estudiados, pone en evidencia las ventajas de estas prácticas sobre la regeneración del bosque, en contraste con sitios de tala incontrolada en los que los segmentos superiores pueden incluso estar ausentes o bien aquellos bajo prácticas silvopastoriles donde es escasa la presencia de elementos de renuevo, con lo cual se interrumpe el ciclo de regeneración del bosque.

Cuadro 1. Distribución de la población arbórea por segmento de Diámetro a la Altura del Pecho y área basal.

Sitio	Diámetro a la Altura del Pecho* (cm)				Ind/ha	Área Basal m ² /ha
	0-10	10-30	30-50	>50		
BA1 (<i>Abies religiosa</i>)	2356±1622	292±125	88±40	56±28	2792	36.59
BA2 (<i>Cupressus lindhey</i>)	392±88	404±132	100±46	28±2	924	32.64
BA3 (<i>Quercus rugosa</i>)	3280±2142	516±125	48±267	88±28	3932	49.23
BA4 (<i>Pinus pseudostrabus</i>)	740±408	56±15	32±20	68±27	896	33.73

*Diámetro a la altura del pecho tomado a 1.3 m

Almacenes de carbono en biomasa aérea y suelo

Los almacenes de carbono en la biomasa arbórea (Cuadro 2) fluctúan entre 59.7 Mg/ha para el BA1 y 168.3 Mg/ha para BA4. Tales variaciones obedecen principalmente a la composición del arbolado, a su estructura por segmentos de DAP y también a su manejo histórico reciente, estas características son complementadas por otras prácticas como la plantación de pino, la tala selectiva de individuos de tallas medias y la preservación de individuos dominantes que propician la regeneración natural del bosque. Es preciso advertir que la intensidad de extracción de cada rodal depende de las recomendaciones técnicas del ingeniero forestal. Cabe destacar la buena condición sanitaria de los rodales propiciada por la eliminación selectiva de individuos enfermos o plagados.

En lo que respecta a la biomasa contenida en el piso forestal, destacan los valores superiores a las 10 Mg/ha, cifra elevada si se compara estudios similares, e incluso superior a la de algunos bosques de conservación. Este dato se puede explicar por el manejo que se hace de los restos de las cortas que son triturados con maquinaria e incorporados al piso forestal para su transformación. La importancia de preservar el piso forestal es trascendental ya que mantiene los flujos de carbono y nutrientes por medio de la hojarasca y trozos de madera y por tanto, se mantiene la dinámica de los nutrientes en el suelo (García-Oliva *et al.*, 2014)

La escasa presencia de hierbas y arbustos de especies no maderables es consistente con las prácticas de aclareo para favorecer la germinación de propágulos de especies maderables y evitar la competencia de especies ruderales de rápido crecimiento. No obstante que existen pocos estudios regionales que consideren a los diferentes segmentos de la biomasa aérea, los datos obtenidos se sitúan en niveles altos (García, 2011)

Cuadro 2. Almacenes de carbono en biomasa y suelo para los rodales estudiados

Sitio	Almacenes de carbono en biomasa y suelo									
	Mg C/ha									
	Biomasa Arbórea	Hierbas/ Arbustos		Mantillo		Biomasa Aérea Total	COS*	Almacén Total de Carbono	C Biomasa Aérea Total/COS	
D.S.	D.S.	D.S.	D.S.	D.S.	D.S.	D.S.	D.S.	D.S.	D.S.	
BA1	59.73	18.02	2.62	2.14	10.69	4.82	119.54	138.493	211.54	0.86
BA2	77.74	49.42	2.21	1.91	11.82	10.83	96	172.776	264.57	0.56
BA3	92.19	23.57	0.22	0.1	17.09	9.63	151.44	196.367	305.9	0.77
BA4	168.32	133.8	0.71	0.58	18.24	7.4	134.26	141.501	328.77	0.95

D.S. Desviación estándar. *COS: Carbono Orgánico del Suelo

Los almacenes de COS a una profundidad de 100 cm se sitúan entre 138 y 196 Mg C/ha lo que los ubica en rangos medios para suelos provenientes de cenizas volcánicas, considerando que en un estudio recopilatorio reciente, Galicia *et al.* (2016) reportan contenidos promedio de 310 Mg/ha para

Andosoles de la Faja Volcánica Transmexicana. A lo anterior se debe considerar que estos valores son referentes de zonas de conservación. En el caso de este estudio, la carencia de un sitio conservado de referencia cercano, no permitió establecer los contenidos de carbono en bosques conservados (Figura 2).

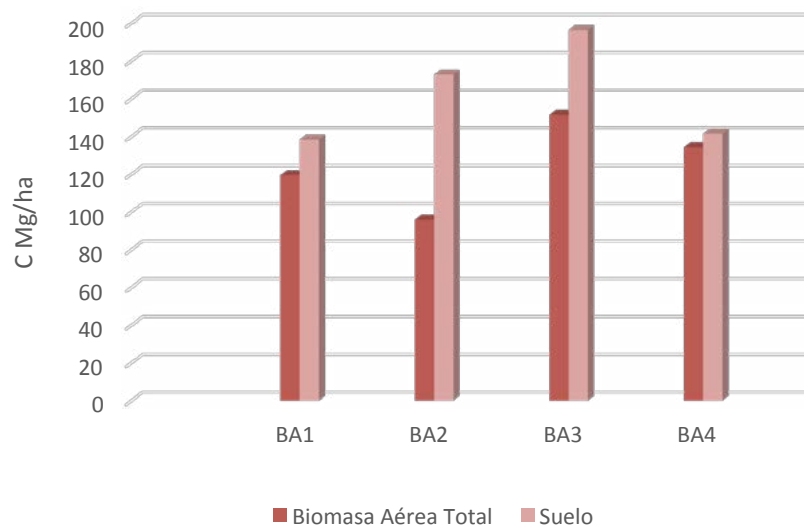


Figura 2. Almacenes de carbono en biomasa y suelo para los sitios de estudio.

Relación Carbono en Biomasa aérea/Carbono Orgánico del Suelo

Diferentes estudios sobre inventarios de carbono para bosques templados reportan que bajo condiciones de escasa perturbación los contenidos de carbono en biomasa aérea y suelo son similares. Se han reportado valores de 120 y 156 Mg C/ha para biomasa y suelo respectivamente. Para los sitios de este estudio, en todos los casos el contenido de COS es superior al acumulado en biomasa aérea, siendo el caso extremo el sitio BA2 donde el COS supera 1.8 veces al C en biomasa. Los resultados obtenidos sugieren que a mayor intensidad de extracción maderable, consecuentemente la biomasa se reduce, no así el COS cuyas fluctuaciones son menores y no está claro que estas variaciones pudieran deberse a las prácticas de manejo o bien a las condiciones biofísicas de cada sitio.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio confirman que la implementación de prácticas de aprovechamiento forestal sustentable, contribuyen a preservar las funciones del bosque como reservorio de carbono, por lo que su difusión entre productores forestales privados y sociales no solo representa una alternativa en la mitigación de emisiones de GEI y secuestro de carbono atmosférico sino también se constituye como una alternativa para mejorar la calidad de vida de la población rural que depende de estas actividades.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los proyectos CONACyT-SEMARNAT 107956 y PRODEP DSA/103.5/15/7186 por los recursos otorgados para esta investigación.



Bibliografía

- Acosta, M., J. Vargas, A. Velázquez y B. de Jong. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36(6):725-736.
- Álvarez-Arteaga, G., N.E. García Calderón, P. Krasilnikov, and F. García-Oliva. 2013. Carbon storage in montane cloud forests in Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Agrociencia* 47:171-180.
- Avendaño, D., M. Acosta, F. Carrillo, J. Etcheveres. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Fitotecnia Mexicana* 32(3):233-238.
- Balverena, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):136-147.
- Galicia, L., A.M. Gamboa Cáceres, S. Cram, B. Chávez-Vegara, V. Peña Ramírez, V. Saynes y Ch. Siebe. 2016. Almacenes y dinámica de carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34:1-29.
- García, I., 2011. Estimación del contenido de carbono y captura potencial de carbono del bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. y *Abies Religiosa* (H. B. K.) Schl. Et Cham en el Parque Nacional Nevado de Toluca, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Oliva, S. Covaleda, J.F. Gallardo, Ch. Prat, R. Velázquez-Durán and J. Etchevers. 2014. Firewood extraction affects carbon pools and nutrients in remnant fragments of temperate forest at the Mexican Transvolcanic Belt. *Bosques*. 35(3):311-324.
- Jaramillo, V.J., J.B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D.L. Cummings and L.J. Ellingson. 2003. Biomass, carbon and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6:609-629
- López, R. 2005. Programa de Manejo Forestal Autorizado: con inscripción en el Registro Forestal Nacional, Integrada al libro México UI, personas físicas prestadoras de servicios técnicos forestales-inscripciones. Volumen 2, Núm. 31.
- Van, Reeuwijk. 2002. Procedures for soil analysis. 6th edition. ISRIC-FAO. ISRIC technical paper No. 9.

5.5 Modelación de la dinámica del secuestro de carbono en suelos forestales

Linares-Fleiterndez Ana A.²; Fuentes-Andrade M. del Socorro¹ y Valera-Pérez Miguel A.¹

¹Postgrado en Ciencias Ambientales y Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Edificio 103-E, Ciudad Universitaria, Colonia San Manuel, CP 72570, Puebla, Puebla.

²Postgrado en Ciencias Matemáticas. Facultad de Ciencias Físico Matemática, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Prol. 14 Sur y Boulevard Jose Ma. Lafragua, Av San Claudio, Ciudad Universitaria, CP 72572 Puebla, Puebla.

³Unidad Académica de Desarrollo Sustentable, Universidad Autónoma de Guerrero. Av. Javier Méndez Aponte 1, Fraccionamiento Servidor Agrario, CP 39070, Chilpancingo, Guerrero.

Autor para correspondencia: gladys.linares@correo.buap.mx

Resumen

Con el objetivo de determinar los factores edafoclimáticos más relevantes para la caracterización del secuestro de CO₂ atmosférico como carbono orgánico en suelos, se estudian las relaciones existentes entre la cantidad de carbono orgánico almacenado en el suelo, el aporte de materia orgánica fresca, factores climáticos y características físico-químicas del suelo. Se definen relaciones funcionales que describen la dinámica de la materia orgánica en el suelo, así como su tasa de transformación, en función de la temperatura, precipitación pluvial, densidad aparente del suelo y de la razón entre carbono y nitrógeno. En este estudio se emplean datos climáticos y de características físico-químicas, tanto del suelo como de la hojarasca, tomados en puntos representativos de la Región Terrestre Prioritaria RTP-105. La región completa está ubicada entre los estados de Puebla y Veracruz, y es considerada prioritaria para la conservación por la existencia de bosques mesófilos de montaña presentes en las cañadas y la selva alta perennifolia en las partes bajas. Las relaciones funcionales que aquí se proponen se construyen a partir de modelos estadísticos de regresión. Se muestra que los factores climáticos y las características físico-químicas del suelo inciden sobre la eficiencia del suelo como reservorio de carbono, mediante el cálculo de índices de pérdida y de captura de carbono en suelo

Palabras clave: cambio climático, ecosistema terrestre, Puebla.

Abstract

We study the relationship between the amount of organic carbon stored in the soil, the inputs of fresh organic matter, climatic factors and physical-chemical characteristics of the soil, in order to determine the most relevant factors for the characterization of atmospheric CO₂ sequestration as soil organic carbon. We have defined functional relationships that describe the dynamics of organic matter in the soil, as well as its rate of transformation, which depend of temperature, precipitation, soil bulk density and the ratio of carbon and nitrogen. In this study we used climate data and physical-chemical characteristics, both soil and litter, taken at representative points of the Priority Terrestrial Region, RTP-105. The entire region is located between the states of Puebla and Veracruz, and is considered a priority for conservation by the existence of cloud forests present in the glens and high evergreen forest in the lower parts. We propose functional relationships based on statistical regression models. It is shown that climatic factors and physical-chemical soil affect the efficiency of soil as a carbon, by calculating loss rates and carbon sequestration in soil.

Key words: climate change, terrestrial ecosystem, Puebla.

Introducción

En la XXI Conferencia Internacional sobre Cambio Climático, celebrada en París a finales del 2015, 196 gobiernos se comprometieron a alcanzar el techo de emisiones gases invernadero lo antes posible y a poner en marcha un mecanismo de financiación para medidas de mitigación y adaptación al cambio climático, que entrará en vigor en 2020 y será revisado cada cinco años para que los países pongan al día sus compromisos y se fijen metas para la reducción.

Existen varias causas del cambio climático actual, tanto de origen natural como de origen antropogénico (IPCC, 2007). Los principales agentes de cambio climático son los gases de efecto invernadero (GEI). El GEI más abundante es el CO₂, cuyo aumento en su mayor parte se debe al consumo de combustibles fósiles, la deforestación y la quema de bosques (INE- SEMARNAT, 2006.). Particularmente en México, aproximadamente un 30% de las emisiones de GEI están relacionadas con algún tipo de actividad rural (Masera, 1995; de Jong *et al.*, 1997; Couzin, 1999; Acosta *et al.*, 2001). El manejo de suelos en zonas rurales repercute en el cambio climático. Esto se debe al papel que desempeña el suelo en la captura y retención de carbono orgánico, es decir, puede ser reservorio o emisor dependiendo del uso que se le de (Bouwman y Leemans, 1995; Villalobos, 1999; Luis-Mejía *et al.*, 2007; Couzin, 1999; Acosta *et al.*, 2001).

Una de las premisas de este estudio es la consideración del secuestro de carbono como mecanismo para disminuir la cantidad de GEI presentes ya en la atmósfera, pero sin descuidar aspectos tales como evitar que continúe la alteración de los ecosistemas debido al cambio de uso de suelo. La otra premisa es que el conocimiento de la dinámica del carbono en suelos de sistemas agrícolas y forestales es lo que permitirá diseñar estrategias para reducir el CO₂ atmosférico.

Un método para el estudio de la dinámica del carbono en los suelos es la modelación matemática. La capacidad que tiene la modelación está apoyada en el hecho de que, como herramienta, ayuda a ensayar con distintas variaciones de parámetros de forma controlada “prescindiendo” del sistema de estudio real, permite idealizar escenarios que posteriormente pudieran ser implementados y hacer predicciones; pero sobre todo, la modelación puede ser la cimiento de un marco teórico para el estudio del sistema de interés (Nakane *et al.*, 1987; Schulze *et al.*, 2000; Yadav y Malanson, 2007).

En el presente estudio se proponen modelos de regresión para establecer las relaciones existentes entre la cantidad de carbono secuestrado en el suelo y el aporte de materia orgánica fresca en sitios representativos de la Región Terrestre Prioritaria RTP-105. Se muestra que los factores climáticos y las características físico-químicas del suelo inciden sobre la eficiencia del suelo como secuestrador de carbono, mediante el cálculo de índices de pérdida y de captura de carbono en suelo.

Materiales y métodos

Para la modelación se considera que las condiciones edafoclimáticas en la región de estudio se encuentran en estado estable. Esto es, que las variaciones en las condiciones climáticas, en las características edáficas y en los aspectos determinantes de la dinámica de la materia orgánica han sido suficientemente suaves y lentas, por lo que podemos considerar que la información media es representativa de, al menos, cada uno de los últimos 40 años y lo seguirá siendo mientras la intervención humana o algún otro factor anómalo no afecte al ecosistema de bosque de manera directa y definitiva. Estas consideraciones están respaldada por resultados obtenidos en estudios previos sobre la dinámica de carbono (Orellana *et al.*, 2012).

Área de estudio

La evaluación del secuestro de carbono en los suelos forestales se realizó en la Región Terrestre Prioritaria 105 (RTP-105), de acuerdo con la clasificación de la Comisión Nacional para el

Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO) en la que se describe la zona como aquella localizada en la latitud Norte 19°46'23'' a 20°11'55'' y longitud Oeste 97°09'17'' a 97°38'36'', abarcando los estados de Puebla y Veracruz, cuyas localidades de referencia para ambos estados son respectivamente: Teziutlán, Pue.; Zacapoaxtla, Pue.; Cuetzálan, Pue.; Tlapacoyan, Ver. y Altotonga, Ver., e incluyendo los siguientes municipios: Acateno, Altotonga, Atempán, Atlequizayan, Atzalan, Ayotoxco de Guerrero, Caxhuacán, Chignautla, Cuetzálan del Progreso, Hueyapan, Hueytamalco, Huitzilán de Serdán, Jalacingo, Jonotla, Nauzontla, Tenampulco, Tetela de Ocampo, Teteles de Ávila Castillo, Teziutlán, Tlapacoyan, Tlatlauquitepec, Tuzamapan de Galeana, Xiutetelco, Xochiapulco, Xochitlán de Vicente Suárez, Yaonáhuac, Zacapoaxtla, Zoquiapan.

La superficie de la región de estudio, es de aproximadamente 5937 km². Ésta, fue definida como prioritaria para su conservación debido a la existencia de bosques mesófilos de montaña presentes en las cañadas y la selva alta perennifolia en las partes bajas. De esta región (Figura 1), se determinó la zona de estudio cuya superficie es de 57 km² aproximadamente, donde se llevó a cabo el estudio (Castillo- Morales, 2014).

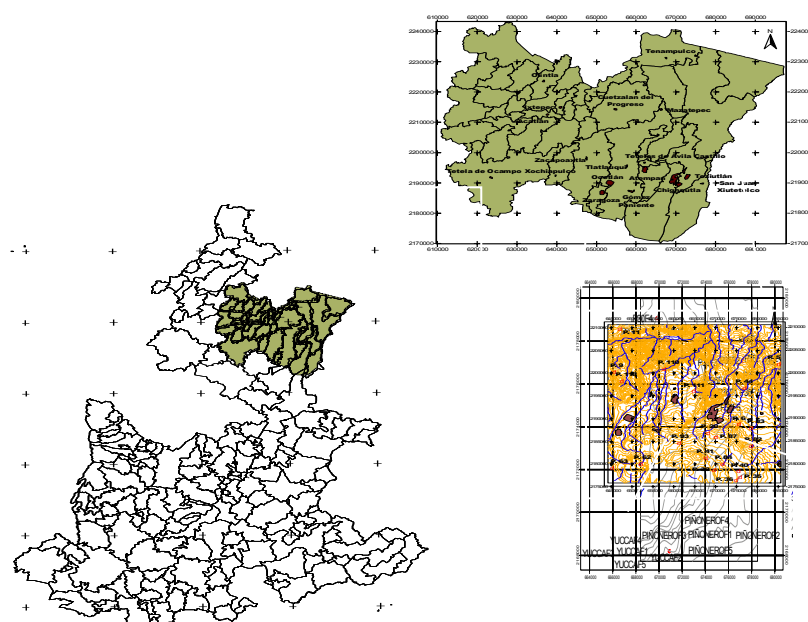


Figura 1. Mapa de la localización, tanto de la RTP-105 como de la zona de estudio. Fuente: Castillo-Morales (2014).

Resultados y discusión

Se realizó el análisis y modelación estadística del porcentaje de carbono en suelo y del porcentaje de carbono en hojarasca como funciones de la temperatura, precipitación pluvial, densidad aparente del suelo y de la relación entre el carbono y el nitrógeno.

Los modelos de regresión que aquí se obtienen están respaldados por los correspondientes análisis de varianza que muestran la bondad del ajuste de esos modelos (Linares-Fleites, 2006).

Análisis para el carbono orgánico del suelo en función de las condiciones edafoclimáticas

La ecuación 1 representa el modelo de regresión correspondiente al porcentaje de carbono orgánico del suelo (C_s) en función de la temperatura media (T), la precipitación (P), la densidad aparente del suelo (DA), la relación carbono/nitrógeno (CN) y un error aleatorio.

$$C_s = \beta_0 + \beta_1 T + \beta_2 P + \beta_3 DA + \beta_4 CN + \varepsilon \quad (1)$$

Los coeficientes β_i se estiman por el método de mínimos cuadrados ordinarios (mco). En el Cuadro 1 se muestra las estimaciones de los coeficientes β_i para el modelo.

Cuadro 1. Modelo de regresión para C_s .

Variables	Coefficientes estimados	SE coef.	T	p
Constante β_0	-1199.8	579.0	-2.07	0.046
T media β_1	65.13	30.37	2.14	0.039
P media β_2	0.4998	0.2802	1.78	0.083
DA β_3	220.6	124.9	1.77	0.086
CN β_4	0.1412	0.1205	1.17	0.249

Este modelo se ajusta a los datos, ya que la prueba F es significativa (F= 8.43 y el valor de p es menor a un nivel de significación $\alpha= 0.05$). El coeficiente de temperatura media es de importancia en la explicación del comportamiento, pues la prueba t es significativa ($t= 2.14$, $p= 0.039$) y, dado que el valor del coeficiente es positivo, implica que un aumento en la temperatura favorecería un aumento en la cantidad de carbono en el suelo. Obsérvese también la importancia de la densidad aparente del suelo.

A partir de los resultados del Cuadro 1, el modelo para el porcentaje de carbono orgánico en función de las condiciones edafoclimáticas se reescribe en la forma de la ecuación 2.

$$C_s = -1200 + 65T + 0.5P + 221DA + 0.14CN \quad (2)$$

Análisis para el carbono de la hojarasca en función de las condiciones edafoclimáticas

La ecuación 3 representa el modelo de regresión correspondiente al porcentaje de carbono orgánico de la hojarasca (C_h) en función de la temperatura media (T), la precipitación (P), la relación carbono/nitrógeno (CN) y un error aleatorio.

$$C_h = \beta_0 + \beta_1 T + \beta_2 P + \beta_3 CN + \varepsilon \quad (3)$$

En el Cuadro 2 se muestran las estimaciones mco de los coeficientes β_i obtenidos para el modelo correspondiente al porcentaje de C_h . Este modelo se ajusta a los datos, ya que la prueba F es significativa (F= 24.27 y el valor de p es menor a un nivel de significación $\alpha= 0.05$). El coeficiente de temperatura media es el de mayor importancia en la explicación del comportamiento, pues la prueba t es significativa ($t= 7.89$, p despreciable) y, dado que es un coeficiente positivo, implica que un aumento en la temperatura favorecería un aumento en la cantidad de carbono en la hojarasca. A diferencia del modelo para el porcentaje de C_s , en este caso la razón C/N también resulta explicativa ($t= 5.78$, p despreciable) pero de poco peso.

Cuadro 2. Modelo de regresión para C_h .

Variables	Coefficientes estimados	SE coef.	T	p
Constante β_0	-566.97	81.79	-6.93	0.000
T media β_1	40.575	5.144	7.89	0.000
P media β_2	-0.24136	0.05179	-4.66	0.000
CN β_3	0.28156	0.04871	5.78	0.000

Entonces, el modelo para el porcentaje de carbono de la hojarasca en función de las condiciones edafoclimáticas se reescribe en la fórmula 4.

$$C_s = -568 + 40.6T - 0.24P + 0.28CN \quad (4)$$

Análisis para el carbono orgánico del suelo en función del carbono en hojarasca

Bajo la suposición de que el carbono orgánico del suelo y el de la hojarasca están relacionados linealmente, se establece el modelo 5 de regresión lineal simple.

$$C_s = 1.807 + 0.1103C_h + \varepsilon \quad (5)$$

La bondad del ajuste de ese modelo se muestra en el Cuadro 3, a través del análisis de varianza.

Cuadro 3. Análisis de Varianza.

Fuente	DF	SS	MS	F	p
Regresión	1	148.63	148.629	2.52	0.121
Error	38	2244.24	59.059		
Total	39	2392.87			

En el Cuadro 3 se muestra los grados de libertad (DF), la suma de cuadrado (SS), el cuadrado medio (MS) el estadístico de prueba (F) y el valor empírico de la probabilidad de rechazar la hipótesis nula cuando es cierta (p). La existencia de la relación lineal pudiera considerarse adecuada a un nivel de significación mayor, pero obsérvese que la prueba F no es significativa al nivel α considerado anteriormente (F= 2.52, p= 0.12).

Bajo el planteamiento de que C_s pudiera ser descrito por una función polinomial de C_h , se realiza el análisis de regresión polinomial incluyendo términos cuadráticos y cúbicos. Los resultados obtenidos indican que tales términos son poco explicativos, pues para ambos casos la prueba F no fue significativa, F= 1.26, p= 0.3, y F= 0.9, p= 0.45, para la regresión hasta el término cuadrático y hasta el término cúbico, respectivamente.

El análisis secuencial de varianza (Cuadro 4) muestra el grado de significación de cada término en la regresión.

Cuadro 4. Análisis secuencial de Varianza.

Fuente	DF	SS	F	p
Linear	1	148.629	2.52	0.121
Cuadrático	1	3.453	0.06	0.813
Cúbico	1	15.915	0.26	0.615

El Cuadro 4 permite hacer una comparación directa de la significación de cada término. De este resultado se deduce que el modelo de regresión lineal da una buena aproximación para explicar el comportamiento de la transformación de materia orgánica.

Finalmente, se calcularon los índices de eficiencia en secuestro y en pérdida de carbono, η_c y η_p , respectivamente. Estos índices están dados como la razón entre el porcentaje de carbono orgánico en el suelo respecto del porcentaje de carbono en hojarasca, para η_c (ecuación 6).

$$\eta_c = \frac{C_s}{C_h} \quad (6)$$

Y la razón de la diferencia entre el porcentaje de carbono en hojarasca y el porcentaje de carbono orgánico en el suelo respecto del porcentaje de carbono en hojarasca para η_p (ecuación 7).

$$\eta_p = \frac{|C_h - C_s|}{C_h} \quad (7)$$

Para las muestras estudiadas en la región RTP-105 se encontró que la eficiencia en el secuestro de carbono es del 14%, con un error porcentual del 11%, de manera que la pérdida del carbono contenido en hojarasca es de 86% con un error también del 11%.

Conclusiones

En este estudio se encontró que la temperatura es el factor climático de mayor peso en la determinación de la captura de carbono en suelos, así como en la descomposición de la materia orgánica fresca depositada como hojarasca en la superficie del suelo. La principal contribución respecto a este hecho fue la cuantificación, del peso de la temperatura en la explicación del comportamiento de la transformación de la materia orgánica y el secuestro de carbono.

No obstante la complejidad de los procesos de transformación de la materia orgánica del suelo, una aproximación lineal para describir al porcentaje de carbono orgánico del suelo como función del porcentaje de carbono en la hojarasca resulta ser una buena aproximación.

Se concluye que la eficiencia en el secuestro de carbono de la región es sensible a la variación de temperatura. Esta eficiencia (del 14%) indica que el proceso de formación de suelos es lento, así como la reducción de CO₂ atmosférico por secuestro de carbono.

Por último, el estudio arroja información cuantitativa para reforzar el conocimiento sobre la importancia de incrementar la biomasa arbórea con el fin de secuestrar mayores cantidades de CO₂ atmosférico en suelos.

Bibliografía

- Acosta, M., J.D. Etchevers, C. Monreal, K. Quednow y C. Hidalgo. 2001. Un método para la medición del carbono en los compartimientos subterráneos (raíces y suelo) de sistemas forestales y agrícolas en terrenos de ladera en México. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.
- Bouwman, A.F. and R. Leemans. 1995. The role of forest soil in the global carbon cycle. *In*: Mc Free, W.W. and M. Kelly (Eds.). Carbon forms and functions in forest soils. SSSA. U.S.A. pp. 503-525.
- Castillo-Morales, M. 2014. Medición de la variabilidad espacial y temporal del secuestro de carbono en suelos forestales de la Sierra Norte de Puebla. Tesis de Doctorado en Ciencias Ambientales. Posgrado en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Couzin, J. 1999. Landscape changes make regional climate run hot and cold. *Science* 283:317-319.
- de Jong, B.H.J., R. Tipper and J. Taylor. 1997. A framework for monitoring and evaluating carbon mitigation by farm forestry projects: example of a demonstration project in Chiapas, México. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2:231-246.
- INE-SEMARNAT. 2006. La investigación ambiental para la toma de decisiones (Informe 2006).
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007. Informe de síntesis. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_sp.pdf (Consulta: diciembre 12, 2011).
- Linares-Fleites, G. 2006. Análisis de datos multivariados. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Facultad de Computación (Ed.). 277 p.
- Luis-Mejía, S., A. Gómez-Guerrero, J.D. Etchevers-Barra, G. Ángeles-Pérez, M.A. López-López y W.R. Horwath. 2007. Acumulación de carbono orgánico en el suelo en reforestaciones de *Pinus Michoacana*. *Agrociencia* 41:711-721.
- Masera, O. 1995. Estimación de parámetros biológicos e indicadores económicos para proyectos forestales de captura de carbono. Documento de trabajo No. 16. Grupo Interdisciplinario de tecnología Rural Apropriada (GIRA). Michoacán, México.
- Nakane, K., H. Tsubota and M. Yamamoto. 1987. Simulation of soil carbon cycling following clear cutting in a Japanese red pine forest. *Journal of Japanese Forest Society* 69:417-426.
- Orellana-Rivadeneira, G., M.L. Sandoval-Solís, G. Linares-Fleites, N.E. García-Calderón y J. V. Tamariz-Flores. 2012. Descripción de la dinámica de carbono en suelos forestales mediante un modelo de reservorios. *Avances en Ciencias e Ingeniería* 3(1):123-135 ISSN: 0718 – 8706 http://www.exeeedu.com/publishing.cl/av_cienc_ing.
- Schulze, E.D., Ch. Wirth and M. Heimann. 2000. Managing forest after Kyoto. *Science* 289(5487):2058-2059.
- Villalobos, S.F. 1999. Estimación del costo marginal de los servicios de fijación de carbono en Costa Rica. CEN, 704 <http://www.incae.edu/es/clacds/publicaciones/pdf/cen704.pdf> (Consulta: diciembre 12, 2011).
- Yadav, V., and G. Malanson. 2007. Progress in soil organic matter research: litter decomposition, modeling, monitoring and sequestration. *Progress in Physical Geography* 31(2):131-154.

5.6 Biomasa almacenada por *Pinus oocarpa* Shiede en el Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo, Estado de México

Pérez-Mondragón Gabriela¹ y García-Martínez René¹

¹División de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo. Carretera federal Monumento-Valle de Bravo, km 30, Ejido San Antonio de la Laguna, CP 51200, Valle de Bravo, Estado de México.
Autor para correspondencia: rene.garcia.martinez@hotmail.com

Resumen

Los inventarios de biomasa se han convertido en una herramienta trascendental para valorar los bosques en función de los bienes y servicios ambientales que brindan (captura de CO₂). Las ecuaciones alométricas permiten determinar la cantidad de biomasa acumulada por un árbol, sin embargo no existen modelos para todas las especies y para todas las regiones geográficas. El objetivo del trabajo fue generar un modelo alométrico para *Pinus oocarpa* Shiede aplicable al Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo, Estado de México y compararlo con una ecuación obtenida en otra región para la misma especie. Para construir el modelo se midieron el diámetro y la altura de 420 árboles, posteriormente se calculó el volumen y, utilizando la densidad básica de la madera, se calculó la biomasa fustal. Para el análisis de datos se utilizó el paquete estadístico Minitab 17[®]. La ecuación alométrica obtenida fue “Biomasa= 0.0291DN^{2.485}” ($r^2 > 0.97$) (S.E.= 61.35). Los datos de biomasa presentaron mayor dispersión en los diámetros más grandes, esta característica se relacionó con la heterogeneidad del diámetro y la altura de los árboles de la misma edad. Al compararlo con el modelo generado en Chihuahua y Durango, se concluye que no es recomendable utilizar este último para realizar inventarios de biomasa en Valle de Bravo, porque los datos indican que conforme se incrementa el diámetro de los árboles se sobreestima considerablemente la biomasa acumulada en el fuste.

Palabras clave: inventarios de biomasa, ecuaciones alométricas, biomasa fustal.

Abstract

Biomass inventories are a crucial tool for assessing the role of forests in environmental goods and services that they provide (CO₂ capture). Allometric equations help to determine the amount of accumulated biomass by a tree. However there are no models for all species and for all geographical regions. The objective was to obtain an allometric model for *Pinus oocarpa* Shiede for the Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo, Estado de México and compare it to an equation obtained in another region for the same species. In building the model, the diameter and height of 420 trees were measured, then the volume was calculated and with the basic wood density the stem biomass was calculated. For data analysis the statistical package Minitab 17[®] was used. The allometric equation obtained was “Biomass= 0.0291DN^{2.485}” ($r^2 > 0.97$) (S.E.= 61.35). Biomass data showed higher dispersion in the larger diameters, this feature was related to the heterogeneity of the diameter and height of trees of the same age. Compared to the model obtained in Chihuahua and Durango, we conclude that it is not advisable to use the latter for biomass inventories in Valle de Bravo, because the data indicate that as the diameter of the trees is increased, the model overestimates stem biomass considerably.

Key words: biomass inventories, allometric equations, stem biomass.

Introducción

Los cambios inducidos por el hombre en el medio ambiente están afectando naturalmente la provisión de bienes y servicios provenientes del ecosistema (Baral *et al.*, 2014). Entre los bienes ambientales que brindan los bosques destaca la captura y almacén de CO₂. Aunque, debido a la diversidad de factores que interactúan en el desarrollo de las especies forestales, se ha estimado que a nivel mundial existe una gran variabilidad en la fijación de carbono (C) en los bosques, registrándose valores desde 1.1 hasta 6.6 t C ha⁻¹año⁻¹ (Valentini *et al.*, 2000). Para determinar la cantidad del carbono existente en áreas forestales se ha recurrido a sistemas de percepción remotos (Gómez *et al.*, 2012), cuantificación de la biomasa sobre y bajo suelo (materia orgánica en tejidos vivos y muertos) mediante inventarios por muestreo (Keith *et al.*, 2014) y sistemas automáticos de medición de CO₂ como la red EUROFLUX (Valentini *et al.*, 2000).

Las ecuaciones alométricas son la herramienta usada comúnmente para estimar el volumen o biomasa a partir de los datos de un inventario forestal (por ejemplo, especies, diámetro del árbol y la altura) (Rojas-García *et al.*, 2015). Al utilizarlas, uno de los inconvenientes es que los datos de la estimación presentan variación entre entidades geográficas, lo que ocasiona incertidumbre en los inventarios de biomasa, por ello es conveniente validar el modelo cada vez que se utilice y en caso de que el error sea significativo es recomendable generar un modelo aplicable al sitio de trabajo. Por lo tanto, la elección de un modelo alométrico apropiado es un paso crítico en la reducción de incertidumbre en la estimación del almacén de biomasa forestal (Rutishauser *et al.*, 2013; Sileshi, 2014). Para modelar la cantidad de la biomasa contenida en un árbol suelen utilizarse como variables independientes el diámetro y la altura. Para juzgar la calidad de un modelo alométrico, obtenido por regresión, se consideran los siguientes elementos; coeficiente de determinación R² (mide la calidad del ajuste), error típico de estimación (S.E.= representa una medida de la parte de variabilidad de la variable dependiente que no es explicada por la recta de regresión, en general cuanto mejor es el ajuste, menor es el error típico) y varianza constante de los residuos (la nube de puntos residuales no debe mostrar ninguna tendencia, es decir, ninguna estructuración particular) (Picard *et al.*, 2012).

En México existe una gran variedad de condiciones ecológicas y prácticas de manejo que pueden crear una alta variedad en estructuras arquitectónicas de los árboles de la misma especie (Rojas-García *et al.*, 2015), por lo tanto una ecuación generada en una región puede sobreestimar o subestimar la biomasa de un árbol localizado en una región distinta. El objetivo del trabajo de investigación fue generar un modelo alométrico para *Pinus oocarpa* en el Parque Estatal Monte Alto (PEMA) y comparar las estimaciones de biomasa con los modelos reportados por otros autores para distintas regiones del país.

Materiales y métodos

Área de estudio

El predio en estudio se localiza geográficamente en la coordenada 19°11'31.23'' latitud Norte y 100°06'45.43'' de longitud Oeste, en el Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo, Estado de México, se ubica a una altitud de 2115 m s.n.m. Registra una temperatura media anual de 17.7 °C y precipitación anual de 1005.2 mm (CONAGUA, 2010). La vegetación dominante es *Pinus pringlei* y en menor número *Pinus oocarpa*. Se evaluó una superficie de 1 ha (la pendiente dominante del terreno es de 5.4°), se tomaron coordenadas UTM utilizando un GPS Garmin® (MAP SERIE 78) y la información se procesó en el software GvSig®.

Para la obtención de datos se realizó un censo de todos los individuos de *Pinus oocarpa* existentes en el predio. De cada sitio muestreado, se registraron el diámetro normal (medido con una cinta métrica

de fibra de vidrio de 30 m marca Truper) y la altura total (medido con un clinómetro Suunto®). Para cada individuo se calculó el volumen fustal aplicando la fórmula 1 (Rondeux, 2010).

$$\text{Volumen (m}^3\text{)} = \left(\frac{\pi * DN^2}{4} * H \right) * CF \quad (1)$$

donde, DN = Diámetro normal (m), H = Altura total (m) y, CF = Coeficiente Mórfoico (0.36) (García-Martínez *et al.*, 2015a).

Se calculó una densidad de la madera de 390.85 kg m⁻³. Este valor se obtuvo a partir de 10 muestras de virutas tomadas con taladro de Pressler a una altura de 1.30 de la base del árbol (West, 2015), el material leñoso se deshidrató hasta peso constante y la densidad básica se determinó a través de la relación de la biomasa seca entre el volumen (Costa *et al.*, 2014). La biomasa fustal se determinó multiplicando el volumen del fuste de cada individuo por la densidad básica obtenida (Picard *et al.*, 2012). Para el cálculo de la biomasa de las ramas se utilizó la ecuación alométrica “Biomasa (kg)= 0.2883*DN^{1.7343}” (Návar, 2009). La biomasa total se obtuvo por la suma de biomasa fustal y biomasa de ramas.

Para la construcción del modelo alométrico fustal, en primer lugar se realizó la exploración gráfica de datos y posteriormente se realizó el análisis de regresión utilizando un modelo potencial ($Y = aX^b$) (Picard *et al.*, 2012). Se tomó como variable dependiente la biomasa fustal y como variable independiente el DN. Para la modelación se utilizó el paquete estadístico Minitab 17®. Finalmente se comparó el modelo fustal obtenido en Valle de Bravo con el modelo generado para la región de Chihuahua y Durango (Návar, 2009) con la finalidad de validar una ecuación generada para la misma especie pero en distinta entidad geográfica.

Resultados

En el predio evaluado, en total se censaron 420 árboles de *Pinus oocarpa* de distinta categoría diamétrica. El coeficiente de correlación (r) entre el diámetro y la altura fue de 0.87 ($P < 0.001$), lo cual indica que el 87% de la variación en la altura esta explicado por el diámetro (Figura 1). También se observa que conforme se incrementa el diámetro de los árboles, la altura presenta mayor variación, lo que se observa como puntos muy dispersos en el gráfico. Cuando se diseñan muestreos en campo para estimar el volumen de los árboles no se recomienda utilizar la altura como variable de respuesta porque comúnmente presenta una desviación estándar considerable (Rondeux, 2010).

El modelo (Figura 2) que mejor se ajustó a la distribución de los datos de diámetro normal y biomasa fustal fue una función potencial, quedando la ecuación de la siguiente manera “Biomasa (kg)= 0.0291DN^{2.485}” ($r^2 > 0.97$) (S.E.= 61.35). Los datos de biomasa presentan mayor dispersión en los diámetros más grandes (> 40) y esto depende directamente de la condición de los árboles. El bosque se encuentra en una zona de transición y los árboles presentan características dendrométricas (altura y diámetros) muy heterogéneas en individuos de la misma edad. Para el PEMA se reporta un modelo alométrico cuadrático para estimar carbono de fuste+ramas en *Pinus pringlei* Shaw (García-Martínez *et al.*, 2015b) que es una especie asociada a *Pinus oocarpa* dentro del Parque.

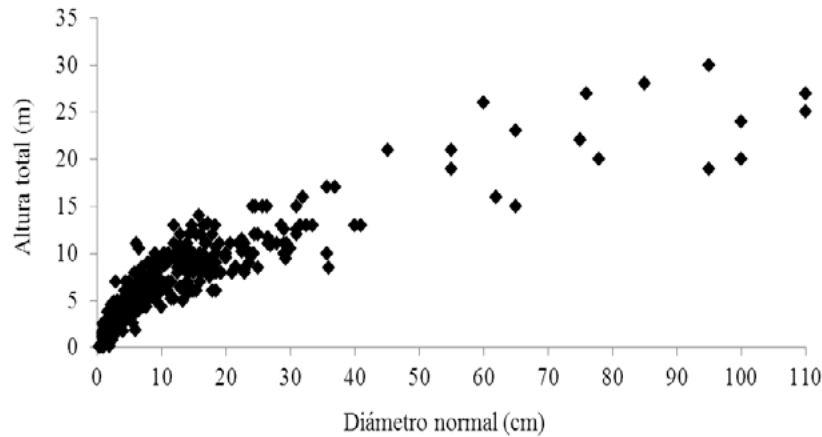


Figura 1. Dispersión de las variables de diámetro y altura de árboles de *Pinus oocarpa*, en el Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo.

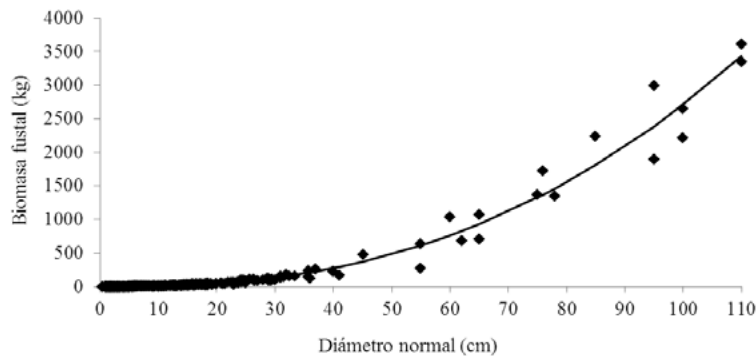


Figura 2. Distribución de los valores registrados y línea de tendencia ajustada para la estimación de carbono para *Pinus oocarpa*.

Comparando el modelo de biomasa fustal generado para *Pinus oocarpa* en la región de Chihuahua y Durango (Návar, 2009) con la ecuación obtenida en el Parque Estatal Monte Alto (Figura 3) se pone de manifiesto que no es recomendable utilizar el modelo de Návar (2009) para realizar inventarios de biomasa en el PEMA porque conforme se incrementa el diámetro de los árboles se sobreestima considerablemente la biomasa acumulada en el fuste.

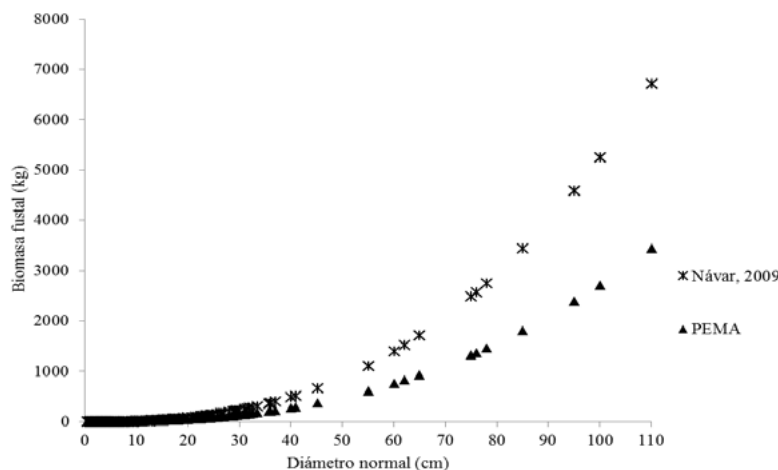


Figura 3. Comparación entre el modelo de biomasa fustal de Návar (2009) y el obtenido para el Parque Estatal Monte Alto (PEMA).

Conclusiones

El modelo generado es apropiado para estimar la biomasa de *Pinus oocarpa* en el PEMA, porque considera las características específicas del predio bajo estudio. Además, es pertinente que al utilizar un modelo generado en otra región distinta al que se va a aplicar, primero se valide, porque, como se muestra en este caso la ecuación puede sobreestimar la cantidad de biomasa acumulada en el fuste del árbol.

Finalmente, en virtud de los resultados, es necesario incrementar la construcción de ecuaciones alométricas en las distintas regiones del país para reducir la incertidumbre de los datos en los inventarios de biomasa.

Bibliografía

- Baral, H., R.J. Keenan, S.K. Sharma, N.E. Stork and S. Kasel. 2014. Economic evaluation of ecosystem goods and services under different landscape management scenarios. *Land Use Policy* 39:54-64.
- CONAGUA. 2010. Estado de México, Normales Climatológicas, Valle de Bravo. Comisión Nacional del Agua, México. http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=189:estado-de-mexico&catid=14:normales-por-estacion (Consulta: abril 02, 2016).
- Costa, E.V., M.A. de Rezende and V.A. Rodrigues. 2014. Conversion between basic density and apparent density at any moisture content in *Eucalyptus grandis*. *Holzforschung* 68(8):981-986.
- García-Martínez, R., I. Cabrera-Díaz y D. Cirilo-Genaro. 2015a. *Pinus pringlei* Shaw como almacén de carbono en el Parque Estatal Monte Alto, Valle de Bravo, Estado de México. *En: López-Reynoso, J., J. Martínez-Solis y N. Magaña-Lira (Eds.). Memoria del III Congreso Internacional y XVII Congreso Nacional de Ciencias Agronómicas. Chapingo, Estado de México, México: Universidad Autónoma Chapingo.*
- García-Martínez, R., I. Cabrera-Díaz, D. Cirilo-Genaro. 2015b. Carbono almacenado por *Pinus pringlei* Shaw en el Parque Estatal Monte Alto, Estado de México. *En: Paz, F., J. Wong y R. Torres (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México. pp. 194-199.*
- Gómez, C., M.A. Wulder, J. White, F. Montes and J.A. Delgado. 2012. Characterizing 25 years of change in the area, distribution, and carbon stock of Mediterranean pines in Central Spain. *International Journal of Remote Sensing* 33(17):5546-5573.
- Keith, H., D.B. Lindenmayer, B.G Mackey, D. Blair, L. Carter, L. McBurney, S. Okada and T.T. Konishi-Nagano. 2014. Accounting for Biomass Carbon Stock Change Due to Wildfire in Temperate Forest Landscapes in Australia. *PLoS ONE* 9(9):1-17.
- Návar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern México. *Forest Ecology and Management* 257:427-434.
- Picard, N., L. Saint-André y M. Henry. 2012. Manual de construcción de ecuaciones alométricas. Del trabajo de campo a la predicción. Roma: CIRAD-FAO.
- Rojas-García, F., B.H. de Jong, P. Martínez-Zurimendí and F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass. *Annals of forest science* DOI: 10.1007/s13595-015-0456-y.
- Rondeux, J. 2010. Medición de árboles y masas forestales. Madrid: Mundi-prensa.
- Rutishauser, E., F. Noor'an, Y. Laumonier, J. Halperind, R. K. Hergoualc'h and L. Verchot. 2013. Generic allometric models including height best estimate forest biomass and carbon stocks in Indonesia. *Forest Ecology and Management* 307(1):219-225.
- Sileshi, G.W. 2014. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. *Forest Ecology and Management* 329:237-254.
- Valentini R., G. Matteucci, A.J. Dolman, E.D. Schulze, D. Rebmann, E.J. Moors, A. Granier, P. Gross, N.O. Jensen, K. Pilegaard, A. Lindroth, A. Grelle, C. Bernhofer, T. Gruenwald, M. Aubinet, R. Ceulemans, A.S. Kowalski, T. Vesala, U.È. Rannik, P. Berbigier, D. Loustau, J. Gu.mundsson, H. Thorgeirsson, A. Ibrom, A. Morgenstern, R. Clement, J. Moncrieff, L. Montagnani, S. Minerbi1 and P.J. Jarvis. 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404:861-865.
- West, P. 2015. *Tree and Forest Measurement*. Limore, Australia: Springer International Publishing Switzerland.



5.7 State of the Carbon Cycle of North America

Birdsey Richard¹; Mayes Melanie²; Reed Sasha³; Najjar Raymond⁴; Pan Yude¹; Kurz Werner A.⁵; de Jong Ben⁶ and King Anthony²

¹*U.S. Forest Service. Washington, District of Columbia, USA.*

²*Oak Ridge National Laboratory. 1 Bethel Valley Rd, Oak Ridge, TN 37831, USA.*

³*U.S. Geological Survey. Virginia, USA.*

⁴*Pennsylvania State University. Old Main, State College, PA 16801, USA.*

⁵*Natural Resources Canada, Canadian Forest Service. Canada.*

⁶*El Colegio de la Frontera Sur. Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial, CP 24500, Lerma Campeche, Campeche.*

Corresponding author: rbirdsey@fs.fed.us

Abstract

The forest area of North America totals 771 million ha, 36% of the land area of North America and about 20% of the world's forest area. About 45% of this forest area is classified as boreal, mostly in Canada and some in Alaska. Temperate and tropical forests constitute the remainder of the forest area. North American forests are critical components of the global carbon cycle, exchanging large amounts of carbon dioxide (CO₂) and other gases with the atmosphere and oceans. In this chapter, present the most recent estimates of the role of forests in the North American carbon balance, describe the main factors that affect forest carbon stocks and fluxes, describe how forests affect the carbon cycle through CO₂ sequestration and emissions, and discuss management options and research needs.

Key words: forests, estimates, carbon balance, carbon stocks, carbon flows.

Resumen

El área forestal del Norte América abarca 771 millones ha, 36% del área de Norte América y alrededor del 20% del área forestal del mundo. Alrededor del 45% de este área forestal es clasificada como bosques boreales, sobre todo Canadá y Alaska. Los bosques de América del Norte son componentes importantes dentro del ciclo de carbono, pues intercambian grandes cantidades de dióxido de carbono (CO₂) y otros gases con la atmósfera y los océanos. En este estudio se presentan las estimaciones más recientes del papel de los bosques en el balance de carbono de América del Norte, los principales factores que afectan a las reservas y flujos de carbono forestal.

Plabras clave: bosques, estimaciones, balance de carbono, reservas de carbono, flujos de carbono.

Extensive summary. Master lecture.

The first assessment of the carbon cycle of North America -the State of the Carbon Cycle Report (SOCCR), published in 2007- revealed that North America was a net source of CO₂ to the atmosphere with 30% of fossil fuel emissions offset by a terrestrial carbon sink of 520±260 Mt C yr⁻¹ (Figure 1) (King *et al.*, 2007). In addition to quantifying the magnitude of CO₂ sources and sinks for North America and for each country (Canada, Mexico, and the U.S.), the assessment identified trends where data were available and highlighted options that could significantly affect the North American carbon cycle, such as improving energy efficiency and increasing the carbon stored in forests and agricultural soils.

Continuing research and new observations since 2007 suggest that significant changes to our understanding have taken place in the last 10 years. For example, there have been improvements in

quantifying some potentially significant carbon sources and sinks that were not very well known at the time such as coastal wetlands and soils. In addition, the importance and urgency of developing effective climate mitigation policies and programs makes a second assessment highly relevant to current international actions. Finally, a North American focus offers exciting opportunities for Mexico, Canada, and the U.S. to work together in their consideration and decision making regarding carbon cycling and climate change as we move into the future. These and other factors have motivated the synthesis of a second, updated State of the Carbon Cycle Report (SOCCR-2).

Three overarching questions will frame the SOCCR-2 focus areas:

- (1) How have natural processes and human actions affected the carbon cycle on land, in the atmosphere, and in aquatic ecosystems (oceans and freshwater)?
- (2) How have policy and management decisions affected the levels of the primary carbon-containing gases, carbon dioxide and methane, in the atmosphere?
- (3) How have ecosystems, species, and natural resources been impacted by increasing greenhouse gas concentrations, the associated changes in climate, and by human interaction?

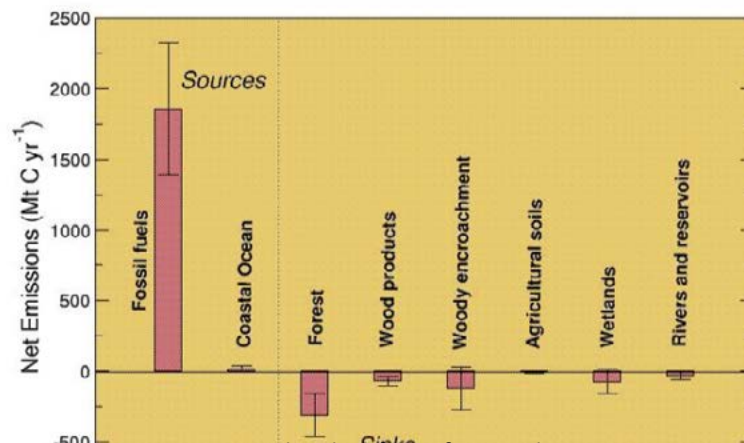


Figure 1. Sources and sinks of CO₂ for North America, estimated for the approximate decade prior to 2007 (King et al. 2007).

Although this new assessment is just beginning, we have identified where major advances are likely to improve the estimates and make the assessment highly relevant to climate mitigation policies of North American countries.

King *et al.* (2012 and 2015) expanded the analysis of terrestrial ecosystems to reflect the estimates from three different approaches: inventories (which formed the basis of the 2007 assessment), atmospheric inversion, and terrestrial biosphere modeling (Figure 2).

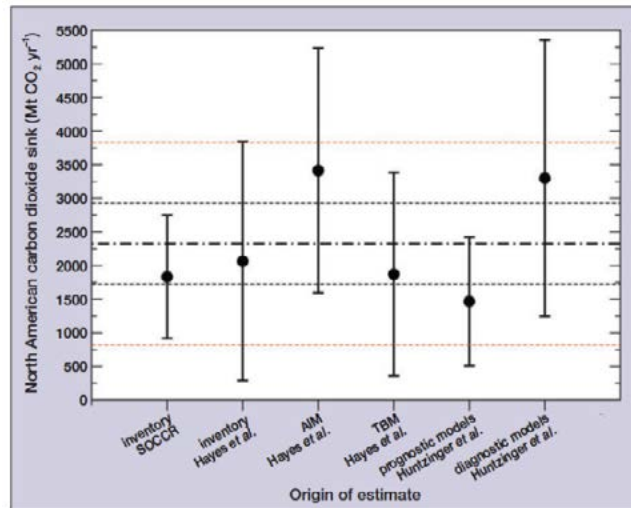


Figure 2. Estimates of the carbon dioxide sink for North America from different approaches (from King et al. 2012).

The different approaches had a large range of results, but on average suggested a slightly smaller terrestrial sink of -472 ± 281 Mt C yr⁻¹ for the period 1990-2009, offsetting about 25% of CO₂ emissions from fossil fuels for the same period. Regarding soils, which have historically been poorly understood at large scales, new soil carbon stock maps have been developed for North America (Liu *et al.*, 2013), and although new modeling approaches have been developed estimates of soil C fluxes remain highly uncertain (Figure 3) (Wieder *et al.*, 2013; Todd-Brown *et al.*, 2013). Another area of high uncertainty has been the role of coastal wetlands, which were included in the wetlands chapter in the 2007 Report but the uncertainty of wetlands estimates was estimated at greater than 100%. We now have better knowledge of the carbon cycle of estuarine systems thanks to increasing attention to this important interface between the land and oceans (Bianchi, 2011). Further, the 2007 Report did not include analysis of methane sources and sinks because of very significant gaps in availability of data, but much has been learned since then (*e.g.*, McKain *et al.*, 2015), although regional and global uncertainties are still large.

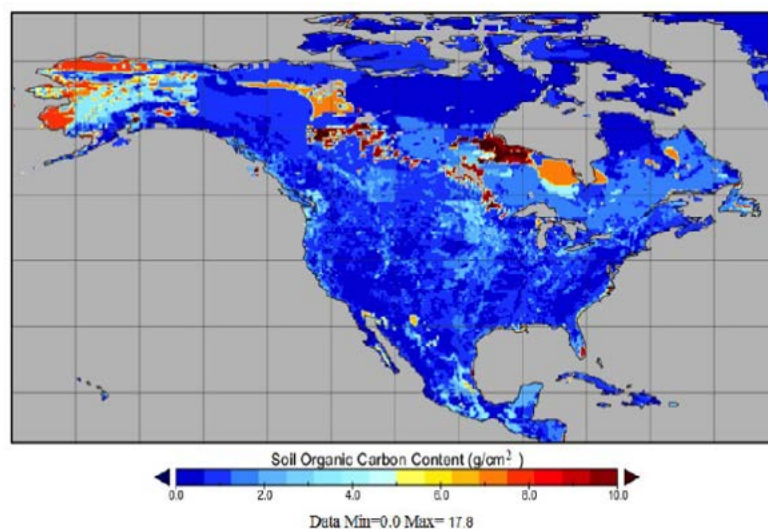


Figure 3. Map of soil organic carbon content for North America to 100 cm depth (Liu et al. 2013).

High-resolution maps of changes in terrestrial carbon including attribution of causes are becoming available (*e.g.*, Figure 4) (Zhang *et al.*, 2012; Boisvenue *et al.*, in review). This spatial detail is important because at regional to local scales, management activities are more understandable by land managers and more likely to be acted upon, and so the results of continental-scale studies can be made more relevant to decision makers if accompanied by such detail.

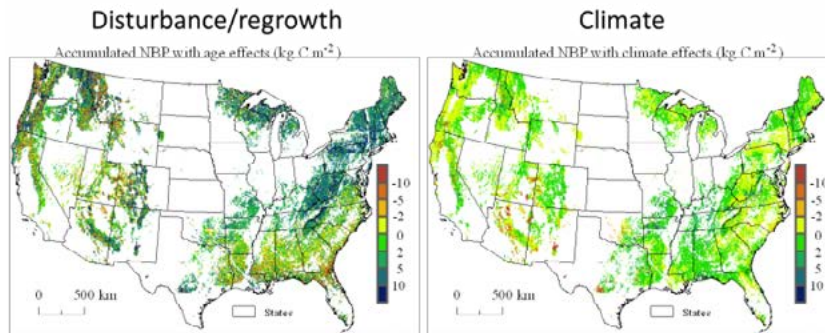


Figure 4. Accumulated net biome production from 1990 to 2010, attributed to disturbance and regrowth (left side) and climate variability (right side), from Zhang *et al.* (2012).

Additionally, advances in decision support have involved more dialogue between scientists and stakeholders leading to better understanding about what is required of monitoring and assessment systems that support the needs of specific decision makers.

For example, state-level carbon assessments can facilitate activities tailored to unique circumstances at this important political domain (Figure 5). Understanding has also increased considerably about climate change mitigation options, with national-scale analyses completed for forestry in Canada (Smyth *et al.*, 2014), the land sector of the U.S. including agriculture and forestry (Council on Environmental Quality, 2015) and across all sectors in Mexico according to legislation (International Development Law Organization, 2013).

These analyses have demonstrated the very significant, medium to long-term potential for climate change mitigation through emissions reductions across the economies, improved agricultural and forestry practices, and increasing the use of long-lived wood products that store carbon for decades and that help reduce emissions from other sectors through the substitution of emissions-intensive products such as concrete, steel, aluminum, plastics and in some cases fossil fuels.

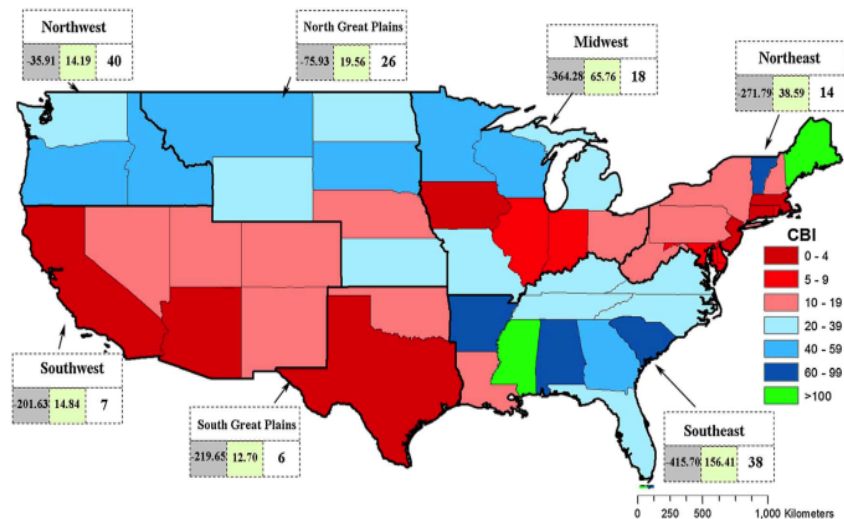


Figure 5. Regional and state carbon balance index (CBI) during 2001–2005. The regional summaries represent averaged rates of fossil fuel emissions (Tg C yr^{-1} in grey), net carbon exchange between land ecosystems and the atmosphere (Tg C yr^{-1} in green), and the CBIs (in white). Negative values indicate sources of C to the atmosphere, while positive values indicate C sinks. The states colored green are net carbon sinks. From Lu et al. (2015).

References

- Bianchi, T.S. 2011. The role of terrestrially derived organic carbon in the coastal ocean: A changing paradigm and the priming effect. *PNAS* 108 (49):19473-19481.
- Council on Environmental Quality. 2015. Climate change and the land sector: Improving Measurement, Mitigation and Resilience of our Natural Resources. Washington DC, The White House. 34 p. https://www.whitehouse.gov/sites/whitehouse.gov/files/documents/Climate_Change_and_Land_Sector_Report_2015.pdf.
- International Development Law organization. 2013. A legal working brief on the new general law on climate change in Mexico. 11 p. <http://www.isn.ethz.ch/Digital-Library/Publications/Detail/?lang=en&id=152625>.
- King, A.W., L. Dilling, G.P. Zimmerman, D.M. Fairman, R.A. Houghton, G.H. Marland, A.Z. Rose and T.J. Wilbanks. 2007. The first state of the carbon cycle report (SOCCR): the North American carbon budget and implications for the global carbon cycle. *In*: King, A.W., L. Dilling and G.P. Zimmerman (Eds.). Asheville, NC: NOAA, National Climatic Data Center. 452 p.
- King, A.W., D.J. Hayes, D.N. Huntzinger, T.O. West and W.M. Post. 2012. North American carbon dioxide sources and sinks: magnitude, attribution, and uncertainty. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:512-519.
- King, A.W., R.J. Andres, K.J. Davis, M. Hafer, D.J. Hayes, D.N. Huntzinger, B. de Jong, W.A. Kurz, A.D. McGuire, R. Vargas, Y. Wei, T.O. West and C. W. Woodall. 2015. North America's net terrestrial CO_2 exchange with the atmosphere 1990–2009. *Biogeosciences* 12:399-414.
- Liu, S., Y. Wei, W. M. Post, R.B. Cook, K. Schaefer and M.M. Thornton. 2013. The Unified North American Soil Map and its implication on the soil organic carbon stock in North America. *Biogeosciences* 10:2915-2930.
- Lu, X., D. W. Kicklighter, J.M. Melillo, J.M. Reilly and L. Xu. 2015. Land carbon sequestration within the conterminous United States: Regional -and state- level analyses. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:379-398 DOI:10.1002/2014JG002818.
- McKain, K., A. Down, S.M. Racitie, J. Budneya, L.R. Hutyræ, C. Floerchingerg, S.C. Herdong, T. Nehrkorh, M.S. Zahniser, R.B. Jackson, N. Phillipse and S.C. Wofsy. 2015. Methane emissions from natural gas infrastructure and use in the urban region of Boston, Massachusetts. *PNAS* 112(7):1941-1946.
- Smyth, C.E., G. Stinson, E. Neilson, T.C. Lemprière, M. Hafer, G.J. Rampley and W.A. Kurz, 2014. Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector. *Biogeosciences* 11:441-480 <http://doi:10.5194/bgd-11-441-2014>.

- Todd-Brown, K.E.O., J.T. Randerson, W.M. Post, F.M. Hoffman, C. Tarnocai, E.A.G. Schuur and S. D. Allison. 2013. Causes of variation in soil carbon simulations from CMIP5 Earth system models and comparison with observations, *Biogeosciences* 10(3):1717-1736 DOI:10.5194/bg-10-1717-2013.
- Wieder, W.R., G.B. Bonan and S.D. Allison. 2013. Global soil carbon projections are improved by modelling microbial processes. *Nature Climate Change* 3:909-912 <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1951>.
- Zhang, F., J.M. Chen, Y. Pan, R.A. Birdsey, S. Shen, W. Ju, L. He. 2012. Attributing carbon changes in conterminous U.S. forests to disturbance and non-disturbance factors from 1901 to 2010. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 117:G02021.



5.8 Biomasa almacenada en un bosque natural de *Abies religiosa* (Kunth Schltdl. et Cham.) dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca

García-Martínez René¹; León-García Rutilo¹ y García-Avilés Sergio¹

¹División de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo. Carretera federal Monumento-Valle de Bravo, km 30, Ejido San Antonio de la Laguna, CP 51200, Valle de Bravo, Estado de México.

Autor para correspondencia: rene.garcia.martinez@hotmail.com

Resumen

Los inventarios de biomasa permiten estimar la cantidad de carbono almacenado en los bosques se han vuelto una herramienta trascendental para valorarlos en función del servicio ambiental que brindan. El objetivo del estudio fue estimar la cantidad de biomasa almacenada en un bosque de *Abies religiosa* localizado en el municipio de Temascaltepec, Estado de México. Para ello se realizó un inventario por muestreo en un bosque natural de 847.03 ha. Se instalaron unidades de muestreo (UM) circulares de 1000 m² y se midieron el diámetro y la altura de los individuos presentes en cada UM. Se determinó el volumen fustal y a través de la densidad de la madera se calculó la biomasa. Para las ramas se utilizó la ecuación alométrica “Biomasa= 1.5842*[Exp[0.044*DN]]”. Los resultados mostraron una variación en la cantidad de biomasa almacenada en cada rodal, esto se atribuye a las diferencias en la edad de los individuos, la densidad arbórea y la asociación con especies de pino presentes en cada sección del bosque. Individualmente, los árboles maduros acumularon más biomasa con respecto a los jóvenes. Los datos de biomasa por rodal (Mg ha⁻¹) fueron los siguientes: R1 (170 Mg ha⁻¹), R2 (132.6 Mg ha⁻¹), R3 (230 Mg ha⁻¹), R4 (39.7 Mg ha⁻¹) y R5 (130.1 Mg ha⁻¹). Finalmente, para todo el predio se estimó una cantidad de 74552.8 Mg. En conclusión, este estudio permitirá comparar el estado en el que se encuentran los bosques de *A. religiosa* en la región en función de la biomasa.

Palabras clave: inventarios de biomasa, biomasa aérea, bienes y servicios ambientales.

Abstract

Biomass inventories can estimate the amount of carbon stored in forests and these have become a vital tool to assess terrestrial ecosystems depending on the environmental service they provide. The aim of the study was to estimate the amount of biomass stored in a forest of *Abies religiosa* located in Temascaltepec, Estado de México. Thus, an inventory was performed using a sampling in a natural forest of 847.03 ha. Circular sampling units of 1000 m² were installed and the diameter and height of the trees of *Abies religiosa* present in each sample unit were measured. Stem volume was determined and through the wood density biomass was calculated. Allometric equation “Biomass= 1.5842*[Exp[0.044*DN]]” was used for branches. The results showed a variation in the amount of stored biomass in each stand, this is attributed to differences in the age and density of trees and partnership with pine species present in each section of the forest. At the level of individual, mature trees accumulated more biomass in relation to young trees. Biomass data for each stand were as follows: R1 (170 Mg ha⁻¹), R2 (132.6 Mg ha⁻¹), R3 (230 Mg ha⁻¹), R4 (39.7 Mg ha⁻¹) and R5 (130.1 Mg ha⁻¹). Finally, for the entire area it was estimated an amount of 74552.8 Mg. This study will be used to compare the state where the forests are located in the region in terms of stock biomass is concerned.

Key words: biomass inventories, aboveground biomass, environmental goods and services.

Introducción

Actualmente la liberación de carbono (CO_2) a la atmósfera, incrementada por los seres humanos, es 10 veces más rápida que en cualquier momento de los últimos 66 millones de años (Zeebe *et al.*, 2016). Datos de marzo de 2016 muestran concentraciones de 404.02 ppm de CO_2 atmosférico (NOAA, 2016). Para mitigar el impacto de este fenómeno, los ecosistemas terrestres y acuáticos juegan un papel trascendental. En el caso de los bosques, los árboles a diferencia de otras plantas, almacenan fotoasimilados en componentes de carbono dentro sus estructuras leñosas, por periodos prolongados (Acosta-Mireles *et al.*, 2002) y una forma de cuantificar la biomasa sobre y bajo suelo (materia orgánica en tejidos vivos y muertos) es mediante inventarios por muestreo (Keith *et al.*, 2014). Para estudios de cambio climático, la biomasa mide la cantidad CO_2 (gas de efecto invernadero) que los árboles absorben de la atmósfera (West, 2015). En los ecosistemas forestales el balance global de carbono depende en gran medida de la extensión de la superficie boscosa, el contenido de biomasa por unidad de superficie (Houghton, 2005), la composición florística, la edad y la densidad de población de cada estrato por comunidad vegetal (Schulze *et al.*, 2000; Hu *et al.*, 2015). Los inventarios de carbono son importantes porque a nivel mundial se han reportado pérdidas de cobertura forestal de 1 011 000 km^2 , siendo los biomas boreales los más afectados, seguidos de los trópicos húmedos, trópicos secos y bosques templados (Hansen *et al.*, 2009).

En la República Mexicana, los bosques de *Abies religiosa* se encuentran distribuidos principalmente en la Ciudad de México, Hidalgo, Puebla, Veracruz, Michoacán, Jalisco, Morelos, México, Guerrero y Tlaxcala; además se desarrollan en sitios localizados a una altitud que varía entre los 2800 a 3500 m s.n.m., con precipitación anual de 1000 a 1400 mm y una temperatura media anual de 7 a 15 °C (CONAFOR, 2003; IICA-ORTON-CATIE, 2003). El oyamel es una de las especies más sensibles a la declinación forestal. En bosques de Texcoco, Estado de México, se ha encontrado que el patrón de distribución de biomasa en los componentes aéreos de árboles de *A. religiosa* es atípico y se manifiesta en la alta mortalidad de follaje y ramas (Flores-Nieves *et al.*, 2011). En el Desierto de los Leones, Ciudad de México, se han relacionado los desórdenes nutrimentales presentes en las plantas jóvenes de oyamel con la presencia de contaminantes atmosféricos, lo que trae consigo la muerte de un porcentaje considerable del follaje (Rivera-Amaro *et al.*, 2008). Por otro lado, la deforestación es problema latente en los bosques de oyamel. Al respecto, en la Reserva de la Biósfera de la Mariposa Monarca, Michoacán, México se ha reportado una de deforestación de más de 500 ha año^{-1} . (Champo-Jiménez *et al.*, 2012). Además, bajo escenarios de cambio climático en 2030 y 2050, en el Estado de México la distribución espacial de *Abies religiosa* se reduciría en cuanto al área de aptitud (Pérez-Miranda *et al.*, 2014). Finalmente, dada la relevancia que están alcanzando los bonos de carbono a nivel mundial, los países contaminantes pueden compensar parcialmente sus emisiones aumentando los sumideros (bosques) que eliminan el CO_2 de la atmósfera (López-Toache *et al.*, 2016) y para ello es necesario conocer la cantidad de biomasa almacenada en los ecosistemas forestales. Dado que no existen antecedentes en la región, el objetivo del estudio fue estimar la cantidad de biomasa almacenada en un bosque de *Abies religiosa*, localizado en el municipio de Temascaltepec, Estado de México, con la finalidad de conocer el estado actual del predio que permita valorarlo en función del servicio ambiental que brinda.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en un bosque de *Abies religiosa* perteneciente al ejido de San Francisco Oxtotilpan, municipio de Temascaltepec, Estado de México. Geográficamente se encuentra localizado en la coordenada 19°10'08.05" latitud Norte y 99°54'08.19" de longitud Oeste, a una altitud de 2630 m s.n.m. La región presenta una temperatura media mensual de 15 °C y una precipitación promedio anual de 2057 mm, que se concentra en los meses de junio, julio, agosto, septiembre y octubre (CONAGUA,

2010). El terreno presenta pendientes que van de 10-47 °. El bosque presenta secciones de masa puras de *Abies religiosa* y secciones de mezcla de *Abies-Pinus*. Gran parte del predio se encuentra dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (SEMARNAT-CONANP, 2014) y también forma parte del Área de Protección de los Recursos Naturales denominado “Zona Protectora Forestal de los terrenos constitutivos de las cuencas de los ríos Valle de Bravo, Malacatepec, Tilostoc y Temascaltepec” (SEMARNAT-CONANP, 2015).

Diseño del plan de muestreo

El procedimiento utilizado se basó en un Muestreo Aleatorio Simple (Castillo-Márquez, 2009; Rondeux, 2010). A partir de la superficie total del bosque (847.03 ha), se generaron 5 rodales (R1, R2, R3, R4 y R5) de superficie variable. Se utilizó la biomasa ($Mg\ ha^{-1}$) como variable para llevar a cabo el análisis. La unidad de muestreo fue un sitio circular de 1000 m^2 (radio= 17.84 m). Cada rodal se dividió múltiples parcelas cuadradas (área del rodal/área del sitio) para obtener intersecciones, las cuales se numeraron y, con ayuda de software estadístico, se seleccionaron los sitios a inventariar. Para el muestreo, se fijó una confiabilidad del 90%, con un error tolerable con respecto a la media del 10%. En cada caso se calculó el error de muestreo.

Diámetro normal y altura

El diámetro normal (DN) de los árboles se determinó a partir de la circunferencia del fuste, medido con una cinta métrica Truper[®], a una altura de 1.30 m con respecto a la base del árbol. La altura se determinó por relaciones trigonométricas a partir del ángulo medido con un clinómetro Suunto[®].

Coefficiente mórfico

El coeficiente mórfico (CF) corresponde a la relación entre el volumen real (V_r) del fuste del árbol a una altura dada y el volumen del cilindro (V_c) determinado a partir del diámetro normal y a una altura establecida (Rondeux, 2010). El CF (V_r/V_c) obtenido para *Abies religiosa* fue de 0.42. Se utilizó un árbol de una altura de 34.5 m con un DN de 0.52 m, se tomaron los diámetros de las trozas sucesivas desde la base del árbol y a cada 1.5 m entre troza y troza. Con estos datos se generó la ecuación “radio= -0.0063 altura+0.2651” ($r^2= 0.99$, S.E.= 0.006), que representa el decrecimiento del radio (m) conforme se incrementa la altura (m). El volumen real se calculó mediante el procedimiento de sólidos de revolución (Granville y Smith, 2013) a partir de modelo 1.

$$V_r = \pi \int_0^{34.5} [-0.0063(H) + 0.2651]^2 dx \quad (1)$$

donde, V_r = volumen real (m^3) y, H = altura (m).

Integrando y calculando el volumen se obtuvo el modelo 2.

$$V_r = \pi \left[\frac{3.969 \times 10^{-5} (H)^3}{3} - \frac{3.3402 \times 10^{-3} (H)^2}{2} + 0.07028(H) \right]_0^{34.5}$$

$$V_r = \pi \left[\frac{3.969 \times 10^{-5} (34.5)^3}{3} - \frac{3.3402 \times 10^{-3} (34.5)^2}{2} + 0.07028(34.5) \right] \quad (2)$$

$$V_r = \pi * (0.980) = 3.08\ m^3$$

El volumen del cilindro se calculó con la fórmula 3.

$$V_c = \pi * r^2 * H \quad (3)$$
$$V_c = 3.1416 * (0.26\ m)^2 * 34.5 = 7.326\ m^3$$

donde, V_c = volumen del cilindro (m^3) y, H = altura (m).

Volumen fustal

Para cada individuo se calculó el volumen fustal aplicando la fórmula 4 (Rondeux, 2010).

$$Volumen (m^3) = \left(\frac{\pi * DN^2}{4} * H \right) * CF \quad (4)$$

donde, DN = diámetro normal (m), H = altura total (m) y, CF = coeficiente mórfico (0.42).

Densidad de la madera y biomasa fustal

Se utilizó una densidad de la madera de 246.13 kg m^{-3} , este valor se obtuvo a partir de 10 muestras de virutas tomadas con taladro de Pressler a una altura de 1.30 de la base del árbol (West, 2015), el material leñoso se deshidrató hasta peso constante y la densidad básica se determinó mediante la relación 5 (Costa *et al.*, 2014).

$$Densidad \text{ básica} = \frac{Masa (kg)}{Volumen (m^3)} \quad (5)$$

La biomasa se determinó multiplicando el volumen del fuste de cada individuo por la densidad básica obtenida (Picard *et al.*, 2012).

Biomasa de ramas y total

La biomasa de las ramas se calculó a través del modelo alométrico generado en el Estado de México “Biomasa= $1.5842 * [\text{Exp}[0.044 * DN]]$ ” (Flores *et al.*, 2011). La biomasa total resultó de la suma de la biomasa de ramas y la biomasa fustal.

Análisis estadístico

A los datos se les aplicó un análisis de frecuencia y estadística descriptiva (promedio, intervalos de confianza, desviación estándar y coeficiente de variación), para ello se utilizó el software estadístico Minitab 17[®].

Resultados

En el Cuadro 1 se presentan los resultados del análisis del muestreo. En los rodales 1 y 5 solo se midió un sitio; en el primero debido a lo reducido de la superficie y en el segundo por la dificultad de acceso al terreno. El error de muestreo depende del tamaño de la muestra, la variabilidad de las unidades de muestreo y el tipo de muestreo utilizado (Rondeux, 2010). Para este estudio el principal factor que afectó al error fue la variabilidad de las unidades.

Cuadro 1. Comportamiento de los parámetros evaluados en el muestreo.

Rodal	Superficie (ha)	IM (%)	Tamaño de muestra	Error de muestreo (%)
R1	2.95	3.4	1	NA
R2	183.29	0.5	10	9.5
R3	110.22	0.5	6	11.4
R4	522.24	0.4	19	24
R5	28.33	0.4	1	NA

IM= Intensidad de muestreo.

Los datos densidad arbórea obtenidos fueron los siguientes: R1 (290 árboles ha⁻¹), R2 (321 árboles ha⁻¹), R3 (380 árboles ha⁻¹), R4 (303 árboles ha⁻¹) y R5 (320 árboles ha⁻¹). De acuerdo con el análisis de frecuencia (Cuadro 2), se puede observar que el R4 acumuló el 63% de los individuos en la categoría diamétrica ≤ 20 cm, esto se debe a que en el campo se observó una gran cantidad de pies regenerados, esto implica que esta sección de bosque tiene potencial a futuro para acumular biomasa. Es importante mencionar que en el predio se encontraron individuos de hasta 1.05 m de diámetro. En estudios de alometría se han reportado diámetros máximos de 79 cm (Avendaño-Hernández *et al.*, 2009) y 105 cm (Flores-Nieves *et al.*, 2011).

Cuadro 2. Distribución de frecuencias de los individuos de acuerdo con la categoría diamétrica.

Clase Diamétrica (cm)	Frecuencia Relativa (%)				
	Rodal 1	Rodal 2	Rodal 3	Rodal 4	Rodal 5
≤ 20	21	29	19	63	13
$>20 \leq 40$	45	31	40	19	53
$>40 \leq 60$	28	29	29	12	28
$>60 \leq 80$	3	10	11	5	6
>80	3	1	1	1	0

La cantidad de biomasa estimada en cada rodal fue afectada por la superficie del rodal, la densidad arbórea y la edad del arbolado. Los rodales 2, 3 y 4 presentaron los valores más altos (Cuadro 3). El rodal 4 representó el 61.6% de la superficie del predio pero solo acumuló el 28% de la biomasa total, esto se debe a tres factores; el primero de ellos es que es una sección con una gran cantidad individuos jóvenes, en segundo lugar los valores de biomasa presentaron una variación considerable entre los sitios de muestreo (C.V.= 75.6%) y en tercer lugar, el rodal presentó una asociación con especies de pino, los cuales no fueron evaluados. Los datos de biomasa (Mg ha⁻¹) fueron los siguientes; R1 (170 Mg ha⁻¹), R2 (132.6 Mg ha⁻¹), R3 (230 Mg ha⁻¹), R4 (39.7 Mg ha⁻¹) y R5 (130.1 Mg ha⁻¹). Finalmente, para todo el predio se estimó una cantidad de 74552.8 Mg.

Cuadro 3. Biomasa acumulada en cada uno de los rodales evaluados.

Rodal	Mg rodal ⁻¹	I.C. (Mg rodal ⁻¹)		S.D. (Mg)	C.V. (%)
		L.I.	L.S.		
R1	501.6	NA	NA	NA	NA
R2	24307.2	21832.3	26782.2	3993.2	16.4
R3	25345.7	23160.8	27530.5	3525.1	13.9
R4	20712.5	11045.6	30379.4	15596.9	75.3
R5	3685.8	NA	NA	NA	NA

S.D.= desviación estándar, C.V.= coeficiente de variación, I.C.= intervalo de confianza (95%), L.I.= límite inferior, L.S.= límite, N.A.= no aplica.

En la región se presentan incendios forestales que suelen afectar a este tipo de bosque y en las evaluaciones de daño solo se reporta la superficie total afectada, pero con fines de emisiones de carbono es preciso aportar datos de biomasa consumida, de allí la importancia de realizar inventarios de biomasa porque establece un parámetro de referencia.

Conclusiones

La densidad de población y la composición de especies fueron los factores de mayor importancia para diseñar el del plan de muestreo ya que existió variabilidad en los valores de biomasa tanto a nivel de rodal como a nivel de predio. Se puede considerar que en general es un bosque joven-maduro, ya

que la mayor proporción de la población se concentra entre los diámetros de 20 y 60 cm, por lo cual tiene un gran potencial para capturar carbono puesto que se encontraron individuos de hasta 105 cm de diámetro. Dado que a nivel regional, *Abies religiosa* no se explota con fines madereros, los bosques de este tipo deben tener planes de manejo que permitan convertirlos en almacenes de carbono y valorarlos por los bienes y servicios ambientales que brindan.

Bibliografía

- Acosta-Mireles, M., L. Vargas-Hernández y A. Velázquez-Martínez. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36:725-736.
- Avendaño-Hernández, D.M., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo-Anzures y J.D. Etchevers-Barra. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Fitotecnia Mexicana* 32(3):233-238.
- Castillo-Márquez, L.E. 2009. Elementos de Muestreo de Poblaciones. Texcoco, México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Champo-Jiménez, O., L. Valderrama-Landeros y M.L. España-Boquera. 2012. Pérdida de cobertura forestal en la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, Michoacán, México (2006-2010). *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18(2):143-157.
- CONAFOR. 2003. Fichas Técnicas Elaboradas por el Sistema de Información para la Reforestación. Comisión Nacional Forestal, México. <http://www.cnf.gob.mx:8090/snif/portal/usuarios/fichas-sire> (Consulta: marzo 26, 2016).
- CONAGUA. 2010. Estado de México, Normales climatológicas por estación, El Fresno, Valle de Bravo, Comisión Nacional del Agua, México. http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75 (Consulta: marzo 26, 2016).
- Costa, E.V., M.A. de Rezende and V.A. Rodrigues. 2014. Conversion between basic density and apparent density at any moisture content in *Eucalyptus grandis*. *Holzforchung* 68(8):81-986.
- Flores, P., M. López, G. Ángeles, M. de la Isla y G. Calva. 2011. Modelos para la estimación y distribución de biomasa de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham. en proceso de declinación. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2:9-20.
- Flores-Nieves, P., M.A. López-López, G. Ángeles-Pérez, M.L. de la Isla-Serrano y G. Calva-Vásquez. 2011. Modelos para la estimación y distribución de biomasa de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham. en proceso de declinación. *Revista mexicana de ciencias forestales* 2(8):9-20.
- Granville, A.W. y P.F., Smith. 2013. Cálculo diferencial e integral. D.F., México: Limusa.
- Hansen, M.C., S.V. Stehman, P.V. Potapov and P.V. 2009. Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(19):8650-8655.
- Houghton, R. 2005. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology* 11:945-958.
- Hu, Y., Z. Su, W. Li, J. Li and X. Ke. 2015. Influence of Tree Species Composition and Community Structure on Carbon Density in a Subtropical Forest. *PLoS ONE* 10(8) 10.1371/journal.pone.0136984.
- IICA-ORTON-CATIE. 2003. Nota Técnica No. 108. *Abies religiosa* (HBK) Schlecht. et Cham. <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A0009s/A0009s108.pdf> (Consulta: febrero 28, 2016).
- Keith, H., D.B. Lindenmayer, B.G Mackey, D. Blair, L. Carter, L. McBurney, S. Okada and T.T. Konishi-Nagano. 2014. Accounting for Biomass Carbon Stock Change Due to Wildfire in Temperate Forest Landscapes in Australia. *PLoS ONE* 9(9):1-17.
- López-Toache, V., J. Romero-Amado, G. Toache-Bertolini y S. García-Sánchez. 2016. Bonos de carbono: financiarización del medioambiente en México. *Estudios Sociales* 25(47):191-215.
- NOAA. 2016. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/> (Consulta: marzo 26, 2016).
- Pérez-Miranda, R., F. Moreno-Sánchez, A. González-Hernández y V.L. Arriola-Padilla. 2014. Distribución de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham. y *Pinus montezumae* Lamb. ante el cambio climático. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5(25):18-33.
- Picard, N., L. Saint-André y M. Henry. 2012. Manual de construcción de ecuaciones alométricas. Del trabajo de campo a la predicción. Roma: CIRAD-FAO.
- Rivera-Amaro, R., M.A. López-López y R. Campos-Bolaños. 2008. Nutrición y síntomas de declinación de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham. en el Desierto de los Leones, D.F. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(2):145-150.
- Rondeux, J. 2010. Medición de árboles y masas forestales. Madrid: Mundi-prensa.
- Schulze, E., C. Wirth and M. Heimann. 2000. Managing forest after Kioto. *Science* 289(5487):2058-2059.



- SEMARNAT-CONANP. 2014. Áreas Naturales Protegidas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. <http://www.conanp.gob.mx/regionales/> (Consulta: marzo 17, de 2016).
- SEMARNAT-CONANP. 2015. Áreas de Protección de Recursos Naturales. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/areas_prot.php (Consulta: marzo 17, de 2016).
- West, P. 2015. Tree and Forest Measurement. Limore, Australia: Springer International Publishing Switzerland.
- Zeebe, R.E., A. Ridgwell and J.C. Zachos. 2016. Anthropogenic carbon release rate unprecedented during the past 66 million years. Nature Geoscience 10.1038/ngeo2681.

5.9 Bioensayos para evaluar la toxicidad en residuos mineros ácidos y dos tipos de biochars: lirio acuático y eucalipto

Nuñez-Balderas Laura V.¹; 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, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

²Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. Campo Cuatro, Carretera Cuautitlán-Teoloyucan, km 2.5 San Sebastián Xhala, Cuautitlán Izcalli, Estado de México.
Autor para correspondencia: nunez.laura@colpos.mx

Resumen

Para asegurar la efectividad de los tratamientos de remediación en residuos mineros es necesario emplear pruebas que midan el grado de toxicidad de estos. Las pruebas más utilizadas son los bioensayos de germinación y crecimiento de raíz en especies sensibles a los metales. En este trabajo se utilizó un suelo (Luvisol Háplico-Ródico), residuos mineros ácidos, biochar de lirio acuático (L) y biochar de eucalipto (E). Se realizaron mezclas de suelo-residuo en los siguientes porcentajes: M1 100-0, M2 65-35, M3 35-65 y M4 0-100, las cuales fueron incubadas. En el bioensayo de crecimiento de raíz con cebada se midieron las variables área foliar (AF), peso seco total (PST), de hoja (PSH) y de raíz (PSR), largo de raíz (LR) y hoja (LH), clorofila (C); y el otro bioensayo se realizó con semillas de lechuga donde se evaluó porcentaje de germinación (PG). En el primer bioensayo no se encontraron diferencias significativas en el PSR; el LR fue mayor en los biochars que en los testigos, estos producen un efecto benéfico en el crecimiento de raíces; las variables AF, PST, PSH, LH y C disminuyeron a medida que se incrementaba el residuo por mezcla. Los biochars redujeron el PST, PSH, LH y C, a excepción de su aplicación en la M4. En el segundo ensayo no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos, la M4 fue cero germinación y los biochars de 40%. Las variables que son sensibles al efecto de los residuos mineros son AF, PST, PSH, LH y C.

Palabras clave: remediación de suelos, germinación, crecimiento de raíz.

Abstract

To ensure the effectiveness of treatments mining waste remediation is necessary to use tests that measure the degree of toxicity of these. The most commonly used tests are bioassays of germination and root growth in species sensitive to metals. We was used in this work a Luvisol Háplico-Rhodic soil, acidic mining waste, biochar water lily (L) and eucalyptus biochar (E). Soil-residue mixtures were performed in the following percentages: 100-0 M1, 65-35 to M2, 35-65 to M3 and 0-100 to M4, which were incubated. In the bioassay root growth barley were variables leaf area (LA), total dry weight (TDW), leaf (LDW) and root (RDW), long root (LR) and leaf (LL) were measured, chlorophyll (C); and the other bioassay was performed with lettuce seeds where germination percentage (GP) was evaluated. In the first bioassay, no significant differences were found in the RDW; LR was higher in biochars than in controls, they produce a beneficial effect on root growth LA, TDW, LDW, LL and C variables decreased as the residue was increased by mixing. The biochars reduced the TDW, LDW, LL and C, except for use in the M4. In the second trial, no significant differences were found between treatments, the M4 was zero germination and biochars 40%. The variables that are sensitive to the effect of mining waste are LF, TDW, LDW, LL and C.

Key words: soil remediation, germination, root growth.

Introducción

Los residuos mineros o “jales” son derivados de la actividad minera, se componen de metales, como Cu, Cd, Zn y Pb. Si se presentan altas concentraciones de metales se afectan las funciones biológicas, químicas y físicas de los suelos, a pesar de la capacidad amortiguadora de este. Los metales pueden estar presentes en el suelo en concentraciones de 1 mmol kg^{-1} y se conocen como metal traza. Los metales pueden provocar toxicidad en los seres vivos, debido a su biodisponibilidad en el suelo. Este último término se refiere a la forma química accesible en que se encuentra el metal (libre, soluble, intercambiable, solvente-extractante) y es fácilmente asimilable por los organismos (Guzmán, 2012).

El grado de toxicidad de un metal depende de la forma en que se encuentre en la fase orgánica, soluble, intercambiable e inorgánica en el suelo. Entonces, para poder definir si un residuo minero es tóxico, se emplean organismos vivos como indicadores en pruebas biológicas. Dentro de estas se encuentra el método de inhibición de crecimiento de raíz (ISO-11269-1, 1993), el cual consiste en comparar el crecimiento de las raíces de cebada (*Hordeum vulgare* C.V. Triump) bajos condiciones de crecimiento estándar contra un suelo o material a evaluar. Como testigo se emplea suelo o arena, la humedad se mantiene al 70% de la capacidad de campo. Las semillas germinadas son colocadas en los tratamientos y el testigo; después de un periodo de crecimiento, el bioensayo se detiene y se extraen las raíces cuidando de no dañarlas, para poder medir la raíz de cada planta. Si se presentan reducciones en el tamaño respecto al material testigo se indica como un efecto de toxicidad.

Otra prueba es el ensayo de inhibición de la germinación debido a la presencia de compuestos tóxicos. Se usan más de 32 especies, pero la recomendada es la semilla de lechuga (*Lactuca sativa* L.), debido a su sensibilidad (OECD, 1984a). Se colocan superficialmente las semillas en contenedores con la misma cantidad de suelo por cada tratamiento a evaluar y un suelo testigo, bajo condiciones controladas de humedad y temperatura. Los resultados son comparados con el suelo testigo y son reportados como si se acepta o falla el tratamiento.

Existe también la prueba de evasión de lombrices (*Eisenia fetida*), se emplean contenedores transparentes con un diámetro mayor a 10 cm, los cuales son divididos en dos, en un lado se coloca el suelo o material testigo y en el otro el tratamiento a evaluar. En la mitad se colocan diez lombrices maduras, hasta que se observe la entrada al suelo, se deben de tapar con un plástico oscuro previamente perforado, porque las lombrices no toleran la luz. Después de 48 h, las tapas son removidas y se separa el suelo testigo del tratamiento para contar las lombrices que se encuentran en cada uno (OECD, 1984b).

Los objetivos de este trabajo son: (i) utilizar los bioensayos de germinación y crecimiento de raíz para evaluar el uso de los biochars de lirio acuático y eucalipto en tratamientos de remediación de residuos mineros y suelos contaminados con Cu, Cd, Zn y Pb y, (ii) determinar si el peso seco, área foliar, clorofila y longitud de raíz y hoja son variables sensibles en el bioensayo de cebada para evaluar toxicidad de los tratamientos.

Materiales y métodos

El residuo minero se obtuvo de la zona minera de Zimapán, Hidalgo, mientras que el suelo fue recolectado a 1 km cercano a la mina (Luvisol Háptico-Ródico). Se prepararon las siguientes mezclas: la mezcla uno (M1) consistió en 100% suelo, la mezcla dos (M2) 65% suelo y 35% biochar, la mezcla tres (M3) 65% residuo minero y 35% suelo y la mezcla cuatro (M4) 100% residuo minero. Se empleó biochar de lirio acuático (L) (*Eichhornia* sp.) y eucalipto (E) (*Eucalyptus globulus* Labill), los cuales fueron preparados a una temperatura de $600 \text{ }^{\circ}\text{C}$, la tasa de calor fue de $10 \text{ }^{\circ}\text{C}$ por cada minuto y el tiempo de residencia fue de 30 min para ambos (Devi y Saroha, 2014; IBI, 2010). Los tratamientos empleados por cada mezcla fueron tres, un testigo y a los restantes se les aplicó 10% de cada biochar. Los tratamientos fueron incubados por 21 d en agua desionizada en una relación 1:2.5. Se realizaron

dos bioensayos de crecimiento de raíz con cebada y el de inhibición de germinación en semillas de lechuga.

Se midió pH por cada tratamiento y en los biochars, en una relación 1:20 (IBI, 2014); Cu, Cd, Zn y Pb disponible en el extracto de DTPA (Lyndsay y Norwell, 1978) por espectrometría de absorción atómica (SEMARNAT, 2001).

Bioensayo de crecimiento de raíz

Por cada tratamiento se colocaron 0.25 kg, tamizado a 4 mm en cartuchos de plástico de 300 cc (longitud de 18 cm) con tres repeticiones. En el fondo de cada contenedor se agregó tezontle para permitir el escurrimiento del riego. Se sembraron seis semillas de cebada de la variedad Esperanza, cuyo porcentaje de germinación fue del 97%, las cuales crecieron durante 21 d o hasta que las raíces comenzaran a salir del contenedor y el riego aplicado fue de 0.01 L por cartucho diariamente. Se midió clorofila (durante los últimos 4 d antes de la cosecha a la misma hora) con un SPAD-502 Konica Minolta®, en el centro de tres hojas verdaderas de cada plantas por cada repetición para obtener un promedio; el área foliar se tomó durante la cosecha, se midió con un scanner L1-3000 A de la marca ADC Bioscientific Limited, en tres plantas por cada contenedor para obtener un promedio; el largo de raíz y hoja se tomó con una regla por cada planta; por último se separaron hojas y raíces por cada repetición, se colocaron en bolsas de papel estraza por separado para secarse en estufa a 75 °C hasta peso constante y determinar el peso seco de raíz, hoja y total en una balanza digital con una precisión de 0.0001 g.

Bioensayo de inhibición de la germinación en lechuga

Se colocaron 25 semillas de lechuga en cajas Petri, con tres repeticiones por cada tratamiento y se incluyeron también los biochars como tratamientos. Por cada caja se agregaron 10 g de tratamiento, se colocaron las semillas en la superficie y se adicionó agua destilada para promover la germinación. En el caso de los biochar se emplearon 3 g. Todas las cajas fueron colocadas en una estufa de germinación por 7 d a 25 °C. Se empleó un diseño de bloques completamente al azar, cada nivel de la estufa fue un bloque. Las repeticiones fueron también aleatorizadas y se colocaron en orden descendente, mientras que los tratamientos y biochars se colocaron de atrás hacia delante y de izquierda a derecha dentro de la estufa. Para que los bloques tuvieran el mismo número de unidades experimentales, se colocaron cuatro cajas de petri vacías por cada bloque (blanco).

Para asegurar la germinación de las semillas de lechuga, previo al experimento se realizó una prueba de germinación, con 15 semillas por tres repeticiones. En el fondo de la caja Petri se colocó una sanita, la cual se humedeció. En esta prueba la germinación de la semilla fue del 95.6%.

Se realizó un análisis de varianza por cada variable para todos los tratamientos, Se empleó la DMS, para un alfa de 0.05. Los datos se analizaron con el programa Mintab 17.1.0.0.

Resultados y discusión

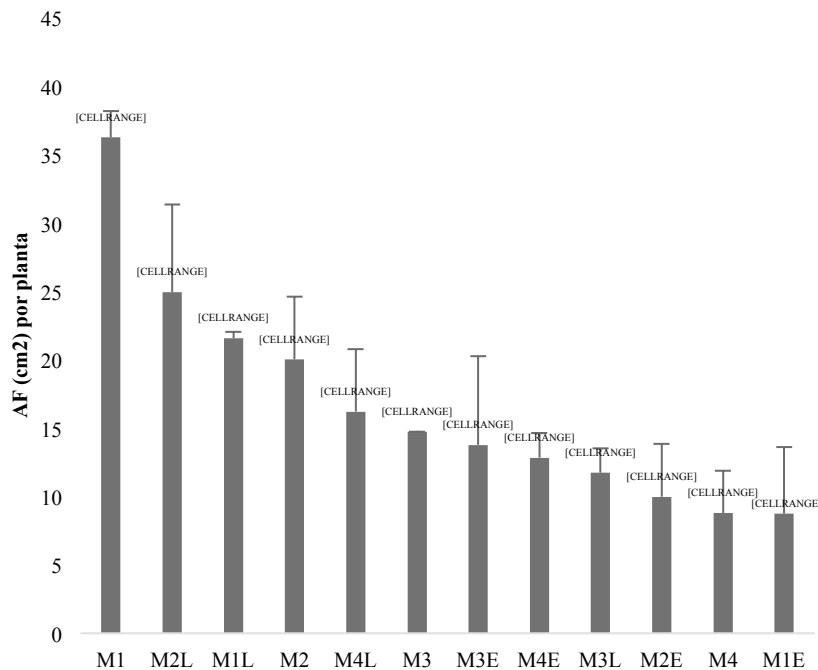
El pH aumentó cuando se aplicaron los biochar sobre cada mezcla testigo, destacando el L por mantener en todas las mezclas un pH de 8. De acuerdo a la SEMARNAT (2001) el Pb y el Cd (35 mg kg⁻¹ y 3-5 mg kg⁻¹ respectivamente) se encuentra en un nivel normal, en el caso del Cu y el Zn, los niveles adecuados son; para el primero mayor a 0.2 mg kg⁻¹, mientras que para el segundo mayor de 1 mg kg⁻¹. En el Cuadro 1 se observa que las concentraciones son 20 veces superiores al nivel que marca la NOM-021-2000.

Cuadro 1. Contenido de metal disponible y pH para tratamientos y materiales testigos.

Tratamientos	pH	mg/kg			
		Zn	Cu	Cd	Pb
M1	6.8±0.2	19.2±0.2	5.2±0.1	0.3±0.1	45.7±4.0
M1L	8.0±0.0				
M1E	7.7±0.1				
M2	6.6±0.2	10.4±0.1	6.9±0.1	0.8±0.1	32±0.3
M2L	7.7±0.1				
M2E	7.3±0.1				
M3	4.7±0.1	11.0±0.1	6.2±0.1	0.4±0.1	ND
M3L	7.8±0.1				
M3E	7.1±0.1				
M4	3.33±0.1	21.1±0.4	12±0.1	ND	ND
M4L	7.9±0.3				
M4E	7.1±0.2				
L	10.2±0.1	0.4±0.02	ND	ND	ND
E	9.9±0.1	0.6±0.02	ND	ND	ND

M1= 100% suelo; M2= 65% suelo y 35% residuo minero; M3= 35% suelo y 65% residuo minero; M4= 100% residuo minero; L= biochar de lirio acuático; E= biochar de eucalipto. ND= no detectable.

Se puede observar en la Figura 1 que el AF disminuye conforme se incrementa el residuo minero, L aumenta el área foliar a partir de la mezcla dos. En el caso del PST y PSH fueron estadísticamente significativas, en la Figura 2 se observa el mismo efecto de reducción a medida que se incrementa residuo minero, la aplicación de biochars disminuye el peso seco por planta. El peso seco de raíz fue similar entre tratamientos y mezclas testigos.


Figura 1. Área foliar (AF) por planta en los 12 tratamientos.

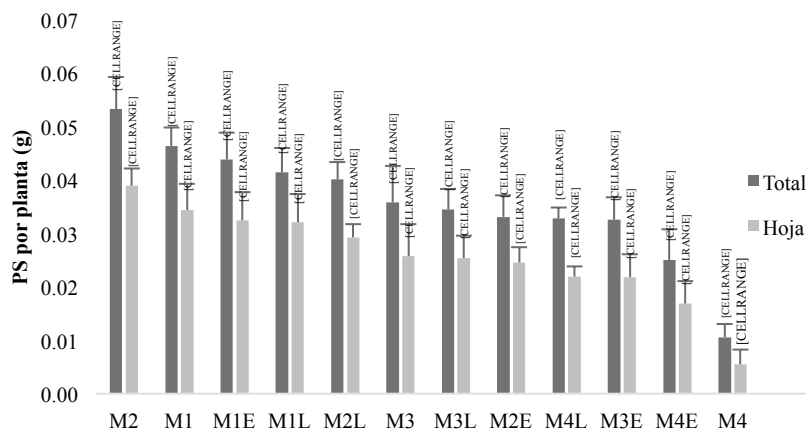


Figura 2. Peso seco total (este incluye el peso de las raíces y hojas) y peso seco en hoja por planta en los 12 tratamientos.

Por otro lado, el LR se vio favorecido cuando se aplican los biochars, el tratamiento con L fue mayor al testigo de cada mezcla; en el caso del E, sucedió lo mismo a excepción de M4 (Figura 3b). En el LH se encontró el efecto opuesto, a mayor nivel de residuo disminuye el LH. En el caso de la M4 la aplicación de biochars lo acrecentó.

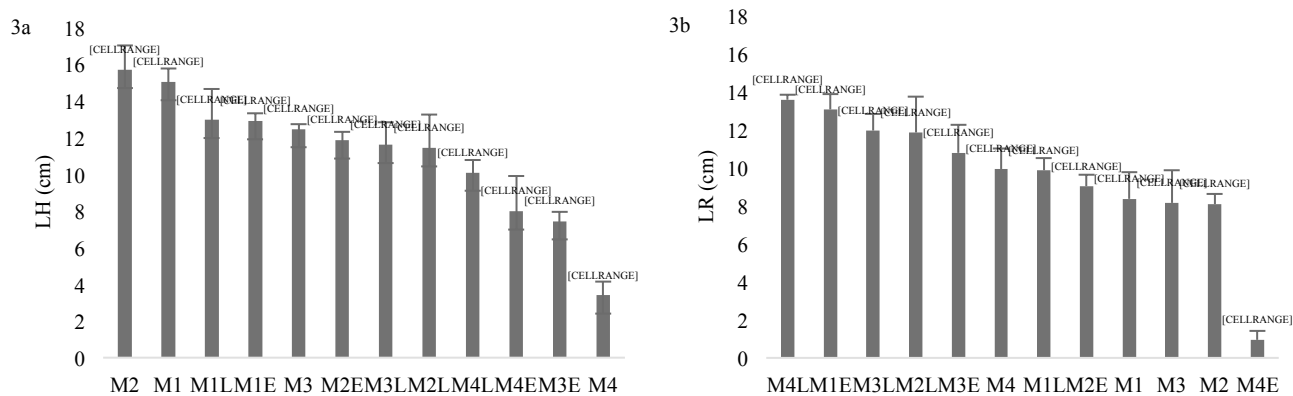


Figura 3. Largo de hoja (LH) (3a) y raíz (LR) en cada tratamiento (3b).

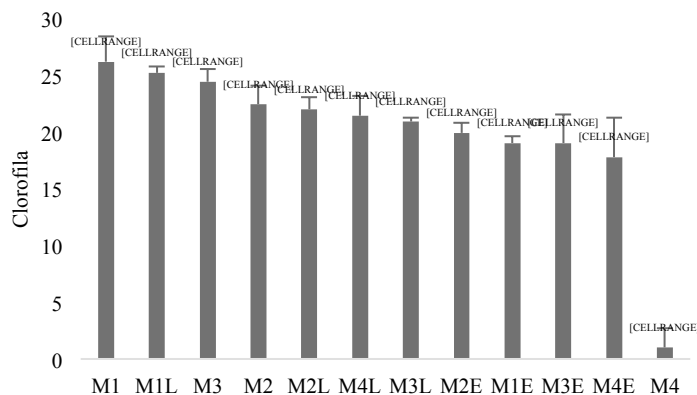


Figura 4. Clorofila para cada tratamiento.

El residuo minero tiene un efecto sobre la tasa fotosintética, lo cual se refleja en el contenido de C en comparación con M1. El L presentó la misma cantidad de C que el testigo, en el caso del E, éste la reduce (Figura 4). El porcentaje de germinación en semillas de lechuga fue igual para todos los tratamientos, a excepción de M4 (Figura 5).

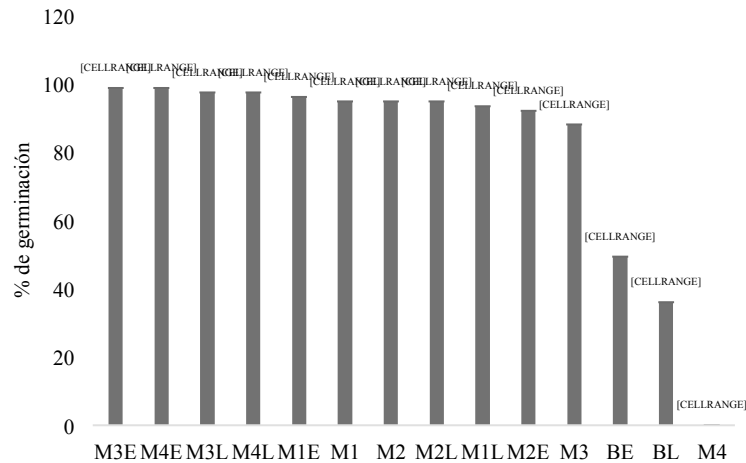


Figura 5. Porcentaje de germinación en semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.).

Discusión

Altas concentraciones de niveles pesados causan desordenes metabólicos e inhiben el crecimiento de la mayoría de las plantas, esto se observó en las variables de AF, LR, LH, PST y PSH (Peralta *et al.*, 2001). También se ha reportado que el Cu perturba al fotosistema II en cloroplastos de espinacas, en arroz 0.2 mM reduce la germinación 39%, esto justifica la medición de clorofila en los bioensayos (Ahsan *et al.*, 2007). Cuando la concentración de Cu en la solución es de 50 mM las raíces de alfalfa se atrofian; también se incrementa la permeabilidad en las células de la raíz dando lugar a la fuga de K, aminoácidos y azúcares como consecuencia el crecimiento se reduce nueve veces contra el testigo, esto se ha observado en raíces de *Agrostis capillaris* (0.64 mM) (Wainwright y Woolhouse, 1977). Sin embargo, la concentración de Cu en el residuo fue de 12 mg kg⁻¹ esto equivale a 0.2 mM. No se presentó reducción en el largo de raíz en los tratamientos; estos fueron mayores al testigo, con excepción de M4, también existió un efecto de la textura sobre el crecimiento, tampoco se encontraron diferencias significativas en el peso seco de raíz. La aplicación de biochar y la mezcla de suelo-residuo no afectan el PG.

Conclusiones

El bioensayo que ofreció un contraste mayor fue el crecimiento de raíz de cebada. Las variables que explican el efecto de los tratamientos de remediación fue el área foliar, el peso seco total y foliar, la clorofila y el largo de hoja. No se recomienda el peso seco y el largo de raíz, debido a que el residuo minero ofrece mejores condiciones de crecimiento para las raíces.

Bibliografía

- Ahsan, N., D.G. Lee, S.H. Lee, K.Y. Kang, J.J. Lee, P.J. Kim, H.S. Yoon, J.S. Kim and B.H. Lee. 2007. Excess copper induced physiological and proteomic changes in germinating rice seeds. *Chemosphere* 67:1182-1193.
- Devi, P. and A.K. Saroha. 2014. Risk analysis of pyrolyzed biochar made from paper mill effluent treatments plant sludge for bioavailability and eco-toxicity of heavy metals. *Bioresource Technology* 162:308-315.

- Guzmán, G. 2012. Estrategia para la remediación de sitios contaminados con Cu, Cd, Pb y Zn aplicando tratamientos químico-agronómicos a jales minerometalúrgicos y suelos. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Cuautitlán Izcalli, Estado de México. 123 p.
- IBI. 2010. Guidelines for the Development and Testing of Pyrolysis Plant to Produce Biochar. International Biochar Initiative, United States. http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf (Consulta: marzo 08, 2015).
- IBI. 2014. Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil. International Biochar Initiative, United States. <http://www.biochar-international.org/characterizationstandard> (Consulta: agosto 12, 2015).
- ISO-11269-1. 1993. Soil quality-Determination of the effects of pollutants on soil flora-Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth. International Organization for Standardization. Ginebra, Suiza.
- Lyndsay, W. and N. Norwell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42:421-428.
- OECD. 1984a. Terrestrial Plants, Growth Test No. 208. *In: Guideline for Testing of Chemicals* 11. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. http://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-208-terrestrial-plant-test-seedling-emergence-and-seedling-growth-test_9789264070066-en (Consulta: enero 07, 2016).
- OECD. 1984b. Earthworm, acute toxicity tests. OECD Guidelines for testing of chemicals, Section 2, Effects on biotic systems. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. http://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-207-earthworm-acute-toxicity-tests_9789264070042-en (Consulta: enero 07, 2016).
- Peralta, J.R., J.L. Gordea-Torresdey, K.J. Tiemanm, E. Gómez, S. Arteaga. E. Rascon and J.G. Parsons. 2001. Uptake and effects of heavy metals on seed germination and plant growth in alfalfa (*Medicago sativa* L.). *Environmental Contamination and Toxicology* 66:727-734.
- SEMARNAT. 2001. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación, 07 de diciembre de 2001. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Wainwright, S.J. and H.W. Woolhouse. 1977. Some physiological aspects of copper and zinc tolerance in *Agrostis tenuis* Sibth. cell elongation and membrane damage. *Journal of Experimental Botany* 28:1029-1036.



5.10 Carbono en sistemas agroforestales de café, bosque mesófilo de montaña y potrero en Huatusco, Veracruz

Bautista-Calderon Eva A.¹; Ordaz-Chaparro Víctor M.²; Gutiérrez-Castorena Edgar V.³, Hidalgo-Moreno Claudia⁴ y Valdés-Velarde Eduardo⁵

^{1,2,4}Postgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

³Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Calle Francisco Villa S/N, Ex Hacienda el Canadá, General Escobedo, Nuevo León.

⁵Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera Federal México-Texcoco, Colonia Chapingo, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: vladimir@colpos.mx

Resumen

El CO₂ es el gas de efecto invernadero que mayor relevancia tiene en cuanto al calentamiento global. El objetivo del estudio es determinar el contenido de C orgánico almacenado en el suelo y biomasa superficial (hojarasca y mantillo) en los sistemas agroforestales de café, en el municipio de Huatusco Veracruz. Se utilizaron técnicas de Geomática (clasificación interpretativa, análisis espacial y técnicas de enfoque paramétrico) para la obtención de los 40 sitios de muestreo de suelo en los sistemas agroforestales de café, obteniéndose de la siguiente manera: tres para el bosque mesófilo de montaña (BMM), tres para Potrero (Pot), ocho en Policultivo Tradicional (PT), 15 en Policultivo Comercial (PC) y 11 en Monocultivo Especializado (ME). Obteniéndose la cantidad de Carbono en Mg ha⁻¹ para las muestras de suelo, hojarasca y mantillo. El ecosistema que mayor cantidad de C en el suelo lo reportó en BMM y para el caso de la biomasa superficial los sistemas que mayores cantidades de carbono presentaron fueron los agroecosistemas de café, valores por encima del ecosistema natural (BMM).

Palabras clave: efecto invernadero, calentamiento global, sistemas agroforestales.

Abstract

The CO₂ is the gas of greenhouse effect which has greater relevance in terms of global warming. The objective of the study is to determine the content of organic C stored in the soil and above-ground biomass (leaf litter and humus) in the coffee in the town of Huatusco, Veracruz agroforestry systems. Techniques were used Geomatics (interpretive classification, spatial analysis and parametric approach techniques) to obtain 40 soil sampling sites in the coffee agroforestry systems, resulting in the following manner: three for (BMM) mountain cloud forest, three for Potrero (Pot), eight in traditional Polyculture (PT), 15 in commercial Polyculture (PC) and 11 specialized monoculture (ME). Obtaining the amount of carbon in Mg ha⁻¹ soil, leaf litter and humus samples. The ecosystem that greater amount of C in the soil reported this in BMM and in the case of the above-ground biomass systems that presented greater amounts of carbon were in coffee agroecosystems, values above the natural ecosystem (BMM).

Key words: effect, global warming, greenhouse, agroforestry systems.

Introducción

El término “cambio climático” se refiere a un cambio en el estado del clima que es identificable, provocado por un cambio en el valor medio y/o en la variabilidad de sus propiedades, persistiendo por un periodo de tiempo prolongado (decenios o periodos más largos). Denota todo cambio del clima a lo largo del tiempo, tanto si es debido a la variabilidad natural como si es consecuencia de la actividad humana (IPCC, 2007). El clima global está siendo alterado significativamente debido a la emisión masiva de los gases de efecto invernadero (GEI), tales como el dióxido de carbono (CO_2) el cual contribuye más al calentamiento global (Ávila *et al.*, 2001), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), clorofluorocarbonos y vapor de agua, que contribuyen a un incremento global de la temperatura (IPCC, 2001; Cerda *et al.*, 2013).

El CO_2 es el gas de mayor importancia desde el punto de vista del calentamiento global (Casanova *et al.*, 2011), algunos de los factores que inducen a las emisiones de los GEI son el cambio de uso de la tierra (FAO, 2007), la deforestación, el uso masivo de combustibles fósiles con fines industriales y de transporte (Brown, 1992; Dixon, 1995), los cuales afectan la salud humana, la seguridad alimentaria y los ecosistemas naturales (IPCC, 2007, CEPAL, 2009).

Una forma de mitigar sus efectos es almacenarlo, el suelo es el almacén de carbono más importante en los ecosistemas terrestres, la mayor concentración de C se encuentra en las capas más superficiales del suelo (Acosta, 2009). El sistema suelo-vegetación desempeña un papel importante en el aumento o en la reducción de las concentraciones de CO_2 dependiendo de la velocidad de formación y descomposición de la materia orgánica (Segura *et al.*, 2005).

El potencial de captura de carbono por parte de las comunidades vegetales varía dependiendo de la composición florística, la edad y la densidad de población de cada estrato por comunidad vegetal (Acosta, 2009).

El 70% de las emisiones son provocadas principalmente por los procesos de combustión de los sectores energéticos, industriales, de transporte y otros servicios y el 30% por el proceso de cambio del uso de la tierra (Masera y Sheinbaum, 2004).

Ante esta situación es necesario encontrar estrategias productivas, ecológicas y económicamente sustentables, una alternativa para la restauración y recuperación de aquellos ecosistemas que han sido alterados son los Sistemas Agroforestales (SAF) (Ávila *et al.*, 2001; Nair, 2004; Mendieta y Rocha, 2007).

Los SAF son de gran importancia para combatir el cambio climático debido a que representan sumideros importantes de CO_2 , son capaces de almacenarlo en la biomasa aérea y subterránea donde se almacenan por largos periodos de tiempo (Ávila *et al.*, 2001; Gayoso y Guerra, 2005); actualmente su importancia para mitigar el cambio climático es reconocida, pero las investigaciones realizadas con respecto a captura de carbono en SAF siguen siendo pocas en comparación con otros usos de la tierra (bosques y plantaciones forestales) (Andrade e Ibrahim, 2003), por tal motivo los SAF no han sido considerados en el pago de servicios ambientales por la falta de información que cuantifica el potencial que estos tienen sobre el almacenamiento y fijación de C (Ávila *et al.*, 2001). El presente estudio pretende contribuir con datos sobre la captura de carbono por estos sistemas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El municipio de Huatusco de Cuellar pertenece a la región de “Las Montañas” se ubica en la zona centro del estado de Veracruz, entre las coordenadas $19^{\circ}04'$ y $19^{\circ}13'$ de latitud Norte; los meridianos $96^{\circ}41'$ y $97^{\circ}04'$ de longitud Oeste, cubre una superficie de 19 995 ha (Figura 1). El relieve es montañoso de norte a sur, pertenece al eje Neo-volcánico o Sistema Tarasco Nahua, cuya líneas de

crestas se mantienen por arriba de los 2200 m s.n.m. (INEGI, 2009b) y se localizan en la región hidrológica Papaloapan en un 96% (PIGMEUM, 2009). La variabilidad climática de las montañas está representada por seis tipos, de los cuales el Semicalido subhúmedo y el Templado húmedo cubren el 57% y 20% respectivamente de la superficie. La precipitación promedio anual oscila entre 1700 mm y 2000 mm/anales.

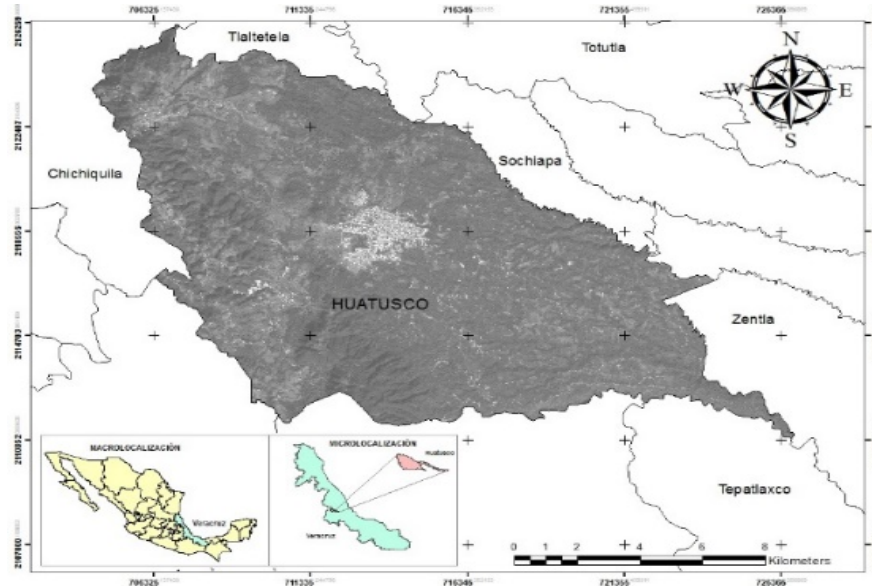


Figura 1. Localización de la zona de estudio (Huatusco de Cuellar, Veracruz, México). Metadatos tomados de INEGI, 2009^a.

Descripción de los sitios de muestreo

Se muestrearon 40 sitios ubicados en: tres en Bosque Mesófilo de Montaña (BMM), tres en Potrero (Pto), ocho en Policultivo Tradicional (PT), 15 en Policultivo Comercial (PC) y 11 en Monocultivo Especializado (ME) (Figura 2).

Obtención de las muestras de suelo

En cada uno de los sistemas de estudio se delimitó una unidad de muestreo (UM) la cual consistió en un marco rectangular de 25 m x 4 m (100 m²) (Etchevers *et al.*, 2005).

Para la cuantificación del carbono (C) edáfico se colectaron tres muestras simples distribuidas lo más heterogéneamente posible dentro cada una de las UM para posteriormente homogenizar las muestras y obtener una muestra compuesta.

El muestreo consistió en realizar una excavación de 20 cm de ancho x 20 cm de largo y 20 cm de profundidad, en el cual se seleccionó una cara para tomar la muestra de suelo.

A la profundidad de 20 cm, que se obtuvo la muestra se encuentra la mayor concentración de C y según Acosta *et al.* (2009) la concentración de carbono es menor a medida que aumenta la profundidad provocado principalmente por la falta de perturbación del suelo en las capas inferiores. Cada una de las muestras de suelo se guardó en una bolsa de plástico etiquetada para posteriormente transportarse al laboratorio.

Preparación de las muestras de suelo para la determinación de C

La preparación del suelo en laboratorio consistió en homogenizar cada una de las muestras compuestas, realizando el procedimiento de cuadrantes extremos sobre una superficie plana y dividiendo en cuatro cuadrantes, de los cuales se descartan dos cuadrantes extremos y se toma una sub-muestra de aproximadamente 100 g, la cual se secó, se molió y tamizo por una malla con abertura de 2 mm (malla 10) con el propósito de uniformizar el tamaño del material (Etchevers *et al.*, 2005).

Medición de los reservorios de C en el suelo

Para la determinación del C del suelo, se tomó la sub-muestra representativa de la muestra compuesta, aproximadamente 2 g de suelo, la cual se molió hasta pasar de manera íntegra la malla con abertura de 0.49 mm (malla 100). Antes de realizar el análisis de las muestras de suelo se colocaron en la estufa para secarse a una temperatura de 105 °C por aproximadamente 2 h, posteriormente fueron colocadas en un desecador hasta el momento de realizar la medición. La determinación de C se realizó por combustión seca en un analizador automático de C Shimadzu TOC 5000-A, donde se pesó aproximadamente ± 180 mg de muestra de suelo en crisoles especiales del equipo, se registró el peso en la computadora y se combustionó en una corriente de aire purificado a 900 °C, en 5 min aproximadamente. El instrumento entregó directamente el resultado en porcentaje de este elemento de la muestra.

Para determinar la cantidad de C en toneladas por hectárea (C Mg ha⁻¹) se empleó la fórmula 1 propuesta por Etchevers *et al.* (2005).

$$COS \left(\frac{Mg}{ha} \right) = \%C * P * \rho b \quad (1)$$

donde, COS= contenido de Carbono Organico del Suelo (Mg/ha), %C= porcentaje de C obtenido del analizador automático, P= Profundidad de muestreo (m) y, ρb = Densidad aparente (Mg/ m³).

Determinación de la densidad aparente

La densidad aparente (ρb) es definida como el peso de los sólidos del suelo seco por unidad de volumen total del mismo, incluyendo espacios porosos, es expresada en Mg/m³. Se determinó con el método de la probeta, el cual consiste en introducir una cantidad conocida de suelo seco y tamizado en una probeta y posteriormente se golpeó sobre una superficie hasta que todas las partículas fueran acomodadas en los espacios vacíos. Se tomó el peso de la probeta y el volumen del suelo. Se aplicó la fórmula 2.

$$Dap = \frac{P}{V} \quad (2)$$

donde, P= peso (gr) y, V= volumen (cm³).

Medición de los reservorios de C en la biomasa superficial (hojarasca y mantillo)

Para la medición del C presente en cada uno de los sistemas de estudio, se determinó la cantidad de biomasa existente de la hojarasca y mantillo, éstos se colectaron en cuadrantes de 1 x 1 m (1 m²), el mantillo se colectó en un marco de 0.5 x 0.5 (0.25 m²), las muestras colectadas se pusieron a secar a la sombra. Posteriormente se aplicó el procedimiento de cuadrantes extremos y se extrajo una sub-muestra aproximadamente de 3 gr la cual fue molida en un molino de imanes durante 1 minuto, tamizada por una malla 100 (0.49 mm de diámetro) para su posterior análisis. Antes de realizar el análisis de las muestras se colocaron en la estufa para secarse a una temperatura de 60° por 24 h, posteriormente fueron colocadas en un desecador hasta el momento de realizar la medición. La determinación de C se realizó por combustión seca en un analizador automático de C Shimadzu TOC

5000-A, donde se pesó aproximadamente ± 30 mg de muestra de hojarasca y mantillo en crisoles especiales del equipo, se registró el peso en la computadora y se combusió en una corriente de aire purificado a $900\text{ }^{\circ}\text{C}$, en 5 min aproximadamente. El instrumento entrego directamente el resultado en porcentaje de este elemento de la muestra.

Con los datos de la biomasa y el porcentaje de carbono en la hojarasca y el mantillo se calculó los reservorios de carbono en toneladas por hectárea (Mg/ha) presentes en cada sistema de estudio.

Resultados y discusión

Reservorios de C en el suelo

Los resultados presentados muestran el comportamiento del COS de cada uno de los sitios evaluados obtenido en los análisis de C que se realizaron a suelos de los sistemas agroforestales de café, bosque mesófilo de montaña y potrero a una profundidad de 20 cm (Figura 2).

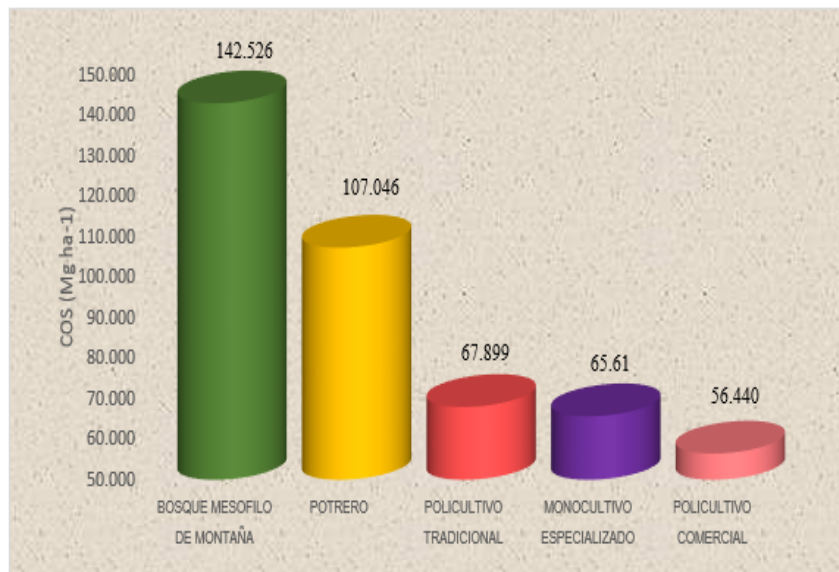


Figura 2. Contenido de COS en SAF's de café, bosque mesófilo de montaña y potrero, del Municipio de Huatusco, Veracruz.

Se encontraron diferencias estadísticas entre el BMM y el Pot de acuerdo a la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$) (Cuadro 1). El CO almacenado en el suelo fue mayor en el sistema de BMM ($142.526\text{ Mg ha}^{-1}$), seguido del Pot ($107.046\text{ Mg ha}^{-1}$), PT (67.899 Mg ha^{-1}) ME (65.611 Mg ha^{-1}) y PC (56.440 Mg ha^{-1}) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Contenido de carbono orgánico (Mg ha^{-1}) en suelo (0 a 20cm), en los sistemas agroforestales de café, potrero y bosque mesófilo de montaña en el municipio de Huatusco, Ver.

Sistema	Profundidad (cm)	C (Mg ha^{-1})
BMM	20	142.526a
Pto	20	107.046b
PT	20	67.899c
ME	20	65.611c
PC	20	56.440c

BMM= bosque mesófilo de montaña, Pto= potrero, PT= Policultivo tradicional, ME= Monocultivo especializado y PC= Policultivo comercial.

Carbono almacenado en hojarasca y mantillo

En este componente no existieron diferencias estadísticamente significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$) entre los sistemas), aunque en el Cuadro 2 se distinguen ligeras desigualdades cuantitativas entre los sistemas evaluados.

La hojarasca comprende todos los residuos orgánicos (hojas, ramas, frutos y semillas) sobre la superficie del suelo. En el Cuadro 2 se muestran los resultados del C almacenado en la hojarasca de los diferentes sistemas estudiados, existió una ligera tendencia a presentar valores de C más elevados en los sistemas de ME, PR y PC con 3.168, 2.585 y 2.378 $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ respectivamente y valores menores para el BMM con 1.541 $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Cuadro 2. Contenido de carbono orgánico (Mg ha^{-1}) en hojarasca y mantillo de los sistemas agroforestales de café, potrero y bosque mesófilo de montaña en el municipio de Huatusco.

Sistema	Hojarasca	Mantillo
	C (Mg ha^{-1})	C (Mg ha^{-1})
ME	3.168a	6.331a
PT	2.585a	5.747a
PC	2.378a	5.623a
BMM	1.541a	5.351a

BMM= bosque mesófilo de montaña, PT= Policultivo tradicional, ME= Monocultivo especializado y PC= Policultivo comercial.

La acumulación de carbono en la materia orgánica puede ser afectada por la cobertura y el tipo de vegetación presente, ambos factores influyen en la humedad relativa y la temperatura del medio. La composición química de la hojarasca afecta la tasa de descomposición y la liberación de los nutrientes y CO_2 , lo que significa que con pH ácido ($\text{pH} < 6$) la capa de mantillo tardara más tiempo en ser descompuesta que una capa de mantillo con un pH relativamente alto ($\text{pH} > 6$) (Pritchett, 1986).

En el Cuadro 2 se muestran los resultados del C almacenado en mantillo de los diferentes sistemas estudiados. El C almacenado en mantillo fue mayor en el sistema ME (6.331 Mg ha^{-1}) seguido del PT (5.746 Mg ha^{-1}), PC (5.623 Mg ha^{-1}) y BMM (5.351 Mg ha^{-1}).

Carbono total

En el presente estudio se considera C total a la suma del C almacenado en la biomasa superficial (mantillo y hojarasca) y en el suelo (Cuadro 3). En relación al C total estadísticamente existieron diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$), entre el BMM y el Pto con 149.418 y 107.046 Mg ha^{-1} respectivamente, mostraron los valores más altos de los sistemas estudiados.

Las concentraciones de C más altas se presentaron en el BMM (149.428 Mg ha^{-1}), esto se atribuye principalmente a la cantidad de árboles encontrados en este sitio. Por debajo del contenido de C del BMM se encontraron el Pto (107.04 Mg ha^{-1}) y para los SAF's, en el orden siguiente: PT, ME y PC en un intervalo que va de 64.4 a 76.23 Mg ha^{-1} (Cuadro 3).

Cuadro 3. Contenido de carbono orgánico (Mg ha⁻¹) en suelo, mantillo y hojarasca en los sistemas agroforestales de café, potrero y bosque mesófilo de montaña en el municipio de Huatusco.

Componente	Sistemas				
	BMM	Pto	PT	ME	PC
	C (Mg ha ⁻¹)				
Suelo	142.526	107.046	67.899	65.611	56.440
Hojarasca	1.541		2.585	3.168	2.378
Mantillo	1.338		1.437	1.583	1.406
Total	149.418a	107.046ab	76.231b	75.110b	64.440b

BMM= bosque mesófilo de montaña, Pto= potrero, PT= Policultivo tradicional, ME= Monocultivo especializado y PC= policultivo comercial.

En la Figura 3 se puede observar que independientemente del sistema el mayor aporte de CO lo hizo el suelo (93%) lo que indica que este es el reservorio más grande del ciclo del carbono (Ávila *et al.*, 2001).

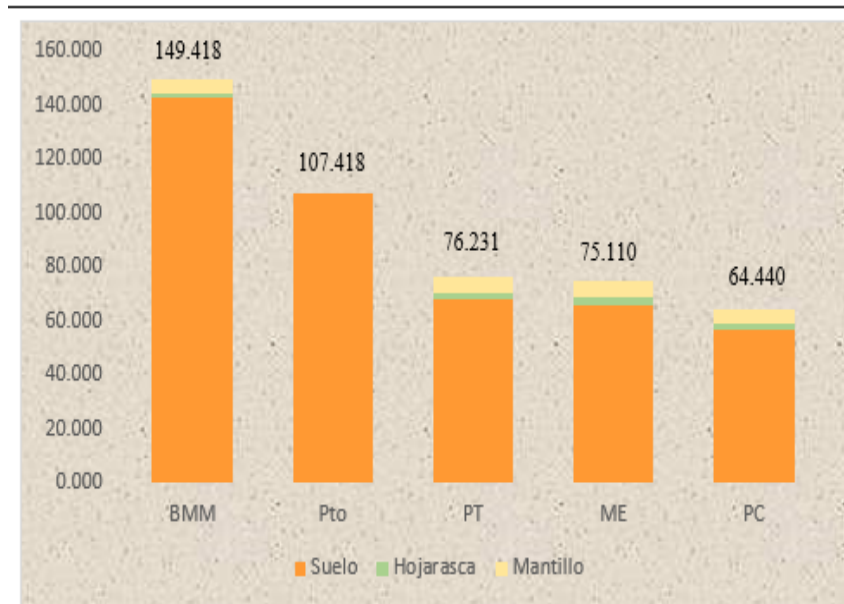


Figura 3. Carbono total almacenado en el suelo, mantillo y hojarasca, del Municipio de Huatusco, Veracruz.

Conclusiones

De forma natural el componente BMM ha secuestrado carbono en el suelo estimado en 142.526 Mg ha⁻¹, a pesar del cambio de uso y manejo de suelo que ha sufrido el ecosistema natural durante la última década, modificado en un componente pastoril (Pot), este ha decrecido en 25% del total de carbono en el suelo (107.046 Mg ha⁻¹), tal transformación es considerada la de menor impacto respecto a los sub-componentes (PT, PC y ME) debido al manejo no intensivo de pastoreo que permite conservar la cobertura vegetal todo el año, evitando la erosión y degradación del carbono.

Con respecto a la acumulación en los sub-componentes PT, PC y ME la liberación de carbono del suelo al ambiente producido por propio manejo de los agroecosistemas fueron estimados en 53%, 54% y 61% (76.231, 75.110, 64.440 Mg ha⁻¹) respectivamente, lo que indica un impacto negativo al reservorio de carbono en el suelo provocado por el cambio de uso de suelo.

Por otra parte, la cantidad de carbono almacenado en la biomasa superficial (hojarasca y mantillo) reportó un comportamiento estable en los sub-componentes PT, PC y ME al no presentar diferencias

significativas en la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). La estimación de carbono secuestrado en hojarasca varió en 3.16 Mg ha^{-1} (ME), 2.58 Mg ha^{-1} (PT) y 2.37 Mg ha^{-1} (PC). Sin embargo, los agroecosistemas están capturando en 52%, 40% y 35% respectivamente más carbono que el BMM (1.54 Mg ha^{-1}), lo que significa que pueden considerarse agroecosistemas sustentables para la producción de café.

El mismo proceso se presentó al cuantificar la acumulación de carbono en mantillo dando resultado en 6.33 Mg ha^{-1} (ME), 5.74 Mg ha^{-1} (PT) y 5.62 Mg ha^{-1} (PC) muy similar al ecosistema natural 5.35 Mg ha^{-1} (BMM). Si bien existió un impacto negativo inicial por el cambio de uso de suelo, en la actualidad no puede considerarse con tal percepción, ya que el secuestro de carbono en mantillo tanto en los agroecosistemas como en el ecosistema natural son muy semejantes, lo que proyecta una acumulación constante al paso del tiempo en ambos.

Bibliografía

- Acosta, M.M., A.F. Carrillo y L.M. Díaz 2009. Determinación del Carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Shl. et Cham. *Terra Latinoamericana* 27(2):105-114.
- Andrade, H. y M. Ibrahim M. 2003. ¿Cómo monitorear carbono en sistemas silvopastoriles?. *Agroforestería en las Américas* 10:109-116.
- 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. *Agroforestería de las Américas* 8(30):32-35.
- Brown, S. and L.R. Iverson. 1992. Biomass estimates for tropical forests. *World Resources Review* 4(3):366-383.
- Casanova, L.F., J. Petit y J. Solorio. 2011. Los sistemas agroforestales como alternativa a la captura de carbono en el trópico mexicano. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del ambiente* 1(1):1155-118.
- CEPAL. 2009. Cambio climático y desarrollo en América Latina y el Caribe: una reseña. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Santiago, Chile. 148 p.
- Cerda, B.R., T. Espin, y M. Cifuentes. 2013. Carbono en sistemas agroforestales de caca de la Reserva Indígena Bribi de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas* (49):9.
- Dixon, R.K. 1995. Agroforestry systems: sources or sinks of greenhouse gases?. *Agroforestry Systems* 31:99-116.
- Etchevers, B.J.D., C.M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla y R.M. López. 2005. Manual para la determinación de carbono en la parte aérea y subterránea de sistemas de producción en laderas. Colegio de Postgraduados. México. 29 p.
- FAO. 2007. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Pagos a los agricultores por servicios ambientales. *Agricultura-38*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. 255 p.
- Gayoso, J. y J. Guerra. 2005. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. *Bosque* 26(2):33-38.
- INEGI. 2009a. Conjunto de datos vectoriales del Marco Geoestadístico Municipal 2005 versión 1.0 (Censo de Población y Vivienda 2005). Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- INEGI. (2009b). Conjunto de datos vectoriales de las Sub provincias fisiográficas. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México.
- IPCC. 2007. Cambio climático 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 (Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y A. Reisinger (directores de la publicación)). Intergovernmental Panel on Climate Change, Ginebra, Suiza. 104 p.
- IPCC. 2001. Cambio climático 2001: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resumen del grupo de trabajo II. Intergovernmental Panel on Climate Change, Ginebra, Suiza. 95 p.
- Masera, O. y C. Sheinbaum. 2004. Mitigación de emisiones de carbono y prioridades de desarrollo nacional. *En: Fernández, A., J. Martínez y P. Osnaya (Eds.). Cambio climático: una visión desde México. INE-Semarnat, México. pp. 355-368.*
- Mendieta, L.M. y L.R. Rocha. 2007. Sistemas agroforestales. Universidad Nacional Agraria (Ed.). Nicaragua. 115 p.
- Nair, P. K. 2004. Agroforestry: Trees in support of sustainable agriculture. *In: Hillel, H., C. Rosenzweig, D. Powlson, K. Scow, M. Singer and D. Sparks (Eds.). Encyclopedia of Soils in the Environment. Elsevier, London, U.K. pp. 35-44.*
- Pritchett, W.L. 1986. Suelos forestales. Propiedades, conservación y mejoramiento. Limusa. México, D.F.
- PIGMEUM. 2009. Clave geoestadística 21053 y 21208. Prontuario de Información Geográfica Municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Huatusco. <http://mapserver.inegi.org.mx/dsist/prontuario/index2.cfm>. (Consulta: abril, 2015).
- Segura, M.A., P. Sánchez, C. Ortiz y Ma. del C. Gutiérrez. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 1:21-27.



5.11 Producción de metano a partir de desperdicios vegetales usando la técnica de producción de gas *in vitro*

Almaraz-Buendía Isaac¹; Del Razo-Rodríguez Oscar E.¹; Campos-Montiel Rafael G.²; Soriano-Robles Ramón³; Ramírez-Bibriesca Efrén⁴; Buendía-Rodríguez G.⁵; Salinas-Martínez Jesús A.¹ y Espinosa-Muñoz Verónica¹

¹Medicina Veterinaria y Zootecnia, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario Km. 1, Ex-Hacienda de Aqutezalapa, AP32, CP 43600, Tulancingo, Hidalgo.

²Ingeniería Agroindustrial, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Rancho Universitario Km. 1, Ex-Hacienda de Aqutezalapa, AP32, CP 43600, Tulancingo, Hidalgo.

³Departamento de Biología de la Reproducción, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, CP 09340, Ciudad de México.

⁴Ganadería, Colegio de Postgraduados. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Estado de México, México.

⁵CENID-Fisiología. Km. 1, Carretera a Colón, CP 76280, Ajuchitlán, Colón, Querétaro.
Autor para correspondencia: isac@xanum.uam.mx

Resumen

Los desperdicios de vegetales que se generan en las grandes ciudades debido a la distribución, consumo y almacenamiento de alimentos, son sustratos biodegradables, ricos en materia orgánica, y además son recursos renovables. Muchos de estos desperdicios se depositan en vertederos donde por digestión anaerobia contribuyen a la emisión de gases efectos invernadero. El objetivo de este estudio fue cuantificar la producción de metano (CH₄) a partir de desperdicios vegetales usando líquido ruminal como inóculo. Las muestras se colectaron en un mercado de alimentos donde el criterio de selección fue el volumen de desecho. Las muestras se deshidrataron y se molieron para su fermentación *in vitro*. Se usó líquido ruminal como inóculo y la producción de gas se midió por desplazamiento de volumen durante 48 h. Muestras de este gas se capturaron a las 9, 12, 24, 34 y 48 h de incubación; las cuales se analizaron para su contenido de CH₄. El diseño fue completamente aleatorio y la comparación de medias se realizó con la prueba de Tukey. Los resultados muestran que las hojas de elote producen CH₄ en forma constante en comparación con los demás sustratos. Las hojas de col y de coliflor, así como el nopal verdura, producen cantidad similar de CH₄ pero sólo a las 9 h y 12 h de incubación. Estos resultados sugieren que la digestión anaerobia de hojas de maíz, coliflor, col; así como el nopal verdura no comercializado es una opción para su manejo.

Palabras clave: *Opuntia ficus-indica*, hortalizas, residuos orgánicos, biogás, vertederos.

Abstract

Vegetable wastes, generated in large cities because distribution, use and storage of food, are biodegradable substrates, contain quantity high of organic matter, and in addition, they are renewable resources. Many of these vegetable wastes are deposited in landfills, where by anaerobic digestion contribute to greenhouse gas emissions. The aim of study present was to quantify the production of methane (CH₄) from vegetable wastes using ruminal fluid as inoculum. The samples were collected in a food market, where the selection criterion was the volume of waste. Samples were dehydrated and milled for *in vitro* fermentation. Ruminal fluid was used as inoculum and gas production was measured by volume displacement for 48 h. Samples of gas were captured at 9, 12, 24, 34 and 48 hours of incubation and analyzed for their content of CH₄. The design was randomized completely, the means were compared using Tukey's test. The results shown that corn leaves produce CH₄ constantly compared with the other substrates. The leaves of cabbage and cauliflower, as well as spineless cactus,

produce similar amount of CH₄ but only at 9 and 12 h of incubation. These results suggest that anaerobic digestion of corn, cabbage, and cauliflower leaves, as well as cladodes not sold, is an option for handling.

Key words: *Opuntia ficus-indica*, vegetables, organic residues, biogas, landfills.

Introducción

Los desperdicios de alimentos de origen vegetal, como las hortalizas, se generan durante la distribución, comercialización y consumo de alimentos para consumo humano (FAO, 2015). Estos desperdicios o desechos vegetales se acumulan en grandes cantidades en mercados y tiendas de autoservicio en todo el mundo, lo que incrementa sus costos de operación por pérdidas en ventas y costos para transporte y deposición (Scano *et al.*, 2014). En México, la Central de Abastos de la Ciudad de México, considerado el mercado más grande de alimentos de América Latina, produce 780 ton de residuos orgánicos al día que deben ser trasladados a rellenos sanitarios lo que genera: gastos en combustible, emisiones de bióxido de carbono (Excelsior, 2015) y de metano (CH₄); tanto por su descomposición como por su traslado. Mercados de alimentos más pequeños no producen la misma cantidad de estos residuos, pero su composición es similar. Se estima que la deposición de desperdicios de alimentos en los vertederos produce una gran cantidad de biogás que contiene de 40 a 70% de CH₄ (Thi *et al.*, 2014). Este gas contribuye al calentamiento global de manera muy importante debido a que su potencial de calentamiento es de 20 a 25 veces mayor al dióxido de carbono (FAO, 2015). En este contexto, el manejo de desechos y la generación de electricidad por fuentes renovables son sectores prioritarios para el Desarrollo Sustentable en México (sin embargo, 2016), pero es necesario cambiar la perspectiva respecto a su manejo.

El cultivo del nopal puede orientarse hacia la producción de forraje o hacia consumo humano, dependiendo de la especie. Ésta planta es propia del paisaje mexicano y uno de los símbolos más importantes de la nación (Anaya-Pérez y Bautista-Zane, 2008). Se produce en 27 entidades federativas del país, dentro de las cuales se encuentra el Estado de Hidalgo. En esta entidad, los municipios de Cuautepec de Hinojosa, Almoloya y Apan aportaron el 86% de nopal verdura que se produce en el estado (SIAP, 2014) lo cual representa una actividad importante en el sector agrícola y en la generación de empleos. Sin embargo, los productos no comercializados son residuos orgánicos que también contribuyen a la generación de vertederos y por consecuencia a la generación de gases efecto invernadero acorde a lo descrito en Environmental Protection Agency (EPA, 2012).

La digestión anaerobia es una tecnología disponible para producir energía renovable, reducir las emisiones de gases efecto invernadero, generar energía a partir de recursos renovables e incrementar la eficiencia energética a partir de sustratos de bajo costo (Di Maria *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2016), como son desperdicios de frutas y vegetales (Scano *et al.*, 2014). Así, el manejo adecuado de estos desperdicios y residuos vegetales puede generar sistemas productivos integradores y mejorar las condiciones ambientales al capturar este biogás y usarlo en sustitución de combustibles fósiles (FAO, 2015).

El objetivo del presente estudio fue medir la cantidad de CH₄ generado por digestión anaerobia de desperdicios vegetales que se depositan en vertederos.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el año 2015, en el Laboratorio de Nutrición Animal y en el Laboratorio de Análisis Especiales del Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH). Los desechos vegetales se obtuvieron de la Central de Abastos de Ecatepec, Estado de México. El criterio de selección para los desechos vegetales fue el volumen y se tomaron muestras

representativas de lechuga (*Lactuca sativa*, LS), col (*Brassica oleraceae var. Viridis*, BOV), coliflor (*B. oleraceae var. Botrytis*, BOB), hojas de elote (*Zea mays*, ZM), hojas y parte del tallo de espinacas (*Spinacia oleraceae*, SO) y nopal verdura maltratado o sucio (*Opuntia ficus spp.*, OF) de distintos locales comerciales. Es importante mencionar que estos desechos vegetales se generan diariamente debido a la actividad comercial. Las muestras se secaron por 48 h a 55 °C en estufa de aire forzado (Riossa), se molieron (Thomas-Willey, Philadelphia, Pa, USA) usando una criba de 1 mm de diámetro y se analizaron para materia seca (MS), materia orgánica (MO), proteína cruda (PC), fibra detergente neutro (FDN), fibra detergente ácido (FDA) y cenizas (AOAC, 1990).

Fermentación *in vitro*. Se usó la metodología descrita por Theodorou *et al.* (1994). Los procedimientos desarrollados en los animales fueron aprobados por el comité de ética de la UAEH en apego a la Ley de protección y trato digno para los animales del estado de Hidalgo. En frascos de vidrio (120 ml) se depositaron 0.5 g de sustrato para cada especie vegetal con cinco repeticiones más dos frascos sin sustrato. El líquido ruminal que se utilizó como inóculo se extrajo vía cánula en rumen de 3 ovinos. El líquido se filtró a través de 4 capas de gasa y se almacenó 1 h a 39 °C en condiciones anaerobias. A cada frasco y bajo flujo continuo de CO₂ se agregaron 40 ml de medio líquido compuesto por 8.99 ml de solución amortiguadora (4 g NH₄HCO₃/L y 35 g NaHCO₃/L), 8.99 ml de solución macro mineral (5.7 g Na₂HPO₄/L, 6.2 g KH₂PO₄/L y 0.6 g MgSO₄·7H₂O/L), 4.6 µL de solución micro mineral (132 g CaCl₂·2H₂O/L, 100 g MnCl₂·4H₂O/L, 10 g CoCl₂·6H₂O/L y 80 g FeCl₃/L), 0.05 ml de resazurina (1 g Resazurin/L), 17.97 ml de agua destilada y 4 ml de líquido ruminal. Los frascos se sellaron herméticamente y se incubaron a 39 °C por 48 h a baño maría. La producción de gas se midió por desplazamiento de volumen de agua a las 0, 1, 2, 3, 5, 7, 9, 12, 16, 20, 24, 34, 48, 58 y 72 h de incubación.

Concentración de CH₄. 3 ml de gas de cada frasco se extrajeron con jeringas desechables de 5 ml y aguja de 21G x 32 mm previo a cada lectura a las 9, 12, 24, 34 y 48 h de incubación. El gas se inyectó en frascos serológicos (10 ml, sellados herméticamente con tapón de silicón y arillo de aluminio) desplazando la solución salina saturada (6 N, pH 2 y rojo de metilo como indicador) de su interior. Los frascos se almacenaron una semana a temperatura ambiente con la tapa hacia abajo y 0.2 ml del gas se inyectaron (Jeringa de vidrio, Hamilton CO., Reno, Nevada, USA) en un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer, Autosystem XL, USA) equipado con metanizador, detector de ionización de flama (FID) y columna capilar (Elite Plot Q 30 m x 0.53 mm, Series GC). La temperatura del detector fue 200 °C, inyector 200 °C y horno 50 °C, con un tiempo de corrida de 5 min. La concentración de CH₄ se calculó usando estándares 30:70, 50:50 y 100:00 de CH₄:CO₂.

El diseño fue completamente aleatorio con cinco réplicas por cada sustrato (tratamiento). Se utilizó el modelo estadístico 1.

$$y_{ij} = \mu + \beta_i + \varepsilon_{ij} \quad i:1,2,3 \quad (1)$$

donde, y_{ij} = variable respuesta, μ = media general, β_i = efecto del sustrato y, ε_{ij} = error aleatorio. Los datos se analizaron con el procedimiento GLM (SAS, 2003), la comparación de medias con la prueba de tukey ($P \leq 0.05$).

Resultados y discusión

El contenido de FDN, hemicelulosa y FDA en las hojas de elote fue mayor comparado con los demás sustratos (Cuadro 1). Estas hojas, junto con las de col y de coliflor, generaron mayor ($P \leq 0.05$) cantidad de gas total y gas CH₄ a las 9 y 12 h de fermentación (Figura 1, Cuadro 2). Sin embargo, la formación de CH₄ por la digestión de las hojas de elote se mantuvo constante a través del tiempo de incubación, no así la producción de gas total (Figura 1). Esto es muy importante debido a que los desperdicios vegetales que se generan en los grandes mercados de alimentos para consumo humano no compiten con cultivos destinados a la alimentación humana por lo que podrían usarse para producción

de CH₄ por digestión anaerobia, como lo describen Di María *et al.* (2015). La digestión anaerobia tiene un gran potencial para reducir las emisiones de gases efecto invernadero, sin embargo es necesario encontrar la opción de manejo de desechos (vertederos, composteo, incineración, digestión anaerobia y alimentación animal) más favorable acorde a las propiedades de cada alimento. Con base en ello, las hojas de maíz, col y coliflor, dependiendo de su disponibilidad a través del año, podrían usarse para la producción de biogás y usarse como una fuente energética.

Cuadro 1. Composición química de los desechos vegetales usados en el presente estudio.

Nutriente	LS	ZM	SO	BOV	BOB	OF
Humedad, %	94.3	81.29	91.1	89.9	88.5	96.1
MS, %	5.75	18.3	8.9	10.0	11.5	3.9
MO, %	76.3	96.7	77.2	85.9	83.7	75.6
Cenizas, %	23.2	3.45	22.6	14.4	16.5	24.5
PC, %	17.23	3.73	28.1	18.35	10.7	15.6
FDN, %	26.2	69.9	29.7	22.9	18.5	49.5
FDA, %	19.7	32.2	18.2	16.5	13.6	15.3
Hem, %	6.45	37.7	11.5	6.44	4.92	34.2
Lignina, %	9.62	1.42	8.53	2.62	2.73	2.13

LS= hojas de lechuga; ZM= hojas de elote; BOV= hojas de col; BOB= hojas de coliflor; SO= hojas y parte del tallo de espinacas; OF= nopal verdura maltratado o sucio; MS= materia seca; MO= materia orgánica; PC= proteína cruda; FDN= fibra detergente neutro; FDA= fibra detergente ácido; Hem= hemicelulosa.

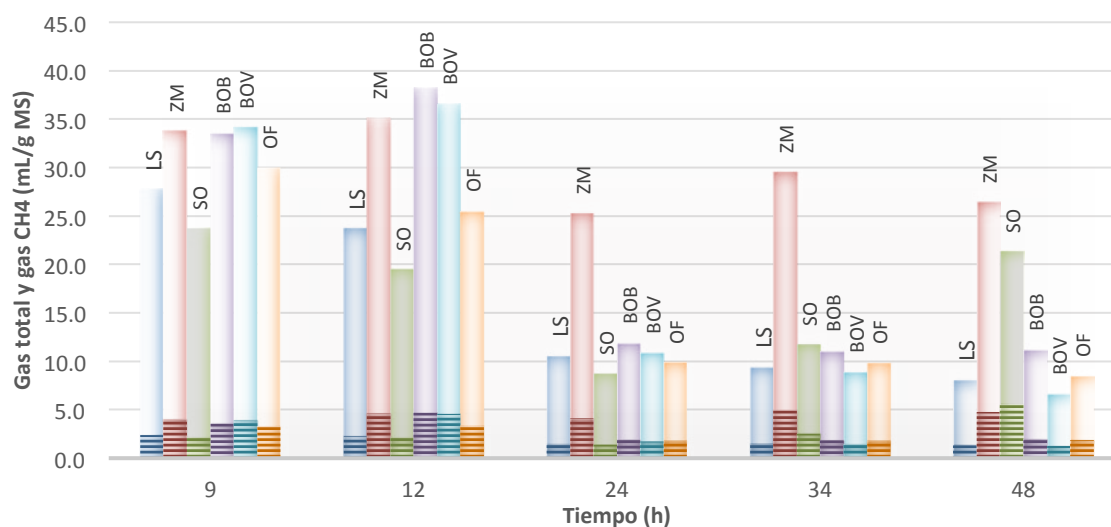


Figura 1. Volumen de CH₄ (relleno horizontal) y volumen fraccional de gas total generado durante la fermentación *in vitro* de: hojas de lechuga (LS), hojas de col (BOV), hojas de coliflor (BOB), hojas de elote (ZM), hojas y parte del tallo de espinacas (SO) y, nopal verdura maltratado o sucio (OF).

A partir del nopal verdura también se generó una buena cantidad de CH₄ a las 9 y 12 h de incubación, aunque menor ($P > 0.05$) al generado por las hojas de col y de coliflor. Esto podría deberse a su alto contenido de FDN y de hemicelulosa, lo cual también sugiere podrían usarse en la alimentación de rumiantes, como lo reportaron Pinos *et al.* (2010) y Del Razo *et al.* (2015). Así, los excedentes y desperdicios del nopal verdura son candidatos viables para producir CH₄ y generar energía eléctrica, o bien, para que este gas por combustión pueda usarse para cocinar, generar calor, entre otros; como describen en el boletín de COFUPRO (2013). Los resultados coinciden con lo que argumentan Li *et al.* (2016), quienes afirman que los desperdicios de frutas y vegetales (dentro de los que se encuentra el nopal verdura) son de los sustratos más adecuados para la co-digestión anaerobia y

la generación de energía. Sin embargo, estudios acerca de la cantidad de estos residuos que se generan al día en los grandes depósitos de alimentos, son muy limitados, si es que los hay. Respecto a las hojas de lechuga y hojas y parte del tallo de espinacas, son los sustratos que produjeron menos CH₄ a pesar de que las hojas y parte del tallo de espinacas sobresalen por su producción de CH₄ a las 48 h.

Cuadro 2. Formación de CH₄ durante la fermentación *in vitro* de desperdicios vegetales.

CH ₄ (ml/g MS)	LS	ZM	SO	BOB	BOV	OF	EEM
Hora							
9	2.41 ^c	4.06 ^a	2.10 ^c	3.56 ^{ab}	3.88 ^{ab}	3.31 ^b	0.12
12	2.23 ^c	4.62 ^a	2.13 ^c	4.73 ^a	4.56 ^a	3.37 ^b	0.13
24	1.41 ^b	4.09 ^a	1.39 ^b	1.92 ^b	1.74 ^b	1.77 ^b	0.11
34	1.45 ^c	5.03 ^a	2.51 ^b	1.86 ^c	1.48 ^c	1.79 ^c	0.11
48	1.36 ^b	4.78 ^a	5.57 ^a	1.99 ^b	1.26 ^b	1.86 ^b	0.34

^{abcde} Los valores medios con diferentes letras en cada hilera son significativamente diferentes (P < 0.05).

LS= hojas de lechuga, BOV= hojas de col, BOB= hojas de coliflor, ZM= hojas de elote, SO= hojas y parte del tallo de espinacas, OF= nopal verdura maltratado o sucio y, EEM= error estándar de la media.

En este contexto, el manejo adecuado de estos excedentes y desechos de producción pueden contribuir a disminuir la emisión de este gas hacia a la atmósfera y promover la explotación de fuentes energéticas renovables, como lo mencionan Di María *et al.* (2015). Esto no solo a partir de los desperdicios de los vertederos, sino también en los lugares donde se cultiva esta planta. Gran número de artículos y reportes coinciden en que la opción menos favorable para el manejo de desechos orgánicos es su deposición en vertederos, mientras que la más favorable es la digestión anaerobia debido a que el material no digerido puede usarse como fertilizante por su contenido de nitrógeno y fósforo.

Conclusiones

La generación de CH₄ a partir de la fermentación anaerobia de los desechos utilizados en esta investigación, usando líquido ruminal como inóculo, puede promover la explotación de fuentes energéticas renovables con un efecto beneficio al medio ambiente.

Bibliografía

- Anaya-Pérez, M.A. y R. Bautista-Zane. 2008. El nopal forrajero en México: del siglo XVI al siglo XX. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo* 5(3):167-183.
- AOAC. 1990. *Official Methods of Analysis*, 15th ed. Association of Official Analytic Chemist, Washington, DC, USA. 1094 p.
- COFUPRO. 2013. Producción de Biogás, Energía eléctrica y fertilizante a partir de nopal. Coordinadora Nacional de Fundaciones Produce, México. http://www.cofupro.org.mx/cofupro/cofupro_web.php?idseccion=1910 (Consulta: noviembre 03, 2014).
- Del Razo, O.E., I. Almaraz, V. Espinosa, R. Soriano, L.A. Miranda, L. Arias, L. Guan, G. Buendía and A. Peláez. 2015. Comparative analysis of the *in vitro* fermentation of wasted cladodes (*Opuntia* spp.), Lucerne and oat hays. *South African Journal of Animal Science* 45(5):470-475.
- Di Maria, F., A. Sordi, G. Cirulli and C. Micale. 2015. Amount of energy recoverable from an existing sludge digester with the co-digestion with fruit and vegetable waste at reduced retention time. *Applied Energy* 150:9-14.
- EPA. 2012. Food waste. United States Environmental Protection Agency, U.S. <http://www.epa.gov/epawaste/conservation/materials/organics/food/index.htm> (Consulta: abril 20, 2012).
- Excelsior. 2015. IPN convertirá basura de la Central de Abasto en gas y electricidad. <http://www.excelsior.com.mx/nacional/2015/05/05/1022459#view-1> (Consulta: marzo 17, 2016)
- FAO. 2015. Pérdidas y desperdicios de alimentos en América Latina y el Caribe. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- Li, K., L.L.R. Liu and C. Sun. 2016. A review of methane production from agricultural residues in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54:857-865.
- Pinos, J.M., J.C. Velázquez, S.S. González, J.R. Aguirre, J.C. García, G. Álvarez and Y. Jasso. 2010. Effects of cladode age on biomass yield and nutritional value of intensively produced spineless cactus for ruminants. *South African Journal of Animal Science* 40(3):245-250.
- SAS, Institute Inc. 2003. *Statistical Analysis Software Versión 9.1.3*. Cary North Carolina, U.S.A.
- Scano, E.A., C. Asquer, A. Pistis, L. Ortu, V. Demontis and D. Cocco. 2014. Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant. *Energy Conversion and Management* 77:22-30.
- SIAP. 2014. *Producción Agropecuaria*. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, México. <http://www.siap.gob.mx/ganaderia-produccion-anual/> (Consulta: enero 14, 2014).
- Theodorou, M.K., B.A. Williams, M.S. Dhanoa, A.B. McAllan and J. France. 1994. A simple gas production method using a pressure transducer to determine the fermentation kinetics of ruminant feeds. *Animal Feed Science and Technology* 48:185-197.
- Thi, B.D., S. Biswarup, C. Chin-Chao, K. Gopalakrishnan and L. Chiu-Yue. 2014. Food Waste to Bioenergy via Anaerobic Processes. *Energy Procedia* 61:307-312.



5.12 Carbono edáfico y su relación económica con los sistemas agropecuarios de la Ciénega de Chapala, Michoacán

Medina-Orozco Lenin E.¹; Montores-Rodriguez Joel² y Zepeda-Jazo Isaac²

¹Instituto Tecnológico del Valle de Morelia-Tecnológico Nacional de México. Carretera Morelia Salamanca km 6.5, Los Ángeles, CP 58100, Morelia, Michoacán.

²Universidad de la Ciénega del Estado de Michoacán de Ocampo. Avenida Universidad 3000, Col. Lomas de la Universidad, CP 59103, Sahuayo, Michoacán.

Autor para correspondencia. leninmed@gmail.com

Resumen

En los sistemas de producción agropecuaria el factor antrópico es considerado en la actualidad, como el principal reformador de las características y funciones de los suelos, causando eventualmente problemas de degradación y reducciones significativas en la fertilidad edáfica, con el subsecuente detrimento del almacén del carbono en los ecosistemas terrestres. Los sistemas de producción agropecuarios dominantes en el Valle de La Ciénega en el estado de Michoacán, son de tipo intensivo convencional; incluye movimiento continuo e inversión del suelo y quema de residuos agrícolas. El objetivo del presente estudio fue relacionar el almacén del carbono del suelo bajo diferentes sistemas agropecuarios con el Precio Medio Rural de cada uno de ellos. Para el presente estudio se seleccionaron 73 sitios bajo diferentes cubiertas del suelo y se colectaron muestras compuestas de la capa superficial. Se determinó de cada una el contenido de carbono orgánico. Los resultados sugieren que los almacenes superficiales de carbono en la región se distribuyen de la siguiente manera: caña de azúcar 19.0, hortalizas 19.1, granos básicos 25.1, frutales 30.0, humedales 33.5, reforestación 33.6, matorral subtropical 41.9 y el pastizal natural o inducido con un contenido de 42.7 ton/ha. Se concluye que los sistemas con menor conservación de carbono, son los sistemas intensivos de hortalizas y caña de azúcar, por el contrario los sistemas de producción de frutales, de alfalfa y de ganadería extensivo, son modos de producción que mantienen relativamente altos los almacenes carbono, similares a la vegetación nativa. Se encontró que el contenido de carbono edáfico y el precio medio rural (PMR) presentan una relación inversa; a mayor ingreso económico, menor almacén del carbono en el suelo.

Palabras clave: agrogénesis, metaedafogénesis, cambios globales del suelo.

Abstract

In agricultural production systems, anthropic factor is now regarded as the main reformer of the features and functions of the soil, eventually causing degradation problems and significant reductions in soil fertility, with the subsequent detriment of store carbon terrestrial ecosystems. The dominant agricultural production systems in the Cienega Valley in the state of Michoacan, are conventional intensive type; it includes continuous movement and investment of soil and burning of agricultural residues. The aim of this study was to relate the soil carbon storage under different farming systems with the Rural Price of each. For this study 73 different sites under land cover were selected and composite samples of the surface layer are collected. It was determined organic carbon. The results suggest that the surface carbon stores in the region are distributed as follows: sugar cane 19.0, vegetables 19.1, basic grains 25.1, fruit 30.0, wetlands 33.5, reforestation 33.6, subtropical bush 41.9 and the natural grassland or induced with content of 42.7 ton/ha. It is concluded that systems with lower carbon conservation are intensive systems of vegetables and sugar cane, on the contrary production systems fruit, alfalfa and extensive farming, are modes of production that remain relatively high stores carbon, similar to the native vegetation. It was found that soil carbon content and the

average rural price (PMR) have an inverse relationship; a higher income, the lower store carbon in the soil.

Key words: agro-genesis, meta-edapho-genesis, global soil changes.

Introducción

El estado de Michoacán, México, es uno de los principales productores de frutales, granos básicos y hortalizas en el país. Para el año de 2014 Michoacán contribuyó con el 11% del valor de la producción agrícola con más de 46 mil millones de pesos (SIAP, 2015), ubicándolo en el tercer lugar nacional del PIB en los últimos tres años, como consecuencia de su producción agropecuaria (SIAP, 2015).

En las planicies de la Ciénega de Chapala donde dominan los Vertisoles, se cultivan más de 30,000 ha de hortalizas, entre las que sobresalen: cebolla, chile, jitomate, tomate verde entre otras. Con un valor de producción para el año de 2014, de 2 mil 600 millones de pesos (Elaboración propia a partir de datos del SIAP, 2015).

Los factores que favorecen a una alta productividad agropecuaria, dependen de las condiciones climáticas y las posibilidades de producción agrícola bajo riego, lo cual permite producir en dos ciclos agrícolas por año, riego y temporal. En cada ciclo, dichos cultivos generan gran cantidad de mano de obra en las regiones donde se producen e incluso, representan una opción de trabajo para jornaleros de otras regiones del país como Oaxaca y Guerrero (*com. per.* productores).

En otro orden de ideas, los principales cambios de uso del suelo en el valle de la Ciénega, se han realizado para áreas de cultivo, eliminando los matorrales subtropicales. De la vegetación nativa que aún permanece, se presentan perturbaciones tanto en su tipo de cobertura vegetal como en su densidad de cobertura (Velázquez *et al.*, 2002 ; Velázquez *et al.*, 2007), siendo destinados a la ganadería de tipo extensiva y semi-intensiva, principalmente para producción de derivados lácteos como son queso y crema.

En otro sentido, en el bajío michoacano, los Vertisoles presentan alta fertilidad, principalmente por su capacidad de intercambio catiónico; sin embargo, presentan procesos de degradación edáfica como la sodificación del suelo ($>15\% \text{Na}^+$) y por ende, disminución de la estabilidad de los agregados debido al sodio intercambiable que funciona como agente dispersante de los mismos, salinidad $>4 \text{ dS m}^{-1}$ y formación de costras producto de la dispersión del suelo. En algunos sitios el boro se presenta como un elemento tóxico del suelo ($>3 \text{ mg kg}^{-1}$), compactación del suelo y pérdida de la porosidad, disminución del almacén de agua en el suelo, entre otros (Medina-Orozco *et al.*, 2015; Puente-Urbe *et al.*, 2015; Velázquez-Duran *et al.*, 2015).

El objetivo del presente estudio fue relacionar el almacén del carbono del suelo bajo diferentes sistemas agropecuarios con el Precio Medio Rural de cada uno de ellos. Lo anterior permitirá sentar las bases científicas, para la toma de decisiones, respecto al manejo de los cultivos que contribuyen mayormente en la emisión de carbono a la atmósfera en el contexto de cambio climático.

Materiales y métodos

Zona de estudio

La Ciénega de Chapala es una depresión intermontana del cinturón Volcánico Transmexicano, donde se desarrollan primordialmente Vertisoles en los valles y Leptosoles en las zonas de topografía accidentada (Figura 1).

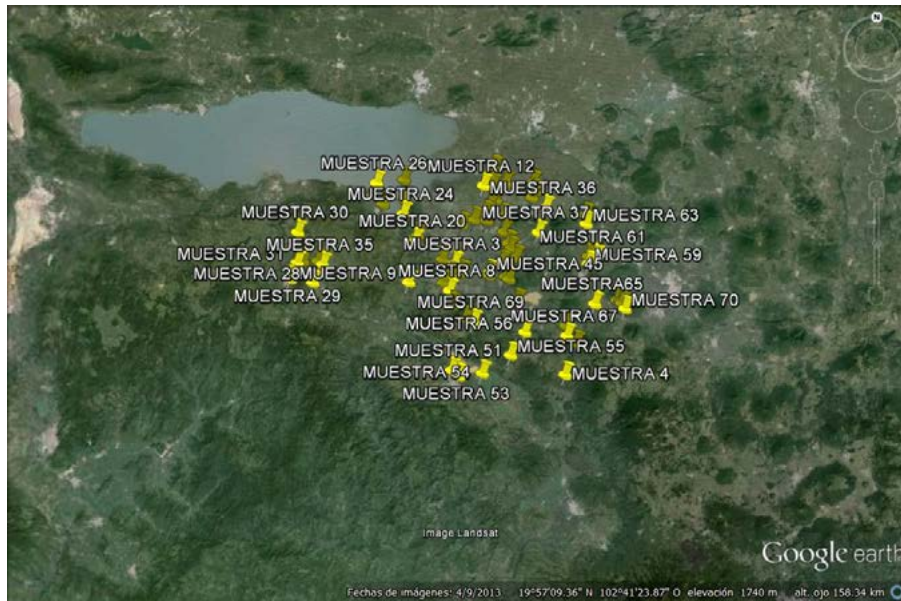


Figura 1. Sitios de muestreo en La Ciénega de Chapala del estado de Michoacán (Google earth, 2015).

La Ciénega de Chapala presenta un clima predominante del tipo semicálido subhúmedo: (A) C (w_1) (w), el mes más cálido es mayo con 23.6 °C y el más frío enero, con 15 °C. Tiene temperatura media anual de 19.7 °C, con oscilación térmica de 8.6 °C. La precipitación se concentra en los meses de junio a septiembre (Figura 2). Los principales rasgos hidrológicos corresponden a un tipo centrípeto radial que vierten sus aguas a la Laguna de Chapala correspondiendo a una cuenca endorreica. Respecto a su aridez, la zona de la Ciénega de Chapala corresponde a un tipo húmedo con un valor de 29.1 de acuerdo con la clasificación de Martonne. La precipitación domina ligeramente sobre la evapotranspiración, lo que sugiere suelos húmedos la mayoría del año.

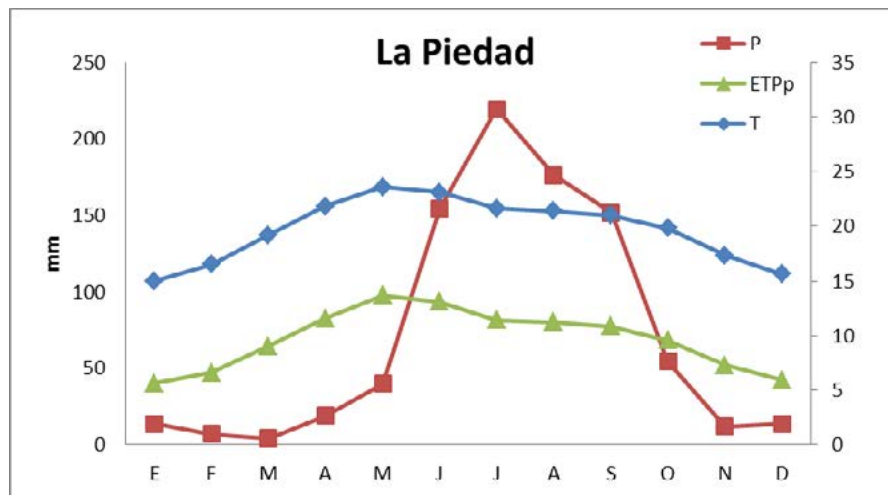


Figura 2. Climograma representativo de la región Ciénega de Chapala en el estado de Michoacán. P= precipitación mm, ETP_p= evapotranspiración potencial según Thornthwaite mm, T= temperatura °C (Elaboración propia a partir de los datos de Eric III (IMTA, 2006).

Muestreo de suelos

La colecta de suelos se realizó en terrenos agrícolas bajo cultivos diversos que representaran la diversidad de cultivos agrícolas de La Ciénega en Michoacán y comprendió los municipios de Cotija,

Venustiano Carranza, Pajacuarán, Chavinda, Jiquilpan, Sahuayo, Cojumatlán, Marcos castellanos, Villamar y Santiago Tangamandapio.

Los principales cultivos encontrados fueron; granos y hortalizas como: maíz (*Zea mays* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench), trigo (*Triticum aestivum* L.) avena (*Avena sativa* L.), frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), alfalfa (*Medicago sativa* L.), garbanzo (*Cicer arietinum* L.), cebolla (*Allium cepa* L.), jitomate (*Solanum lycopersicum* L.), fresa (*Fragaria x ananassa* Duch) y chile (*Capsicum annuum* L.), principalmente (SIAP, 2015). La vegetación no cultivada es del tipo del matorral subtropical con ganadería extensiva y pastizales nativos y cultivados con fines ganaderos. Adicionalmente se presenta vegetación de áreas de humedal cercanas a la laguna de Chapala.

El número total de muestras colectadas fue de 73, las cuales fueron agrupadas teniendo en cuenta las siguientes consideraciones: los cultivos regionales y la especialización de los sistemas de producción, cada vez más marcados, genera que se conviertan los cultivos en *cuasi* monocultivos; las parcelas dedicadas a hortalizas se cultivan preferentemente utilizando acolchados con periodos de vida del plástico de dos a tres años, lo que evita rotar con otros cultivos como son granos básicos y con rotaciones de cebolla-jitomate-tomate o chile, en contraste los terrenos bajo cultivos de granos básicos, no requieren de esta infraestructura y generalmente tienen rotación maíz-trigo-avena. En lo que refiere a caña de azúcar, históricamente en el estado es un monocultivo.

Para el presente estudio no fueron consideradas parcelas bajo cultivos de fresa y otras frutillas, debido a que en la actualidad sufren cambios muy importantes en sus formas de producción, por ejemplo; en los últimos años, se viene adicionando suelo exógeno sobre las camas de siembra, principalmente suelos derivados de cenizas volcánicas de las zonas de montaña, por lo cual no pueden ser comparados con el resto de los cultivos y cubiertas vegetales mencionados.

Los suelos fueron colectados durante el año de 2014, colectando la capa arable del suelo (0-15 cm) de manera aleatoria con cinco submuestras para formar una muestra compuesta. Las muestras fueron secadas a la sombra por lo menos durante dos semanas, se tamizaron por malla de 2 mm y analizaron para las siguientes propiedades utilizadas para calcular los almacenes de carbono: textura por el método de Bouyocous (Gee y Bauder, 1986), densidad aparente (D_a) y densidad de partículas (Blake y Hartge, 1986), porosidad total del suelo (Danielson y Sutherland, 1986), materia orgánica y carbono orgánico por combustión húmeda de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1996). El almacén de carbono fue estimado a partir de la siguiente formula:

$$COS t ha^{-1} = CO * D_a * P$$

donde, el CO (carbono orgánico) es expresado en %, D_a (densidad aparente) en $t m^{-3}$ y P es el espesor del suelo (0 a 15 cm).

La información de producción agropecuaria estatal y municipal, así como el Precio Medio Rural (PMR), definido como el precio pagado al productor en la venta de primera mano en su parcela o predio o en la zona de producción, fueron obtenidos del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera SIAP de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando un ANOVA unidireccional, con $\alpha = 0.05$ y $p = 0.95\%$, mediante el programa estadístico Minitab Inc® (2007) versión 15 .

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos en el estudio, indican que los principales almacenes de carbono en la Ciénega de Chapala en el estado de Michoacán, son los pastizales, tanto nativos como inducidos, los matorrales subtropicales y posiblemente cultivos bajo leguminosas como es la alfalfa, amén de obtener mayor número de muestras que lo confirmen. Seguido, de almacenes intermedios distribuidos en zonas reforestadas, humedales y frutales (Figura 3).

Los almacenes más bajos ($<30 \text{ t CO ha}^{-1}$), se encuentra en las zonas cultivadas con granos básicos, hortalizas y caña de azúcar. Si bien, no existen diferencias estadísticas, se presentó una tendencia a tener un potencial más alto para almacenar el carbono, en los suelos cultivados bajo granos básicos por sobre los suelos cultivados con hortalizas y caña de azúcar. Por lo anterior, dentro de los sistemas agrícolas, los sistemas bajo frutales y el cultivo de alfalfa, serían los que más promueven la conservación del carbono.

En el mismo orden de ideas, los resultados anteriores sugieren desde el punto de vista de la economía del carbono, que deberíamos de transitar a sistemas de conservación del carbono (frutales, cultivos de alfalfa y ganadería) y sopesar la economía monetaria de los cultivos, con respecto a los costos ambientales, como en el caso de las hortalizas y la caña de azúcar.

Un ejemplo de lo anterior, puede resumirse con información de la producción agrícola estatal para el año de 2014; en este año, el estado de Michoacán fue el de mayor valor de producción en miles de pesos (46 mil millones de pesos), siendo la producción de hortalizas la más rentable después del cultivo de aguacate, con rendimientos por hectárea de 31.5 ton y un Precio Medio Rural (PMR) de \$4500 pesos (ton/ha). De lo anterior se deriva que por cada hectárea de hortalizas, se obtuvieron de su producción \$141 750 pesos. En el caso de caña de azúcar los rendimientos fueron de 93.25 ton y un PMR de \$532 pesos por tonelada, dando \$49 619 pesos por hectárea. Por el contrario, para maíz los rendimientos promedio estatales fueron de 3.3 t ha^{-1} a un precio de \$3094 pesos, dando por resultado \$10 195 pesos (datos propios elaborados a partir del SIAP, 2015).

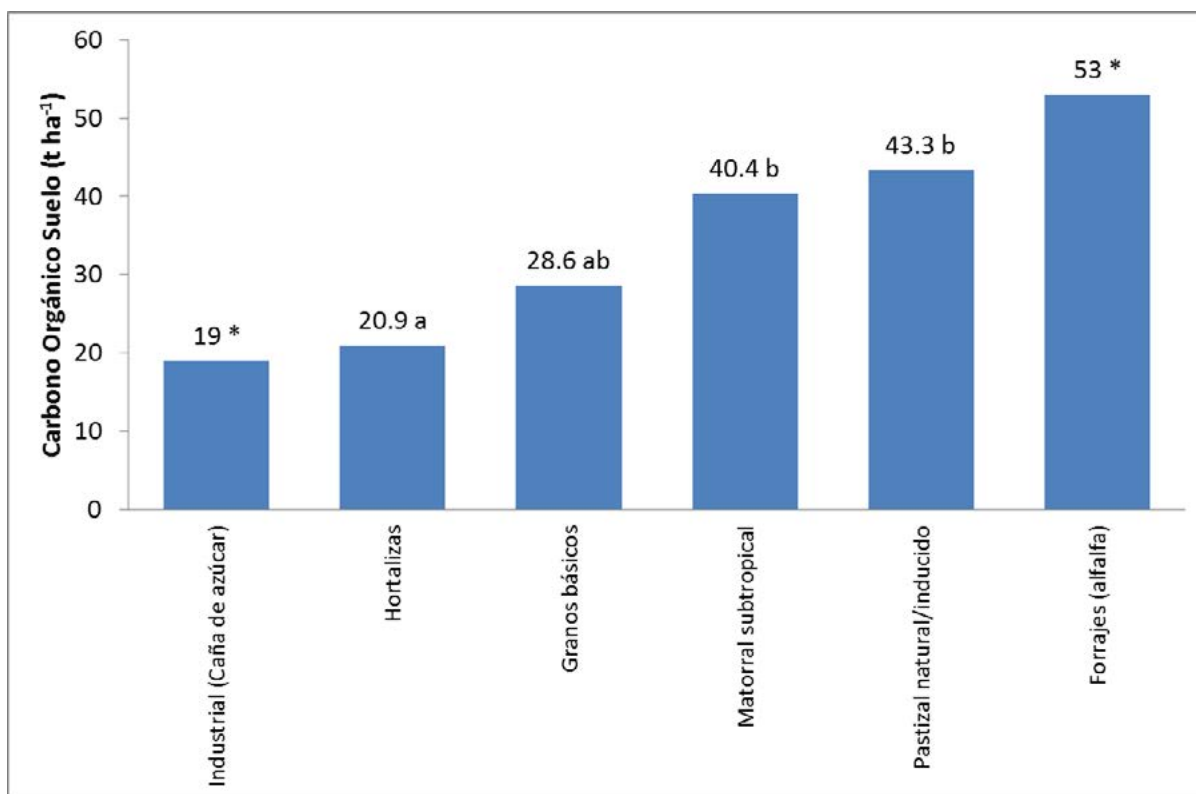


Figura 3. Almacenes de carbono orgánico en función de la cubierta vegetal del suelo. *= muestras insuficientes para el análisis estadístico.

En este mismo sentido, para el caso de la ganadería extensiva, el precio de la carne en la región fue de \$38.9 pesos por kilo, con bovinos de 208 kilogramos en promedio, dando un total de \$8100 pesos por cabeza de animal en el año de 2014. Si la finalidad es la leche, los precios promedio por litro fue de

\$5.46 pesos, (datos propios elaborados a partir del SIAP, 2015) sin que se cuente con datos precisos del ganado pastoreado en las parcelas analizadas.

Por lo anterior, los resultados sugieren que el principal motor para cultivar hortalizas en la región, son los precios del mercado en oposición con los que presentan los granos básicos, y que son contrastantes con los almacenes de carbono del suelo, en donde las pérdidas son mayores en hortalizas que en granos básicos.

Conclusiones

Los cultivos con menor potencial de retención del carbono del suelo, como hortalizas y caña de azúcar, superan en demasía a los precios (PMR) de los granos básicos, siendo este el motivo aparente, de la transformación de los cultivos en La Ciénega de Chapala del Estado de Michoacán, desplazando aquellos con mayor capacidad de almacenamiento. En lo que respecta a los suelos con ganadería extensiva los bajos precios del mercado, con respecto a las hortalizas, son de igual manera el motivo para transformar estos pastizales en cultivos de hortalizas.

Bibliografía

- Blake, G.R y K.H. Hartge. 1986. Bulk density. *In*: Klute, A. (Ed.). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2nd Edition. Monograph N°9. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA. pp. 363-375.
- Danielson, R.E. and P.L. Sutherland. 1986. Porosity. *In*: Klute, A. (Ed.). Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical Methods. 2nd Edition. Monograph N°9. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA. pp. 443-661.
- Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. *In*: Klute, A. (Ed.). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2nd Edition. Monograph N° 9. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA. pp. 383-411.
- Google earth. 2015. Google earth V 6.2.2.6613. 19°57'09''N, 102°41'23'' O. DigitalGlobe 2015. <http://www.earth.google.com> (Consulta: abril, 2015).
- IMTA. 2006. Extractor Rápido de Información Climatológica III, v. 1.0. Información climatológica disponible en formato electrónico. (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México).
- Minitab Inc. 2007. Versión 15 en español.
- Medina-Orozco L.E., J.A. Guerrero-Estrada, E. Madrigal-Saavedra y A. Gómez-García. 2014. Hidrofobicidad y estabilidad de agregados como indicadores de calidad en Vertisoles cultivados de Michoacán. *Revista Mitigación del Daño Ambiental Agroalimentario y Forestal de México* 1(1):62-72.
- Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *In*: Sparks, D.L. (Ed.). Part 3. Chemical methods. Number 5 in the Soil Science Society of America Book Series. Madison, Wisconsin, USA. pp. 961-1010.
- Puente-Urbe, M.B., F. Bahena, L.E. Medina y J.C. González-Cortés. 2015. Agricultura de conservación: una alternativa para detener la degradación de los recursos naturales e impactos ambientales. *En*: Villanueva-Jiménez, J.A. y R. Jarquín-Gálvez (Coords.). Agricultura sostenible. Armonía entre el hombre y la naturaleza.
- SIAP. 2015. Información geoespacial. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, México. <http://www.siap.gob.mx/informacion-geoespacial/>.
- Velázquez, A., E. Durán, A. Larrazábal, F. López y C. Medina. 2007. La cobertura vegetal y los cambios de uso del suelo. *En*: Mendoza, M., A. Velásquez, A. Larrazábal y A. Toledo (Comps). Atlas Fisiográfico de la Cuenca del Tepalcatepec. pp. 28-32.
- Velázquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P.C. Alcántara, R. Castro, T. Fernand., G. Bocco, E. Ezcurra y J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica* 62:21-37.
- Velázquez-Duran, J., E. Madrigal-Saavedra, H. Ochoa-Ochoa y L. Medina-Orozco. 2015. Biocarbono como mejorador de Vertisoles degradados del Bajío Michoacano. *En*: Paz, F. y J. Wong. (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie Síntesis Nacionales.



5.13 Efecto de los escarabajos coprófagos en las emisiones de metano durante la descomposición de excretas bovinas, bajo condiciones controladas

Hernández María E.¹; Huerta-Crespo C.² y Cruz-Rosales M.²

¹Red de Manejo Biotecnológico de Recursos-Instituto de Ecología A.C. Carretera Antigua a Coatepec No. 351, El Haya, CP 91070, Xalapa, Veracruz.

²Red de Ecoetología-Instituto de Ecología A.C.
Autor para correspondencia: elizabeth.hernandez@inecol.mx

Resumen

Los escarabajos coprófagos, prestan importantes servicios ambientales al remover el estiércol de los potreros. Este servicio podría ir más allá, al disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero. El objetivo de este trabajo fue investigar las emisiones de metano en presencia o ausencia de dos géneros de escarabajo coprófagos, durante la descomposición de excretas bovinas bajo condiciones ambientales controladas. Se utilizaron dos tipos de escarabajos (*Onthophagus incensus* Say (O) y *Dichotomius colonicus* Say (D)) en dos abundancias, para O se utilizó 10 y 20 y para D 1 y 3 también se utilizó una mezcla de 10 O y 1 D. Para el género *Onthophagus*, la abundancia de los escarabajos, tuvo una fuerte influencia en las emisiones de metano pues en una abundancia de 10, las emisiones fueron semejantes a las del estiércol sin escarabajos, pero cuando se duplicó la abundancia se observó que las emisiones disminuyeron en aproximadamente 40% respecto de las del control. En el caso de *D. colonicus*, la abundancia no tuvo efecto en las emisiones, pero en este caso aún la baja abundancia (1) ocasionó que las emisiones de metano fueran 40% más bajas que las del control, y la presencia de *D. colonicus* con *O. incensus* en una abundancia baja ocasionó una reducción de las emisiones de metano de aproximadamente 35%. Las mayores reducciones de las emisiones de metano coincidieron con mayor pérdida de peso de la boñiga de estiércol.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, ganadería, boñiga, potreros.

Abstract

Dung beetles provide important environmental services because they remove dung pat from grasslands. Such environmental service could also contribute to decrease greenhouse gas emissions. The objective of this study was to investigate methane emissions in presence or absence of two types of dung beetles. Two genus of dung beetles were used (*Onthophagus incensus* Say (O) y *Dichotomius colonicus* Say (D)) with two abundances, for O, we used 10 y 20 individuals and for D 1 y 3 individuals and also a mixture of 10 individuals O y 1 individual D were used. For *O. incensus*, the abundance of 10 individuals, did not affect the methane emissions compared with the controls, but in abundance of 20 individuals, methane emissions decreased 40% compared with the treatments without dung beetles. For *D. colonicus* the abundance did not affect methane emissions because both 1 and 3 individual deceased 40 % the emissions compared with the control. In addition, the mixture of 1 D+10 O, decreased 35% methane emissions. The lower methane emissions coincide with larger dung pat loss of weight.

Key words: greenhouse gases, dairy, dung pat, grassland.

Introducción

La agricultura es una de las grandes fuentes antropogénicas de gases de efecto invernadero que son responsables del calentamiento global. Dentro de estas actividades agrícolas la ganadería para la producción de leche y carne es una fuente importante de metano, un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 20 veces mayor que el CO₂ (Clemens *et al.*, 2001). La actividad ganadera contribuye al calentamiento global a través de los eructos y gases de las vacas que contienen metano (Cardoso *et al.*, 2016). Algunos de estos gases son emitidos también en las excretas (Holter, 1997).

Las excretas ofrecen el primer alimento a un gran número de organismos, entre los que se encuentran los escarabajos coprófagos. Estos organismos hacen agujeros en las boñigas de excretas y galerías por debajo de ellas dentro de las que entierran el estiércol que utilizan para alimentarse y reproducirse, reincorporándolo así al suelo (Halffter y Matthews, 1966; Halffter y Edmonds, 1982; Nichols *et al.*, 2008; Cruz *et al.*, 2012; Huerta *et al.*, 2013). El metano se produce bajo condiciones anaerobias durante la descomposición del estiércol, de ahí, que si los escarabajos coprófagos hacen hoyos en la boñiga, e incorporan el estiércol a la matriz aeróbica del suelo, por lo mismo estos insectos podrían jugar un papel importante en la reducción de las emisiones de metano y otros Gases de Efecto Invernadero GEI, mediante el comportamiento de reincorporación del estiércol, sobre todo al momento de su reproducción.

Al respecto se han realizado recientemente algunos estudios de campo en Finlandia (Penttilä *et al.*, 2013; Slade *et al.*, 2016) y estudios de laboratorio en Japón (Iwasa *et al.*, 2015). Encontrando que la presencia de escarabajos disminuye las emisiones de metano, pero aumenta las de emisiones de bióxido de carbono. Sin embargo, con las especies de escarabajos de los trópicos, no se han realizado estudios y poco se sabe sobre su papel en la emisión de GEIS. En este trabajo se estudió el efecto de la presencia de dos especies de escarabajos nativos y típicos de los potreros de la zona centro de Veracruz, sobre la emisión de metano, durante la etapa inicial de descomposición de estiércol bovino bajo condiciones controladas de laboratorio.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los escarabajos y el estiércol se recolectaron en ranchos ganaderos del municipio de Jilotepec Veracruz, los cuales no utilizan desparasitantes en su ganado. El experimento se realizó en el laboratorio de biología de escarabajos del Instituto de Ecología A.C. en la ciudad de Xalapa, Veracruz bajo una temperatura controlada de 25 °C y humedad relativa de 70%.

Unidades experimentales

Las unidades experimentales, fueron macetas de plástico del No. 8, con un diámetro superior de 28 cm, las cuales se partieron por la mitad verticalmente y se pegaron con cinta adhesiva (Arellano, 2016). A cada unidad experimental se le colocó 9 kg de suelo de bosque mesófilo colectado en un rancho del Municipio de Rafael Lucio, Veracruz. A cada unidad experimental se le colocó una boñiga de 1 kg de estiércol fresco, mantenido previamente por 5 d en refrigeración. Se utilizaron dos géneros de escarabajos (*Onthophagus incensus* (O) y *Dichotomius colonicus* (D)) en dos abundancias, para O se utilizó 10 y 20 individuos y para D 1 y 3 individuos, también se utilizó una mezcla de 10 O y 1 D.

Muestreo de las emisiones de metano

El monitoreo de la emisión de gases se realizó los días 2, 3, 5, 9 y 15, utilizando el método de la cámara cerrada (Hernández y Mitsch, 2006; Marín *et al.*, 2015). Para lo cual se colocó una tapa de 6 L de volumen, enterrada a los 3 cm dentro del el suelo de la maceta, cubriendo totalmente la boñiga de estiércol. La tapa tenía un termómetro y un septo de goma, por donde se tomaba la muestra de gases. Antes de colocar la tapa, se tomó una muestra de gases en la maceta con estiércol, después se colocó la tapa y cada diez minutos durante 50 min se tomó una muestra de gas interno de la cámara. Cada muestra de gas se colocó en un vial de vidrio de 8 ml, previamente evacuado y se registró la temperatura de la cámara. Las muestras de gases se analizaron mediante un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer Clarauus 5000) equipado con un detector de ionización de flama (FID) para la cuantificación de CH₄. Una columna Poropak Q (80/100 mallas) fue usada para la separación de muestras (temperaturas del horno, inyector y detector a 40, 95 y 150 °C). Nitrógeno (7 ml min⁻¹) fue usado como gas acarreador. Gases estándares (Mathenson gas) de CH₄ equilibrados con N₂ fueron usados para las curvas de calibración. Todos los valores individuales de los gases analizados (ppm m/m CH₄,) fueron transformados, a ppm m/v, usando la ley de gases ideales (pv= nRT) de acuerdo a la fórmula 1.

$$m = (c \times P \times M) / (T \times R) \quad (1)$$

donde, m es la concentración del gas (g m³), c es la concentración del gas por volumen (ppm (cm³ m⁻³)), P es la presión atmosférica (asumiendo 1 atm), M es el peso molar del gas (g mol⁻¹), R es la constante universal de gases [82.0576 (atm-cm³) / (mol K)], y T la temperatura del aire (K) dentro de la cámara a cada tiempo de muestreo.

Las concentraciones de los gases fueron convertidas a tasas de flujos de gas (Hernández y Mitsch, 2006) con forme a la ecuación 2.

$$Fc = ((d_c/d_t) * (V/A)) \quad (2)$$

donde, Fc = flujo neto de gas (mg m⁻² d⁻¹), d_c/d_t = tasa de cambio de la concentración del gas dentro de la cámara durante el período de muestreo, expresado como mg m⁻³ min⁻¹, V = volumen interno de la cámara (m³) y A = el área de la superficie del suelo donde se encontraba insertada la base de la cámara (m²).

Las emisiones acumuladas se consideraron como la suma de las emisiones medidas durante el tiempo del experimento.

Resultados y discusión

La mayor emisión de metano durante la descomposición de estiércol, se presentó durante los primeros 5 d, con una significativa disminución de las emisiones del día 5 al 14 (Figura 1 A). Por esta razón el experimento se terminó al día 14. Se analizaron las emisiones de metano acumuladas durante el tiempo que duro el experimento y se observó como era de esperarse que las mayores emisiones se presentaron en el tratamiento de suelo con estiércol sin escarabajos y las emisiones más bajas (de hecho hubo consumo de metano) se observaron en el suelo sin estiércol (Figura 1B). En el caso del género *Ontophagus*, la abundancia de los escarabajos, tuvo una fuerte influencia en las emisiones de metano pues en una abundancia de 10, las emisiones fueron semejantes a las del estiércol sin escarabajos, en cambio cuando se duplicó la abundancia se observó que las emisiones disminuyeron en aproximadamente 40% respecto de las del control. En el caso del género *Dichotomius*, la abundancia no tuvo efecto en las emisiones, pero en este caso aún la baja abundancia (1 individuo) ocasionó que las emisiones de metano fueran 40% más bajas que las del control, y la presencia de *Dichotomius* con *Onthophagus* en una abundancia baja ocasionó una reducción de las emisiones de metano de aproximadamente 35%. Esta reducción en las emisiones, está relacionada con la pérdida de peso del estiércol al final de experimento (Cuadro 1), los tratamientos sin escarabajos perdieron menos peso

(49%) que los que los tratamientos con escarabajos y de estos fueron los tratamientos con el género *Dichotomius* en abundancia 3 y en abundancia uno combinado con *Onthophagus* en abundancia 10, los que perdieron más peso (68 y 69%). *Dichotomius colonicus* es un escarabajo de mayor talla que *Onthophagus incensus*, lo cual pudiera explicar la mayor remoción de estiércol.

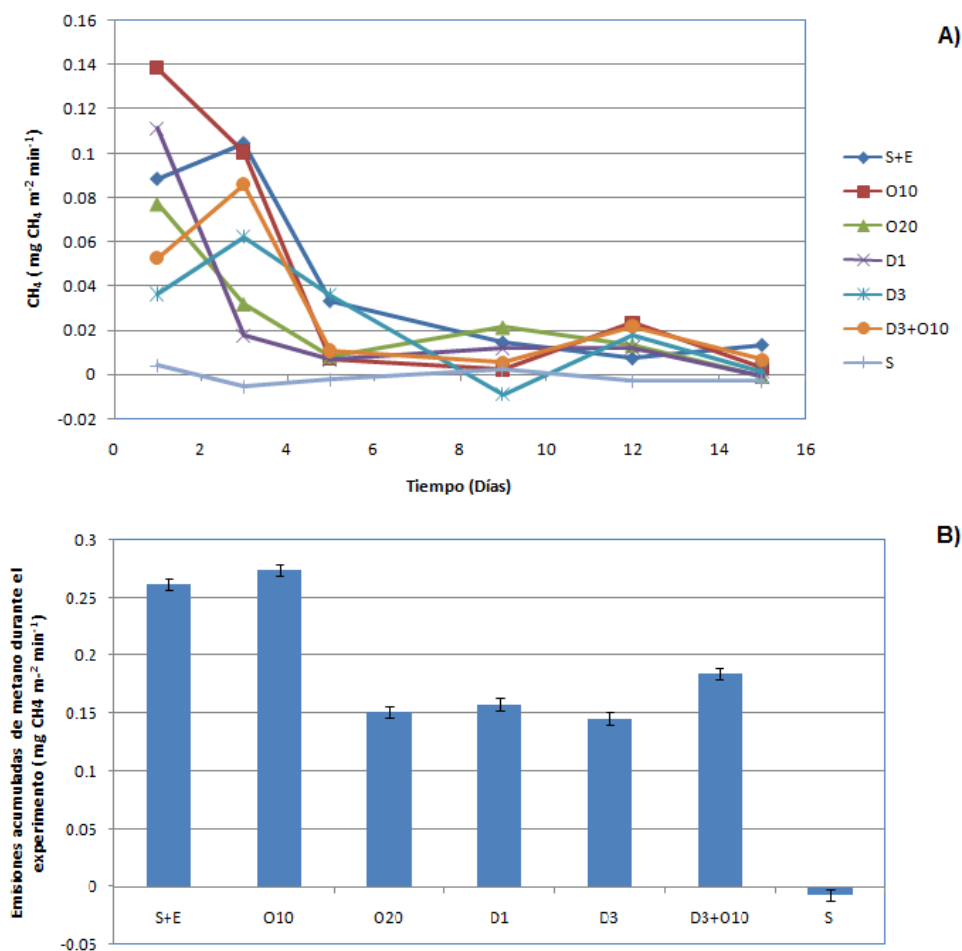


Figura 1. Emisiones de metano (A) y emisiones acumuladas de metano (B) durante la descomposición de estiércol bovino en presencia o ausencia de especies de escarabajos coprófagos, bajo condiciones ambientales controladas. SE= suelo más estiércol, O10, *Onthophagus* 10 individuos, O 23= *Onthophagus*, 20 individuos, D1=*Dichotomius*, un individuo, D3= *Dichotomius*, 3 individuos, D1 + O10= *Dichotomius*, un individuo + *Onthophagus* 10 individuos.

Cuadro 1. Pérdida del peso de la boñiga de estiércol bovino a los 15 d en los diferentes tratamientos.

Tratamiento	pérdida de peso de la boñiga de estiércol en 15 d (% del peso inicial)
SE	49.20± 2
O10	53.5±2
O20	57.2±2
D1	58.1±3
D3	68.7±2
D1+O10	69.2±3

SE= suelo más estiércol, O10, *Onthophagus* 10 individuos, O 23= *Onthophagus*, 20 individuos, D1= *Dichotomius*, un individuo, D3= *Dichotomius*, 3 individuos, D1 + O10= *Dichotomius*, un individuo + *Onthophagus* 10 individuos.



Conclusiones

Las emisiones acumuladas de metano en los tratamientos con escarabajos del Género *Dichotomius colonicus* en las dos abundancias probadas fueron menores que en los tratamientos sin escarabajo. En el caso del género *Onthophagus*, fue necesaria una abundancia de 20 individuos o combinarse con el género *Dichotomius* para que disminuyeran las emisiones de metano.

Bibliografía

- Arellano, L. 2016. A Novel Method for Measuring Dung Removal by Tunneler Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in Pastures. *The Coleopterists Bulletin* 70(1):185-188.
- Cardoso, A.S., A. Berndt, A. Leytemc, B.J.R. Alves, I. das N.O. de Carvalho, L. Henrique de Barros, S. Urquiaga and R.M. Boddey. 2016. Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. *Agricultural Systems* 143(16):86-96.
- Clemens, J., and H.J. Ahlgrimm. 2001. Greenhouse gases from animal husbandry: mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60:287-300.
- Cruz, R.M., I. Martínez, J. López-Collado, M. Vargas-Mendoza, H. González-Hernández y D.E. Platas-Rosado. 2012. Degradación del estiércol vacuno por escarabajos estercoleros en un pastizal tropical de Veracruz, México. *Revista Colombiana de Entomología* 38(1):148-155.
- Holter, P. 1997. Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. *Soil Biology and Biochemistry* 29:31-37.
- Halfpiter, G. and W.D. Edmonds. 1982. The nesting behavior of dung beetles (*Scarabaeinae*) An ecological and evolutive approach. Instituto de Ecología, D. F. México. 176 p.
- Halfpiter, G. y E.G. Matthews. 1966. The natural history of dung beetles of the subfamily *Scarabaeinae* (Coleoptera: Scarabaeidae). *Folia Entomológica Mexicana* 12-14:1-312.
- Hernández, 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* 26:862-877.
- Huerta, C., M.I. Martínez, E. Montes de Oca, M. Cruz-Rosales and M.E. Favila. 2013. The role of dung beetles in the sustainability of pasture and grasslands. In: Yáñez-Arancibia, A., R. Dávalos-Sotelo, J.W. Day and E. Reyes (Eds.). *Ecological Dimensions for Sustainable Socio Economic Development*. W IT PRESS Southampton, Boston.
- Iwasa, M., Y. Moki and J. Takahashi. 2015. Effects of the Activity of Coprophagous Insects on Greenhouse Gas Emissions from Cattle Dung Pats and Changes in Amounts. *Environmental Entomology* 44(1):106-113 DOI:10.1093/ee/nvu023.
- 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.
- Nichols, E., S. Spector, J. Louzada, T. Larsen, S. Amezcua and M.E. Favila. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141:1461-1474.
- Penttilä A., E.M. Slade, A. Simojoki, T. Riutta and K. Minkinen. 2013. Quantifying Beetle-Mediated Effects on Gas Fluxes from Dung Pats. *PLoS ONE* 8(8):e71454 DOI:10.1371/journal.pone.0071454.
- Slade, E.M., T. Riutta, T. Roslin, H.L. Tuomisto. 2016. The role of dung beetles in reducing greenhouse gas emissions from cattle farming. *Scientific Reports* 6:18140 DOI: 10.1038/srep18140.

5.14 Reservorios de carbono en un bosque tropical seco en el noroeste de México

Nevescanin-Moreno Lucia¹; Yépez Enrico A.¹; Villanueva-Hernández Dulce¹; González-Pelayo Marco A.¹; Johnson Kristofer²; Garatuzza-Payán Jaime¹ y Vargas Rodrigo³

¹Instituto Tecnológico de Sonora, Campus Centro. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora.

²US Forest Service. 11 Campus Blvd., Ste. 200, Newtown Square, PA 19073, USA.

³University of Delaware. 531 South College Ave. Newark, DE 19716 USA.

Autor para correspondencia: lucia.nevescanin@gmail.com

Resumen

Este trabajo se enfoca en llevar a cabo una estimación de carbono (C) en distintos reservorios en diferentes estados de sucesión de un bosque tropical seco: un bosque maduro (BM), un bosque secundario (BS) y un sitio de sucesión temprana dominado por *Acacia cochliacantha* (BAC). La productividad primaria neta (PPN) se obtuvo a partir de la producción de hojarasca, la tasa de descomposición se calculó con un balance de masa. El muestreo para la biomasa aérea/subterránea y suelo fue con base en la metodología del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS). La producción de hojarasca y la tasa de descomposición en BM fue de 4.03 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y 0.01 Mg C ha⁻¹ día⁻¹ respectivamente. La PPN en BM fue de 10.77 Mg ha⁻¹ año⁻¹, en BAC de 11.86 Mg ha⁻¹ año⁻¹ y en BS de 7.61 Mg ha⁻¹ año⁻¹. El contenido de C en la biomasa aérea fue de 43.93 Mg C ha⁻¹ ± 3.09 en BM y de 27.48 Mg C ha⁻¹ ± 5.74 en BAC, el contenido de C en el sotobosque en BM fue de 0.47 Mg C ha⁻¹ ± 0.06 y en BAC de 0.67 Mg C ha⁻¹ ± 0.2, el contenido de C en la biomasa subterránea en BM fue de 42.28 Mg C ha⁻¹ ± 9.47 y de 29.71 ± 14.25 Mg C ha⁻¹ para BAC. El contenido de C en suelo para BM fue de 23.31 Mg C ha⁻¹ ± 3.06, en BAC fue de 21.74 Mg C ha⁻¹ ± 6.52.

Palabras clave: hojarasca, descomposición, biomasa vegetal, carbono en suelo, estado de sucesión.

Abstract

This study quantifies the carbon (C) stock in different reservoir at different successional stages in a tropical dry forest: a mature forest (BM), a secondary forest (BS), and an early succession stage site dominated by *Acacia cochliacantha* (BAC). Net primary productivity (PPN) was obtained by litterfall production, decomposition rate were obtained by a mass balance. We used National Forest and soil Inventory (INFyS) methodology for biomass and soil sampling. Litterfall production and decomposition rate in BM was 4.03 Mg ha⁻¹ year⁻¹ and 0.01 Mg C ha⁻¹ day⁻¹ respectively. PPN in BM was 10.77 Mg ha⁻¹ year⁻¹, in BAC was 11.86 Mg ha⁻¹ year⁻¹ and in BS was 7.61 Mg ha⁻¹ year⁻¹. C in above-ground biomass was 43.93 Mg C ha⁻¹ ± 3.09 in BM and 27.48 Mg C ha⁻¹ ± 5.74 in BAC, C in understory biomass in BM was 0.47 Mg C ha⁻¹ ± 0.06 and in BAC was 0.67 Mg C ha⁻¹ ± 0.2, C in below-ground biomass was BM 42.28 Mg C ha⁻¹ ± 9.47 and 29.71 ± 14.25 Mg C ha⁻¹ in BAC. C content in soil in BM was 23.31 Mg C ha⁻¹ ± 3.06, in BAC was 21.74 Mg C ha⁻¹ ± 6.52.

Key words: litterfall, decomposition, phytomass, soil carbon, successional stage.

Introducción

El bosque tropical seco (BTS) ocupa el 42% de toda la cobertura vegetal tropical (Murphy y Lugo, 1995) a nivel mundial. En México, de los bosques tropicales, un 64% son caducifolios (Masera *et al.*, 2001) y el límite más septentrional de este ecosistema se encuentra en el sur de Sonora (Blair *et al.*, 2013).

El BTS juega un papel importante en el ciclo del carbono ya que por su distribución y estructura secuestra grandes cantidades de CO₂ lo que lo convierte en uno de los principales almacenes de carbono tanto en biomasa como en suelo (Balvanera, 2012). Al proveer de servicios de aprovechamiento directo para el ser humano, el BTS se ha vuelto continuamente amenazado por el cambio de uso de suelo, el cual puede llegar a alterar el funcionamiento del ecosistema y bajo una explotación desmedida y no planificada podría ocasionar que el ecosistema pase de ser un sumidero a una fuente de carbono.

Iniciativas como la Reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD+) a nivel global y el sistema de Medición, Reporte y Verificación (MRV) en México han desarrollado estrategias para la reducción de emisiones de CO₂ y la deforestación donde las tres acciones principales son el monitoreo, el reporte y la verificación llevándose a cabo en sitios de monitoreo intensivos de carbono (SMIC) donde se monitorean de manera intensiva los procesos ecológicos, reservorios de carbono y sus cambios a partir de una integración de enfoques multiescala: sensores remotos, parcelas de estudio, torres de Eddy covariance y modelos de la dinámica del carbono (Birdsey *et al.*, 2013).

Este trabajo presenta una estimación de los reservorios de carbono lo que permite conocer las condiciones actuales del ecosistema que podrán servir en el futuro para alimentar modelos de variabilidad temporal y espacial de carbono, por lo que el objetivo del estudio es estimar los procesos de producción de hojarasca, productividad primaria neta (PPN) y la descomposición, asimismo estimar los reservorios en biomasa aérea/subterránea y carbono en suelo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el BTS dentro del rancho “El Guayabo” que pertenece a la Reserva Monte Mojino (ReMM), manejado por Nature and Culture International, el cual, a su vez, está dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC) ubicada en el suroeste del estado de Sonora, México entre los paralelos 26°52.9' y 27°12.4' y los meridianos 108°28.9' y 109°03.0'. Las temperaturas medias fluctúan entre los 18 y los 24 °C. La precipitación oscila entre los 600 y 700 mm anuales, donde dos terceras partes ocurren en los meses Julio-Septiembre (Rojero, 2008).

Producción de hojarasca y productividad primaria neta (PPN)

Para la colecta de hojarasca se siguió la metodología de Anaya *et al.* (2012) en un bosque maduro (BM) del BTS del suroeste de Sonora. Se instalaron aleatoriamente 20 trampas de hojarasca de 0.5 m de diámetro tomando muestreos mensuales. Se tuvieron dos años de colecta, donde el primer periodo de 2013-2014 (julio-junio) se utilizó para el cálculo de la tasa de descomposición y durante el periodo de 2015-2016 (agosto-marzo) se muestrearon además dos estados sucesionales del BTS (20 trampas por sitio), una sucesión temprana dominada por *Acacia cochliacantha* (BAC) y un bosque secundario (BS).

La cantidad de hojarasca producida anualmente representa alrededor de un tercio de la productividad primaria neta (PPN) total anual y puede obtenerse multiplicándose por un factor de 3.3 (Martínez-Yrizar *et al.*, 1996).

Tasa de descomposición

Para la estimación de la tasa de descomposición neta (k ; Mg C ha⁻¹ d⁻¹) en el BM durante el periodo 2013-2014 se empleó un balance de materia aproximado (Swift *et al.*, 1979; Wieder y Wright 1995;

Anaya *et al.*, 2012) utilizando los datos de producción de hojarasca y mantillo (ecuación 1). El mantillo se colectó en dos ocasiones: al final de la temporada seca (última semana de junio) y al inicio de la temporada seca (marzo) siendo entonces un periodo de 286 d. Se consideró como mantillo a todo el material muerto de plantas sobre la superficie del suelo exceptuando los troncos mayores a 2 cm de diámetro y a la fracción en estado de descomposición muy avanzado. El mantillo fue colectado directamente del suelo en un área de 0.25 m² alrededor de las 20 trampas de hojarasca.

$$k = (SLt_1 + LFt_2 - SLt_2) / t_{2-1} \quad (1)$$

donde, SLt_1 es el mantillo (Mg C ha⁻¹) en el fin de la temporada seca, LFt_2 es la entrada de hojarasca (Mg C ha⁻¹) durante el periodo de estudio, SLt_2 es el mantillo (Mg C ha⁻¹) en el inicio de la temporada seca, t_{2-1} es el periodo de estudio (286 d).

Sitios de muestreo para los reservorios de carbono

Se seleccionaron ocho conglomerados siguiendo la metodología del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFiS). Cada conglomerado tiene un área de 1.25 ha, que se constituye por cuatro rodales de 17.84 m de radio (0.1 ha). El tipo de conglomerado corresponde a una “Y invertida” donde en cada uno de los conglomerados el sitio 1 se encuentra en el centro de la parcela, rumbo al Norte se encuentra el sitio 2. Al sureste del conglomerado se encuentra el sitio 3, al suroeste se encuentra el sitio 4, Cada rodal cuenta con rodales anidados o subsitios (CONAFOR, 2011). Donde cinco conglomerados corresponden al BM y tres conglomerados corresponden al BAC.

Biomasa aérea y contenido de carbono

En los tres subsitios dentro de un rodal se midieron los DAP. En los subsitios con un área de 1000 m² (0.1 ha) se midieron arboles con una DAP mayor o igual a 20 cm, en los subsitios con área de 400 m² se midieron los individuos con un DAP mayor o igual de 7.5 cm pero menor a 20 cm. Por último, en los subsitios de un área de 80 m² se midieron arboles mayores o iguales a 1 cm pero menores de 7.5 cm. El sotobosque se colectó en un área de 1 m². Este levantamiento de datos se realizó durante octubre-noviembre 2014.

Para calcular la biomasa aérea (BA) se obtuvo un promedio de tres ecuaciones alométricas: $-0.5352 + 0.9996 \log_{10} AB$ de Martínez-Yrizar *et al.* (1992), $0.3700 DAP^{1.9600}$ de Nívar (2009) y $10^{0.796 + 2.258 \log_{10} DAP}$ de Bojórquez (2014). Como variable solamente se utilizó el DAP o el área basal (AB) de los individuos medidos en los rodales. Para el caso de la ecuación de Martínez-Yrizar *et al.* (1992) se aplicó un factor de corrección de 1.020, propuesto por Bojórquez (2014). El cálculo de biomasa en raíces se estimó con la ecuación $0.14 AB^{1.5388}$ de Nívar y Ríos (2009). Se reportaron valores en Mg ha⁻¹ por conglomerado. Para calcular el contenido de carbono se multiplicó la BA estimada por un factor de 0.5 de acuerdo con Escobar y Maass (2008). La estimación de carbono en raíces se estimó con base en los resultados de porcentaje de carbono en raíces de submuestras.

Carbono en suelo y porcentaje de carbono en raíces.

En cada conglomerado se muestreó una fosa donde se obtuvo peso y volumen de suelo, así como una submuestra en cada fosa de 30 x 30 x 30 cm para el análisis de porcentaje de carbono, además, se extrajeron todas las raíces (biomasa subterránea) y se obtuvo también la densidad de las rocas para realizar ajuste necesario en el cálculo de la densidad aparente del suelo.

Resultados y discusión

Producción de hojarasca y tasa de descomposición

Los promedios de producción de hojarasca para el periodo 2013-2014 en BM se presentan en la Figura 1 donde se puede observar el patrón de productividad, donde en los dos primeros periodos se tiene una producción de 0.69 Mg ha^{-1} con un error estándar de ± 0.1 y $0.88 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 0.07$ respectivamente los cuales corresponden a la etapa de crecimiento foliar. El periodo de Dic-Ene es donde se presenta la mayor producción con $1.24 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 0.08$ siendo el final de la temporada de crecimiento donde se da el mayor desprendimiento foliar. Por lo tanto, se aprecia una disminución en la producción para los periodos siguientes.

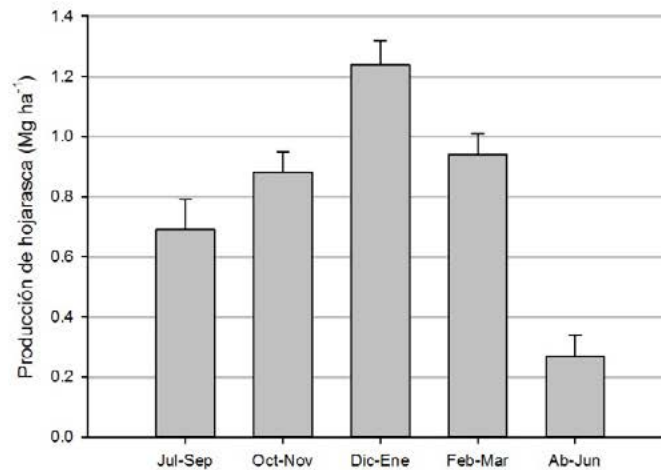


Figura 1. Producción de hojarasca (Mg ha^{-1}) para el bosque tropical seco de Álamos, Sonora durante el periodo 2013-2014.

La producción total de hojarasca para el bosque maduro en el periodo de estudio fue de 4.03 Mg ha^{-1} la cual se puede comparar con los resultados obtenidos en la BTS de Chamela, Jalisco donde se estimó la producción en dos sitios obteniendo un valor de 6.58 Mg ha^{-1} para un Valle y de 3.95 Mg ha^{-1} en una colina (Martínez-Yrizar *et al.*, 1990).

Los valores de mantillo para el inicio y el final de la temporada seca fueron de $2.52 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 0.36$ y $1.60 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 0.14$ respectivamente. Empleando el balance de materia aproximado utilizado por Swift *et al.* (1979), Wieder y Wright (1995) y Anaya *et al.* (2012) se encontró un valor de $0.01 \text{ (Mg C ha}^{-1} \text{ día}^{-1})$ valor muy comparable con los obtenidos por Anaya *et al.* (2012) en Chamela, con un rango de 0.0028 a $0.02 \text{ (Mg C ha}^{-1} \text{ día}^{-1})$ donde los valores fueron calculados para diferentes parcelas de un gradiente altitudinal.

Productividad primaria neta (PPN)

La PPN estimada con base en la producción de hojarasca fue de $10.77 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el bosque maduro, el sitio de sucesión temprana presentó un valor de $11.86 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y para el bosque secundario de $7.61 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para el periodo 2015-2016. Según Luyssaert *et al.* (2008) la PPN suele ser mayor en las primeras etapas de sucesión de cualquier bosque esto debido a que en los estados de sucesión con mayor edad se ve disminuida la productividad primaria bruta. Sin embargo, debe también tomarse en cuenta que, la PPN se obtuvo mediante producción de hojarasca, y en el BAC está dominado por la leguminosa *Acacia cochliacantha* que es una especie pionera además de producir una

cantidad considerable de vainas. Álvarez-Yépiz *et al.* (2008) determinaron el VIR de las especies vegetales para un bosque secundario en Álamos, Sonora encontrando que dentro del BS especies perennifolias y cactáceas tienen un VIR alto en comparación al resto de las especies, lo que podría ocasionar una producción menor de hojarasca y por ende de PPN para este caso de estudio.

Reservorios de carbono en biomasa aérea y subterránea.

Si bien las tasas de acumulación de carbono en la biomasa suelen ser mayores en los estados de sucesión más tempranos, los almacenes de biomasa son más grandes en un bosque primario (Luysaert *et al.*, 2008). El promedio de contenido de carbono en la biomasa aérea para el bosque maduro fue de $43.93 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con un error estándar de ± 3.09 y un promedio de $27.48 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 5.74$ para el Bosque de *Acacia*.

El promedio del contenido de carbono para el sotobosque en el bosque maduro fue de $0.47 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 0.06$ y un promedio de $0.67 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 0.2$ para el bosque de *Acacia*. La biomasa en el BAC fue ligeramente mayor y esto se puede deber a que suele haber menos sotobosque cuando se tiene un dosel más cerrado (Broquen *et al.*, 2006) aun así, ambos valores pueden compararse con el 0.8 Mg C ha^{-1} estimado por Orzel *et al.* (2005) para un bosque decíduo.

Considerando un 43% de contenido de carbono en raíces, el promedio del contenido de carbono para la biomasa subterránea para el BM fue de $42.28 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 9.47$ y de $29.71 \pm 14.25 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para BAC.

Contenido de carbono en suelo.

El promedio del contenido de carbono en suelo para el bosque maduro fue de $23.31 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con un error estándar de ± 3.06 . En el bosque de *Acacia* el promedio fue de $21.74 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 6.52$. Notablemente se presenta una considerable heterogeneidad dentro de los conglomerados en todos los sitios ya que los errores estándar son de hasta 10 Mg C ha^{-1} .

Conclusiones

Los resultados de producción de hojarasca y tasa de descomposición para el Bosque tropical seco son comparables a los obtenidos en otro estudio realizado en Chamela, Jalisco para el mismo tipo de ecosistema. La PPN en el sitio de sucesión temprana fue mayor a la del bosque maduro lo cual puede deberse a la composición vegetal del bosque de *Acacia* o a la disminución de la capacidad fotosintética que se presenta en estados sucesionales de edad avanzada. Al contrario de la PPN, el contenido de carbono en la biomasa en el bosque maduro presentó valores superiores a los del bosque de *Acacia*, la biomasa del sotobosque fue menor en el bosque maduro y la biomasa subterránea (raíces) fue mayor en el bosque maduro. El contenido de carbono presentó heterogeneidad entre los sitios de cada conglomerado. Los resultados de las estimaciones de los reservorios de carbono obtenidos proporcionarán un insumo para alimentar la primera línea de acción de MRV siguiendo la estrategia de REDD+ en México además de que servirán para la generación de modelos de la dinámica espacial y temporal del carbono.

Bibliografía

- Álvarez-Yépiz, J.C., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez and C. Lindquist. 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:355-366.
- Anaya, C.A., V.J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar and F. García-Oliva. 2012. Large Rainfall Pulses Control Litter Decomposition in a Tropical Dry Forest: Evidence from an 8-Year Study. *Ecosystems* 15(4):652-663.



- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Revista Ecosistemas* 21(1-2).
- Birdsey, R., G. Ángeles-Pérez, W.A. Kurz, A. Lister, M. Olguin, Y. Pan and K. Johnson. 2013. Approaches to monitoring changes in carbon stocks for REDD+. *Carbon Management* 4(5):519-537.
- Blair, C., V.H. Jiménez-Arcos, F.R. Méndez de la Cruz and R.W. Murphy. 2013. Landscape Genetics of Leaf-Toed Geckos in the Tropical Dry Forest of Northern Mexico. *PLoS ONE* 8(2).
- Broquen, P., V. Pellegrini y F. Candan. 2006. Cambios en el sotobosque asociados al reemplazo de la vegetación natural por *Pinus ponderosa* Dougl. con diferentes manejos (SO de Neuquén, Argentina). *Investigación Agraria, Sistemas y recursos forestales* 15(1):50-65.
- Bojórquez, J. 2014. Generación de modelos alométricos para cuantificar la biomasa en pie de bosques tropicales secundarios en la región de Chamela, Jalisco, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- CONAFOR. 2011. Manual y procedimientos para el muestreo de campo (REMUESTREO 2009). SEMARNAT. Comisión Nacional Forestal, México.
- Escobar, E. y M. Maass. 2008. Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas, en *Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México. pp. 161-189.
- Luyssaert, S., E.D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmoller, B.E. Law, P. Ciais and J. Grace. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455:213-215.
- Martínez-Yrizar, A. and J. Sarukhan. 1990. Litterfall Patterns in a Tropical Deciduous Forest in Mexico Over a Five- Year Period. *Cambridge University Press* 6(4):433-444.
- Martínez-Yrizar, A., J. Sarukhan, A. Perez-Jimenez, E. Rincon, J. Maas, A. Solis-Magallanes and L. Cervantes. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 87-96.
- Martínez-Yrizar, A., J.M. Maass, L.A. Pérez-Jiménez and J. Sarukhan. 1996. Net Primary Productivity of a Tropical Deciduous Forest Ecosystem in Western Mexico. *Cambridge University Press* 12(1):169-175.
- Masera O., A.D. Cerón and A. Ordoñez. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitig Adapt Strat Global Change* 6:291-312.
- Murphy P.G. and A.E. Lugo. 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean islands. *In: Bullock, S.H., H.A. Mooney and E. Medina (Eds.). Seasonally dry tropical forests (9-34)* UK: Cambridge University Press.
- Návar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 257:427-434.
- Navar, Chaidez J.D.J. and E.D.L. Ríos-Carrasco. 2009. Root allometry of two subtropical plant communities of northeastern Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12(1):123-134.
- Orzeł, S., J. Socha, M. Forgiel and W. Ochał. 2005. Biomass of underbrush and conditions for its occurrence in stands of the Niepołomice Forest. *EJPAU. Forestry* 8(1).
- Rojero, E. 2008. Problemática ambiental en la cuenca alta del Rio Cuchujaqui: Hacia una propuesta de gestión. Tesina (Especialidad en Gestión integrada de Cuencas Hidrológicas). Colegio de Sonora.
- Swift, M.J., O.W. Heal and J.M. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Berkeley: University of California Press. 370 p.
- Wieder, R.K. and S.J. Wright. 1995. Tropical forest litter dynamics and dry season irrigation on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 76:1971-1979.

5.15 Biomasa afectada en un incendio forestal y regeneración natural de *Pinus* y *Quercus* en Valle de Bravo, Estado de México

García-Martínez René¹; Martínez-Gómez Omar¹; Gómez-Miraflor Alondra¹ y Aguilar-Hernández Lucía¹

¹División de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo. Carretera federal Monumento-Valle de Bravo, km 30, Ejido San Antonio de la Laguna, CP 51200, Valle de Bravo, Estado de México.
Autor para correspondencia: rene.garcia.martinez@hotmail.com

Resumen

Los incendios forestales son fuente importante en emisión de gases de efecto invernadero porque durante la combustión del tejido leñoso se libera el carbono acumulado durante el crecimiento del individuo. El objetivo del trabajo fue estimar la cantidad de biomasa perdida en un incendio ocurrido, en abril de 2014, en el bosque del Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo. Para ello se realizó un censo de árboles vivos y muertos (quemados). Con una cinta métrica Truper[®] se midió, de cada individuo, el diámetro normal y, en algunos casos, el diámetro a la base. La biomasa aérea para *Pinus* se estimó con la ecuación “ $B = \text{Exp}[-2.818] * [\text{DBH}^{2.574}]$ ” y para *Quercus* se usó el modelo “ $B = [0.0342] * [\text{DBH}^{2.759}]$ ”. El análisis de datos se llevó a cabo con el paquete estadístico Minitab 17[®]. El total de biomasa perdida fue de 56.87 Mg, para toda la superficie afectada (12.32 ha), de los cuales 21% fue de *Quercus* y 79% de *Pinus*. De acuerdo con el número de árboles, la categoría más baja (diámetro <10 cm), acumuló la mayor proporción de daño en los dos géneros pero los árboles de la categoría más alta (diámetro >40 cm) acumularon la mayor proporción en biomasa afectada. Finalmente, después de un año de suscitarse en incendio, el género *Quercus* presentó mayor capacidad de regeneración con respecto a *Pinus* en cuanto al número de plantas y tasa de crecimiento.

Palabras clave: inventarios de biomas, biomasa aérea.

Abstract

Wildfires are an important source emission of greenhouse gases because during the combustion of woody tissue, carbon accumulated during the growth of individual is released. The aim of this work was to estimate the amount of biomass lost in a wildfire that occurred in the forest of the Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo. Therefore, a census of living and dead trees (burned) was carried out. With a tape measure (Truper[®]), the normal diameter or the base diameter of each individual was measured. Aboveground biomass for *Pinus* was estimated using the equation “ $\text{Biomass} = \text{Exp}[-2.818] * [\text{DBH}^{2.574}]$ ” and for *Quercus* biomass was estimated using the equation “ $\text{Biomass} = [0.0342] * [\text{DBH}^{2.759}]$ ”. Data analysis was performed using Minitab 17[®] statistical package. The total biomass loss was 56.87 Mg, for the all area affected (12.32 ha), of which, 21% was *Quercus* y 79% was *Pinus*. According to the number of trees, the lowest category (diameter <10 cm), accumulated the highest proportion of damage in two genera but the trees of the highest category (diameter >40 cm) accumulated the highest proportion in biomass affected. Finally, after a year of the wildfire, trees of *Quercus* showed the highest regeneration capacity compared with *Pinus* in the number of plants and growth rate.

Key words: wildfire, aboveground biomass.

Introducción

A nivel mundial, las emisiones derivadas de la combustión de biomasa en los incendios de áreas forestales, sabanas, zonas agrícolas (residuos) y turberas han sido reconocidas como fuentes significativas de gases de efecto invernadero (Adreae y Merlet, 2001; Vradevu *et al.*, 2014). Estos incendios generan, además del impacto en la degradación del suelo, degradación de los ecosistemas, proclividad al cambio de uso de suelo y emisiones tóxicas para el medio ambiente, tales como ácido cianhídrico, carbono negro y carbono orgánico, entre otros (Cruz-Nuñez *et al.*, 2014). En cuanto al CO₂ emitido por incendios forestales, a nivel mundial, en promedio, se liberan de 6521.3 a 9661.5 Tg año⁻¹ (periodo de 2002 a 2011) y las mayores emisiones provienen de la quema de sabanas, seguido bosques y combustión de residuos agrícolas (Shi *et al.*, 2015).

En México los datos indican que, en su mayoría, los incendios forestales se deben a la práctica de actividades agropecuarias en terrenos forestales; tal es el caso de la agricultura migratoria (roza, tumba y quema), así como la quema de pastos, en época de sequía, para el brote del renuevo (Galindo *et al.*, 2009). En el Estado de México se ha reportado que los factores que favorecen la generación de incendios forestales son; la baja humedad relativa, el abandono de grandes extensiones de terrenos agrícolas (allí se desarrollan pastos y arbustos), la cantidad de lluvia del año anterior (asociado con la producción de biomasa), temperaturas altas y la velocidad y dirección de los vientos (Gutiérrez-Martínez *et al.*, 2015). Por otra parte, la intensidad depende del intervalo entre incendios y la cantidad de biomasa disponible para la combustión. En este sentido, estudios realizados en bosques templados, con dominancia pino-encino, en México (Coahuila, Puebla y Jalisco) han estimado una carga combustible de 17.90 ton ha⁻¹ y los materiales inflamables ligeros (ramillas muertas, hierbas y hojarasca) representan la mayor proporción (Xelhuanzi-Carmona *et al.*, 2011).

En la República Mexicana en 2015 se presentaron 3809 incendios forestales y el 87.67% de la superficie afectada correspondió a la vegetación del estrato herbáceo y arbustivo y el 12.33% al estrato arbóreo (CONAFOR, 2015). En el Estado de México, los datos (2000-2011) indican que anualmente se presentan 1418 eventos de incendio forestal y en los ecosistemas de bosques templados y selvas ocurren los siniestros de alta severidad (Gutiérrez-Martínez *et al.*, 2015). Finalmente los datos (2000-2012) para México muestran que en promedio se emiten a la atmósfera 5955 Mg año⁻¹ de carbono negro y 62 085 Mg año⁻¹ de carbono orgánico como efecto de los incendios forestales (Cruz-Nuñez *et al.*, 2014).

Después de un incendio la capacidad de regeneración de la vegetación depende del tipo de especie arbórea y la severidad del incendio. Estudios realizados en España, indican que las comunidades de *Quercus* se recuperan más rápido que las de *Pinus* (Calvo *et al.*, 2003). En Oaxaca, para *Pinus oocarpa* var. *ochoteranae*, se observó que a mayor intensidad del incendio superficial le corresponde mayor regeneración natural, esto debido probablemente a que a mayor temperatura, mayor liberación de espacio de crecimiento durante más tiempo, y a que existe semilla disponible para recolonizar (Juárez-Martínez y Rodríguez-Trejo, 2003). Por otro lado, estudios desarrollados en Argentina, reportan que la abundancia de la regeneración de las especies arbóreas y arbustivas, así como su diversidad, fueron significativamente menores en sitios incendiados (Verzino *et al.*, 2005). Por último, como efecto de los incendios se ha observado que en el suelo el pH se incrementa, por la incorporación de cenizas y bases intercambiables, y la materia orgánica, carbono orgánico y nitrógeno total disminuyen, principalmente en la capa de 0-5 cm (Capulín-Grande *et al.*, 2010).

Dados los antecedentes, el objetivo del trabajo fue estimar la cantidad de biomasa (arbórea principalmente) perdida a causa del incendio forestal, además se analizó el estado actual de la regeneración de la vegetación en el área afectada.

Materiales y métodos

En el mes de abril de 2014 se presentó, en el predio forestal del Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo (TESVB), un incendio (superficial en algunas áreas y de copa en otra). Los incendios superficiales, son aquellos en los que el fuego consume combustibles como plantas herbáceas, arbustos y hojarasca, y los incendios de copa en los que el fuego se propaga a través de la copa de los árboles (Arno y Allison, 2002). Este fenómeno afectó a un gran número de árboles, arbustos y herbáceas.

Área de estudio

El predio bajo estudio se localiza geográficamente en la coordenada 19°14'19.20" latitud Norte y 100°7'57.69" de longitud Oeste, en los terrenos del ejido de San Simón de la Laguna, en la localidad de El Arco, Valle de Bravo, Estado de México, se encuentra a una altitud de 1989 m s.n.m. La región presenta una temperatura media mensual de 16 °C y una precipitación anual de 1129 mm que se concentra en los meses de junio, julio, agosto, septiembre y octubre (CONAGUA, 2010). Para cuantificar el daño, se tomaron coordenadas UTM utilizando un GPS Garmin® (MAP SERIE 78) y la información se procesó en el software GVSIG®. El suelo es de tipo arcillas expansivas, estos suelos son aquellos que muestran un cambio volumétrico significativo bajo la presencia de agua (Higuera-Sandoval *et al.*, 2012). El terreno presenta pendientes que van de los 5 a 17°, con bajo contenido de materia orgánica. La vegetación arbórea es una asociación de pino (*Pinus teocote* y *Pinus lawsonnii*) y encino (*Quercus peduncularis* Née, *Quercus laeta* Liebm. y *Quercus acutifolia* Née) y en menor medida *Acacia farnesiana* y *Arbutus xalapensis*. Entre los arbustos y herbáceas destacan las especies *Leonotis nepetifolia*, *Eryngium heterophyllum* y *Phytolacca americana*, *Verbesina serrata* y *Ricinus communis* L.

Variables y frecuencia de medición

Para la cuantificación del daño que causó el incendio en el arbolado, se realizó un censo de los individuos (*Pinus* y *Quercus*) presentes en el área evaluada. De cada árbol se midió, con ayuda de una cinta métrica Truper®, el diámetro a 1.30 m sobre el nivel del suelo. De cada individuo se registró el estado actual (muerto o vivo). En los individuos muertos que ya no presentaron fuste, el diámetro se midió a 30 cm sobre el suelo.

Para estimar la biomasa de los árboles se utilizaron ecuaciones alométricas (Cuadro 1), generadas en México, para biomasa aérea en *Pinus* y *Quercus* (Rojas-García, *et al.*, 2015).

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas utilizadas para cuantificar la biomasa arbórea.

Especie	Ecuación	N	r ²	Autor
<i>Pinus</i>	$B = \text{Exp}[-2.818] * [\text{DBH}^{2.574}]$	520 árboles	0.94	Návar (2010)
<i>Quercus</i>	$B = [0.0342] * [\text{DBH}^{2.759}]$	135 árboles	0.93	Aguilar <i>et al.</i> (2012)

Para evaluar la regeneración de arbustos, *Quercus* y *Pinus* se realizó un inventario por muestreo completamente aleatorizado (Torres-Rojo y Magaña-Torres, 2001), en el cual se establecieron 10 sitios de 500 m² y en ellos se midió, utilizando un flexómetro y calibrador vernier Truper®, el diámetro a la base y la altura total de los nuevos individuos. Para el arbusto (*Verbesina serrata*) y *Quercus* se tomaron 10 ejemplares de distinto tamaño, una de cada sitio, a los cuales se les midió el contenido humedad y la biomasa saturada, a partir de esas variables, se calculó la biomasa seca utilizando la fórmula 1 (Rondeux, 2010).

$$M_o = M_s - \left[\frac{H_s}{100} \times M_s \right] \quad (1)$$

donde, Mo: Biomasa seca (kg), Ms: Biomasa saturada (kg), Hs: Humedad (%).

Análisis de datos

Para determinar el porcentaje de individuos y la biomasa que se afectó, se generaron cinco categorías diamétricas: categoría 1: diámetro ≤ 10 cm, categoría 2: diámetro >10 y ≤ 20 cm, categoría 3: diámetro >20 y ≤ 30 cm, categoría 4: diámetro >30 y ≤ 40 cm, categoría 5: diámetro >40 cm) y se realizó un análisis de frecuencia. Para el caso de la regeneración, a la información numérica recolectada se le aplicó un análisis de estadística descriptiva (promedio, desviación estándar, valor máximo, valor mínimo y coeficiente de variación). El análisis se realizó con el paquete estadístico Minitab 17[®].

Resultados

La superficie total del predio es de 20.1 ha de las cuales el incendio afectó 12.32 ha (61.5% con respecto al total). La afectación en el número de árboles de *Quercus* fue del 16% y de *Pinus* fue de 9.9%. Los datos para el estado de México indican que en la región sur, un número muy pequeño de incendios acapara la mayor parte de la superficie quemada, por lo que se mantiene un alto Índice de Afectación (Gutierrez-Martínez *et al.*, 2015). En los Cuadros 2 y 3 se observa que el incendio dañó principalmente árboles jóvenes (diámetro <20 cm) y esta situación impacta en la capacidad de captura de CO₂ ya que fenológicamente estos individuos se encuentran en una etapa de rápido crecimiento, es decir, fijan mayor CO₂ con respecto a los árboles adultos. Al respecto, Schulze *et al.* (2000) mencionan que la capacidad de los ecosistemas forestales para almacenar carbono en forma de biomasa aérea varía en función de la edad, la composición florística y la densidad de población de cada estrato por comunidad vegetal.

Cuadro 2. Situación del arbolado de *Quercus* después del incendio en el predio (octubre, 2015).

Clase diamétrica (cm)	Árboles			
	vivos	%	muertos	%
Diámetro ≤ 10	808	45.2	239	70.5
10 < diámetro ≤ 20	643	35.8	85	25.1
20 < diámetro ≤ 30	243	13.5	11	3.2
30 < diámetro ≤ 40	74	4.1	3	0.9
Diámetro >40	26	1.4	1	0.3
Total	1794	100	339	100

Cuadro 3. Situación del arbolado de *Pinus* después del incendio en el predio (octubre, 2015).

Clase diamétrica (cm)	Árboles			
	vivos	%	muertos	%
Diámetro ≤ 10	105	11	47	46
10 < diámetro ≤ 20	199	21	22	22
20 < diámetro ≤ 30	166	17	9	9
30 < diámetro ≤ 40	207	22	4	4
Diámetro >40	275	29	20	20
Total	952	100	102	100

Afectación en biomasa arbórea

La biomasa de los árboles de *Quercus* dañados fue 6.2% y para *Pinus* fue de 6.6%, en ambos casos con respecto al total por especie. En los Cuadros 4 y 5, se observa que el número árboles adultos (diámetro mayor a 40 cm) dañados fue mínimo, sin embargo su biomasa representó hasta el 17.3% en *Quercus* y 87.3% en *Pinus*. Uno de los factores que favoreció la magnitud del incendio fue que antes del evento (abril 2014), en el predio no existían trabajos (brechas cortafuego y eliminación de hierbas y arbustos) para la prevención y que dada la presencia de arbustos altos el incendio afectó árboles de todas las categorías.

Cuadro 4. Situación de la biomasa de *Quercus* después del incendio en el predio (octubre, 2015).

Clase diamétrica (cm)	Biomasa			
	Árboles vivos (Mg)	%	Árboles muertos (Mg)	%
Diámetro ≤ 10	6.95	3.7	1.68	13.4
10 < diámetro ≤ 20	37.33	19.8	4.58	36.7
20 < diámetro ≤ 30	58.89	31.3	2.61	20.9
30 < diámetro ≤ 40	43.34	23.0	1.46	11.7
Diámetro > 40	41.85	22.2	2.17	17.3
Total	188.36	100	12.5	100

Cuadro 5. Situación de la biomasa de *Pinus* después del incendio en el predio (octubre, 2015).

Clase diamétrica (cm)	Biomasa			
	Árboles vivos (Mg)	%	Árboles muertos (Mg)	%
Diámetro ≤ 10	1.31	0.2	0.44	1.0
10 < Diámetro ≤ 20	15.79	2.5	1.06	2.4
20 < Diámetro ≤ 30	41.90	6.7	2.11	4.8
30 < Diámetro ≤ 40	121.61	19.4	1.98	4.5
Diámetro > 40	445.58	71.2	38.78	87.3
Total	626.19	100	44.37	100

Regeneración de la vegetación

En la evaluación, posterior al incendio, se identificó a *Verbesina serrata* como el arbusto dominante. Esta especie se desarrolló rápidamente alcanzando valores (12 meses pos-incendio) de hasta 2.8 m de altura, 3 cm de diámetro a la base y 206.5 g de peso seco sin incluir raíces (Cuadro 6). Investigaciones, muestran las herbáceas anuales tienden a desarrollarse rápidamente durante el segundo y tercer año después del incendio particularmente en comunidades de encino (Calvo *et al.*, 2003). La estimación de biomasa para *V. serrata* muestra que en promedio acumuló 618.3 kg ha⁻¹ (C.V.= 11.8%).

Cuadro 6. Características de las variables evaluadas en *V. serrata* (abril, 2015).

Parámetro	Altura (m)	Diámetro (mm)	Peso seco (g)	Humedad (%)
Media	1.2	9.4	37.2	49.6
Desviación estándar	0.7	6.0	53.3	7.2
Mínimo	0.3	3.3	1.2	36.0
Máximo	2.8	30.0	206.5	65.0
C.V.	60.5	64.3	143.2	14.6

Para el caso de *Quercus*, la evaluación (14 meses pos-incendio) mostró que los nuevos individuos alcanzaron valores máximos de 1.9 m en altura, 2.3 cm de diámetro a la base) y 353.4 g de peso seco

sin incluir raíces (Cuadro 7). En la zona con predominancia de encino, después del incendio se presentó abundante y rápido crecimiento de especies herbáceas y arbustivas. Este tipo de especies tienen raíces superficiales que les permiten aprovechar rápidamente los nutrientes que aporta la ceniza al suelo (Calvo *et al.*, 2003), dificultando el desarrollo de los nuevos individuos de *Quercus*.

Cuadro 7. Características de las variables evaluadas en *Quercus* (junio, 2015).

Parámetro	Altura (m)	Diámetro (mm)	Peso seco (g)	Humedad (%)
Media	0.8	11.4	56.8	64.3
Desviación estándar	0.4	5.7	63.3	9.4
Mínimo	0.2	2.0	2.0	50.0
Máximo	1.9	23.0	353.4	90.0
C.V.	53.7	49.4	111.3	14.6

En *Pinus*, los nuevos individuos alcanzaron valores máximos de 62 cm de altura y 20 mm de diámetro, aunque el coeficiente de variación fue elevado en las dos variables, es decir el regenerado no es homogéneo (Cuadro 8). Al respecto se ha observado que las comunidades de *Quercus* se recuperan más rápido que las de *Pinus* (Calvo *et al.*, 2003). Esta situación es evidente en este estudio, ya que actualmente los nuevos individuos de *Quercus* presentan mejores características altura y diámetro.

Cuadro 8. Situación de la regeneración de *Pinus* (diciembre, 2015).

Parámetro	Altura (cm)	Diámetro (mm)	Plantas ha ⁻¹
Media	10.3	2.9	2057.5
Desviación estándar	7.1	2.6	398.9
Mínimo	1.0	1.0	1660.0
Máximo	62.0	20.0	2560.0
C.V.	68.8	88.7	19.4

Conclusiones

En total la biomasa perdida fue de 56.87 Mg en toda la superficie afectada, de los cuales 21% fue de *Quercus* y 79% de *Pinus*. Con la presencia de arbustos altos, el incendio se propagó hacia los árboles de todas las categorías. De acuerdo con el número de individuos la categoría más baja (diámetro <10 cm) acumuló la mayor proporción de daño en los dos géneros, aunque, los árboles de la categoría más alta (diámetro >40 cm) acumularon la mayor proporción en biomasa afectada. Las especies arbustivas se desarrollaron rápidamente acaparando los nutrientes liberados en el incendio y las plantas de *Quercus* presentaron mayor capacidad de regeneración con respecto a las de *Pinus*.

Recomendaciones

Después de un incendio, en el bosque se acumula una gran cantidad de biomasa muerta que comienza a descomponerse, este material leñoso debe eliminarse para disminuir la carga combustible que pueda incrementar la intensidad en un posible segundo incendio. Además como existen árboles muertos y en pie, constituyen un riesgo de daño físico para los individuos vivos. Por otra parte, es necesario controlar el crecimiento de los arbustos para evitar un crecimiento excesivo en altura, esto previene la propagación del fuego hacia el estrato arbóreo. Finalmente pueden desarrollarse alternativas para el aprovechamiento de la biomasa como fuente de energía, ya que se ha demostrado que cuenta

con un balance de cero de emisión de CO₂, esto ayudaría a reducir la carga combustible proveniente de arbustos y madera muerta que son la fuente principal de combustión durante un incendio.

Bibliografía

- Adreae, M. and P. Merlet. 2001. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 15:955-966.
- Aguilar, R., A. Ghilardi, E. Vega, M. Skutsch and K. Oyama. 2012. Sprouting productivity and allometric relationships of two oak species managed for traditional charcoal making in central Mexico. *Biomass and Bioenergy* 36:192-207.
- Arno, S. and B.S. Allison. 2002. *Flames in our forest. Disaster or renewal?*. Washington, Island press.
- Calvo, L., S. Santallana, E. Marcos, L. Valvueda, R. Tarrega and E. Luis. 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecology and Management* 184(1-3):209-223.
- Capulín-Grande, J., L. Mohedano-Caballero y R. Razo-Zarate. 2010. Cambios en el suelo y vegetación de un bosque de pino afectado por incendio. *Terra Latinoamericana* 28(1):79-87.
- CONAFOR. 2015. Reporte semanal de resultados de incendios forestales 2015. Comisión Nacional Forestal, México. www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/6799Estadística%20Final%202015%20-%20Incendios%20Forestales.pdf (Consulta: enero 20, 2016).
- CONAGUA. 2010. Estado de México, Normales climatológicas por estación, Valle de Bravo. Comisión Nacional del Agua, México. http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75 (Consulta: enero 26, 2016).
- Cruz-Núñez, X., L. Villers-Ruiz and C. Gay-García. 2014. Black carbon and organic carbon emissions from wildfires in México. *Atmósfera* 27(2):165-172.
- Galindo, I., J. Barrón y J. Padilla. 2009. Relación entre la ganadería extensiva e incendios en zonas forestales del estado de Colima. *Avances en Investigación Agropecuaria* 13(3):17-33.
- Gutierrez-Martínez, G., M.E. Orozco-Hernández, J.A. Ordóñez-Díaz y J.M. Camacho-Sanabria. 2015. Régimen y distribución de los incendios forestales en el Estado de México (2000 a 2011). *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6(29):92-107.
- Higuera-Sandoval, C.H., J. Gómez-Cristancho y O.E. Pardo-Naranjo. 2012. Caracterización de un suelo arcilloso tratado con hidróxido de calcio. *Facultad de Ingeniería* 21(32):21-40.
- Juárez-Martínez, A. y D. Rodríguez-Trejo. 2003. Efecto de los incendios forestales en la regeneración de *Pinus oocarpa* var. *ochoterenae*. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 9(2):125-130.
- Návar, J. 2010. Alometría para biomasa en especies arbóreas del noroeste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12:507-519.
- Rojas-García, F., B.H. de Jong, P. Martínez-Zurimendi and F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass. *Annals of Forest Science* DOI 10.1007/s13595-015-0456-y.
- Rondeux, J. 2010. *Medición de árboles y masas forestales*. Madrid: Mundi-prensa.
- Schulze, E., C. Wirth and M. Heimann. 2000. Managing forest after Kioto. *Science* 289(5487):2058-2059.
- Shi, Y., T. Matsunaga, M. Saito, Y. Yamaguchi and X. Chen. 2015. Comparison of global inventories of CO₂ emissions from biomass burning during 2002-2011 derived from multiple satellite products. *Environmental Pollution* 206:479-487.
- Torres-Rojo, J.M. y O.S. Magaña-Torres. 2001. *Evaluación de plantaciones forestales*. D.F., México: Limusa.
- Verzino, G., J. Joseau, M. Dorado, E. Gellert, S. Rodríguez-Reartes y R. Nobile. 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología aplicada* 4(1-2):25-34.
- Vradevu, K., K. Lasko, L. Giglio and C. Justice. 2014. Analysis of Southeast Asian pollution episode during June 2013 using satellite remote sensing datasets. *Environmental Pollution* 195:245-256.
- Xelhuanzi-Carmona, J., J.G. Flores-Garnica y Á.A. Chávez-Durán. 2011. Análisis comparativo de cargas de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2(3):37-52.

5.16 Niveles de carbono y fertilidad debido al cambio de uso del suelo en sistemas agroforestales de cacao en Tabasco México

Sánchez-Gómez Delfino¹; Sánchez-Hernández Rufo²; Salvador-Morales Pedro¹; López-Noverola Ulises²; Alejo-Santiago Gelacio³ y Valdés-Velarde Eduardo⁴

¹Instituto Tecnológico de la Zona Olmeca (ITZO). Prolongación Ignacio Zaragoza S/N, Villa Ocuilzapotlán, Centro, CP 86720, Tabasco.

²División Académica de Ciencias Agropecuarias, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT). Carretera Villahermosa-Teapa km 25, R/A La Huasteca Segunda Sección, CP 86280, Villahermosa, Tabasco.

³Unidad Académica de Agricultura, Universidad de Nayarit. Carretera Tepic-Compostela km 9, CP 63780, Xalisco, Nayarit.

⁴Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, CP 56230, Texcoco de Mora, Estado de México.

Autor para correspondencia: rusaher@hotmail.com

Resumen

Se realizó una investigación con el objetivo de evaluar el impacto del cambio de uso de suelo que registran los Sistemas Agroforestales de Cacao (SAFC) sobre los niveles de carbono orgánico del suelo (COS) y otras variables indicadoras de la fertilidad edáfica. En una primera etapa se identificó que el cambio de uso de suelo más frecuente en los SAFC es el pastizal; por lo que se seleccionaron sitios de muestreos en pastizales de 1-5, 6-10 y 11-20 años de establecimiento. Como referencia se consideró un SAFC de 20-35 años. Se tomaron muestras compuestas de suelo a una profundidad de 0-30 cm y se evaluaron las variables: COS, macronutrientes (N, P, K), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bases intercambiables (Na, K, Ca, Mg); asimismo se infirió sobre el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) y la relación C/N. Los resultados indicaron que el cambio de uso de suelo de SAFC a pastizal no representó una pérdida en la cantidad de COS almacenado durante los primeros 10 años de establecimiento; inclusive los pastizales recientemente establecidos (1-5 años; 6-10 años) registraron una tendencia a acumular más COS con respecto al SAFC. Sin embargo, los suelos de pastizales más viejos (11-20 años) pierden su capacidad de almacenamiento. En el SAFC se registró una mayor cantidad de N, que ocasionó una ligera reducción en la relación C/N, lo que favorece a una mayor tasa de mineralización de materia orgánica, que reduce la durabilidad del COS, evitando su acumulación e incrementando la CIC.

Palabras clave: pastizal, cacaotal, fertilidad del suelo, materia orgánica.

Abstract

Was Conducted a research to Evaluate the impact of land use change that register in the Cocoa Agroforestry Systems (SAFC) on the soil organic carbon (SOC) level and other variables indicator of soil fertility. In a first stage it was identified that the change of use more common ground in the SAFC. In a first stage it was identified that the change in land use more frequent in the SAFC is the grassland; so were selected grasslands of 1-5, 6-10 and 11-20 years of establishment and were sampled. As reference a SAFC of 20-35 years was considered. Composite soil samples at a depth of 0-30 cm were taken and the variables were evaluated: SOC, macronutrients (N, P, K), cation exchange capacity (CEC) and interchangeable bases (Na, K, Ca, Mg); also it was inferred the soil organic matter (SOM) content and C/N ratio. The results indicated that changing land use from SAFC to pasture not represent a loss in the amount of COS stored during the first 10 years of establishment. Even, the grassland recently established (1-5 years; 6-10 years) registered a tendency to accumulate more SOC with respect to SAFC. However, the older grassland soils (11-20 years) lose their storage capacity. Even, grassland

newly established (1-5 years, 6-10 years) shown a tendency to accumulate more SOC with respect to SAFC. However, the grasslands older (11-20 years) lose their storage capacity. In the SAFC a greater amount of N was registered, which caused a slight reduction in C/N ratio, which favors a higher rate of mineralization of SOM, reducing the durability of the COS, preventing its accumulation into soil and increasing the CEC.

Key words: grassland, cacaotal, soil fertility, organic matter.

Introducción

Los sistemas agroforestales de cacao (SAFC) pueden llegar a acumular una importante masa arbórea, que les permite almacenar cantidades de carbono (C), inclusive superiores a la de algunos bosques naturales (Schroth *et al.*, 2015). Este sistema agroforestal es uno de los más importantes que se distribuyen en los estados de Tabasco y Chiapas; ocupa una superficie de 61 320 ha; aunque en la actualidad, el cultivo de cacao enfrenta problemas de baja producción, lo que desmotiva a los productores para mantener sus cacaotales y el número de plantaciones va a la baja (Bautista-Mora *et al.*, 2015). Al respecto Díaz-José *et al.* (2013) señalan que las causas por las cuales los SAFC están siendo deforestados son: la aparición de la moniliasis (*Moniliophthora roreri*), pobre manejo de las plantaciones y bajo rendimiento. En Tabasco, la mayor superficie del SAFC se distribuye en la región de la Chontalpa; una zona donde recientemente, el pastizal es un uso de suelo que ha registrado un importante crecimiento (Ramos-Reyes *et al.*, 2016).

La sustitución del SAFC por otros usos, requiere de ser estudiada, debido a que el análisis del cambio de uso de suelo podría ofrecer información para generar un modelo más incluyente en el estudio del cambio climático global (CCG) (Pielke *et al.*, 2002); en la actualidad no se ha considerado que la vegetación tiene un efecto protector, contra la tasa de radiación que llega a la superficie terrestre, y que esa radiación causa un efecto similar en magnitud, a las emisiones de gases de efecto invernadero, sumándose las denominadas islas de calor sobre el CCG (Fuentes, 2015). Según Foley *et al.* (2005), el cambio de uso de suelo se ha considerado un problema ambiental local. Sin embargo, últimamente se está convirtiendo en un tema de importancia mundial, ya que la creciente demanda de alimentos, fibras, agua y refugio para la población humana, han provocado múltiples transformaciones a los bosques, tierras de cultivo, cursos de agua y el aire. Don *et al.* (2011), mencionan que el cambio de uso de suelo es la segunda fuente más importante que el hombre ha provocado para inducir las emisiones de gases de efecto invernadero, principalmente debido a la deforestación en los trópicos y sub trópicos. La emisión de CO₂ resulta de la pérdida de la biomasa y COS y puede ser compensado con programas de reforestación. Sin embargo el cambio del uso de suelo sobre el COS es pobremente cuantificado debido a la insuficiente calidad y representatividad de los datos.

El objetivo de este estudio fue medir la concentración de COS y otras variables indicadoras del nivel de fertilidad edáfica en una cronosecuencia de pastizales cultivados que fueron establecidos sobre plantaciones de cacao.

Materiales y métodos

La investigación se llevó a cabo en los ejidos Iquiuapa, Hermenegildo Galeana y Soyataco, en el Municipio de Jalpa de Méndez Tabasco, México; las comunidades se ubican en las Coordenadas geográficas 10°33' Norte y 93°45' Oeste. Se seleccionaron sitios cuyo uso de suelo anterior fue de cacaotal, y que actualmente presentan un uso de suelo diferente. Para elegir los sitios de muestreo, en una primera etapa se dirigió una encuesta a los productores, con el propósito de conocer el historial de manejo de sus cultivos, en particular el número de años desde que se realizó el cambio de uso. A partir de los resultados de la encuesta se determinó que el principal cambio de uso de suelo fue de cacao a

pastizal. Los años de cambio que fueron reportados por los agricultores, y se organizaron en una base de datos, estableciéndose los siguientes rangos: 1-5 años, 6-10 años y de 11-20 años; como tratamiento de referencia (control) se muestrearon cacaotales de 20-35 años de establecimiento. De acuerdo con el mapa de suelo presentado por Jiménez-Ramírez (2013), los suelos en la zona de estudio se reportan como Gleysoles. La segunda etapa del trabajo consistió en la recolección de muestras compuestas de suelos a partir de 10 sub-muestras por sitio, las cuales se tomaron a 30 cm de profundidad. Las muestras fueron secadas al aire y a la sombra, molidas en un mortero de porcelana y tamizadas a malla de 1 mm, para posteriormente determinar en laboratorio las variables edáficas que se mencionan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Métodos recomendados por la norma NOM-021-SEMARNAT-2000 para el análisis de Variables con fines de determinar fertilidad edáfica (SEMARNAT, 2002).

Variable	Método	Referencia
Carbono orgánico	Walkley y Black	Walkley y Black, 1934
Materia orgánica	Factor de conversión 1.724 a partir del CO	
CIC y BI (Na, K, Ca, Mg)	Extracción en Acetato de Amonio	Reeve y Sumner, 1971
N total	Semi-micro Kjeldahl	Bremmer, 1965
P total	Bray y Kurtz	Bray y Kurtz, 1945
K soluble	Espectrofotometría de emisión atómica	Chapman, 1965

Los datos recabados fueron analizados a través de análisis de varianzas y pruebas de comparación de medias de Duncan, a través del paquete estadístico SAS para Windows versión 6.12 (SAS Institute, 1999).

Resultados y discusión

No se observaron diferencias estadísticas en los contenidos de COS en ninguno de los tratamientos; se presentan algunas tendencias que sugieren niveles de COS más altos en los pastizales de 1-5 años y 6-10 años respectivamente, inclusive por encima de los niveles registrados en el SAFC de 20-35 años de establecimiento; aunque esos niveles de almacenamiento disminuyen en los pastizales de 11-20 años (Cuadro 2).

Según Yang *et al.* (2015) es difícil detectar cambios estadísticamente significativos en los stock de COS en el corto plazo, debido al gran tamaño de los pooles, lento *turnover* y su enorme heterogeneidad espacial.

Otras investigaciones han documentado que bajo ciertas condiciones, al cambiar las tierras de cultivo en pastizales, se puede lograr un aumento en los stocks de COS de alrededor del 26% (Don *et al.*, 2011).

Cuadro 2. Comparativo de las variables indicadoras de la tasa de mineralización y conservación de los stocks de COS, MOS y macronutrientes entre los usos de suelo Pastizal y SAFC.

Uso	Edad (Años)	COS		MO	N	P (mg kg ⁻¹)	K	C/N
		-----	(%)					
Pastizal	1-5	1.97		3.27	1447	394ab	2243ab	13.6
Pastizal	6-10	1.90		3.33	1633	324 b	2363 a	11.6
Pastizal	11-20	1.40		2.37	1512	441ab	1990 b	9.3
SAFC	20-35	1.63		2.83	1633	511 a	2348 a	10.0
	CV	36.7		35.8	12.6	20.14	6.7	24.2
	Pr > F	0.85		0.85	0.59	0.14	0.07	0.72

Al respecto, Sánchez-Hernández *et al.* (2011) señalaron que bajo condiciones del trópico húmedo, uno de los usos de suelo que mayor cantidad de COS acumulan es el pastizal; mientras que el cacao, arroz y caña de azúcar son los que menor cantidad registran.

Johnson *et al.* (2007) realizaron un estudio en el que revelaron que la cantidad de CO que se puede almacenar en el suelo está en función a la cantidad de MO que ingresa al sistema edáfico, así como la velocidad de descomposición con la que se degradan cada uno de los componentes de dicha biomasa, destacando que el componente que menos se descompone son las raíces de las gramíneas, debido a la gran cantidad de compuestos recalcitrantes que estas presentan; justo a eso se atribuye que los pastizales de 1-5 y de 6-10 años respectivamente, acumulen una mayor cantidad de biomasa resistente a la degradación, ya que esta proviene de la acumulación de raíces en la capa muestreada de 0-30 cm.

Según Goodrick *et al.* (2015), algunos agroecosistemas tropicales acumulan el COS lentamente debido a los mayores contenidos de nitrógeno (N), entendiéndose que esta mayor concentración de N reduce la relación C/N, lo que acelera los procesos de mineralización, y en consecuencia hay una mayor descomposición de la MOS. Aun cuando en esta investigación no se observaron diferencias estadísticas significativas, según los resultados, los valores más altos de dicha relación C/N se registraron en los pastizales de 1-5 y de 6-10 años respectivamente. La relación C/N más baja se observó en el pastizal de 11-20, debido principalmente a una menor cantidad de COS. Al respecto, Huang *et al.* (2010) mencionaron que con el paso de los años, los pastizales pierden su vocación para acumular COS debido a una baja en la productividad del sistema, sobre todo por una creciente degradación de sus propiedades, motivada por el sobrepastoreo y el tipo de pasto establecido.

Saj *et al.* (2013) indicaron que 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.

No obstante que el suelo del pastizal representa un almacén similar o ligeramente mayor en cuanto a la capacidad de almacenamiento con respecto al SAFC; es importante señalar que este último cuentan con una importante masa arbórea, la cual está constituida tanto por los árboles de sombra como por los propios árboles de cacao, que los pastizales no presentan, salvo aquellos pastizales que intercalan algunos árboles para sombra o cercos vivos, sin embargo la biomasa de dichos árboles, es menor que el SAFC. Por lo tanto, si se consideran todos los compartimentos del sistema, el SAFC superaría al pastizal en su capacidad de almacenamiento de C.

Algunas investigaciones recientes han documentado los efectos que los SAFC tienen sobre los indicadores de fertilidad del suelo; se sabe que propiedades físicas y químicas son afectados favorablemente en la capa superficial de 0-20 cm, debido a que pueden mantener importantes cantidades de C orgánico, 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).

De acuerdo con los resultados obtenidos en la presente investigación, la mayor cantidad de COS que se registró en los pastizales de reciente establecimiento favoreció otras variables indicadoras, mismas que se presentan en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Comparativo de las variables CIC y bases intercambiables entre los usos de suelo Pastizal y SAFC.

Uso	Edad (Años)	CIC	Na	K	Ca	Mg
		Cmol ⁽⁺⁾ kg ⁻¹				
Pastizal	1-5	23.7 ab	99.4 a	115	3922	2051
Pastizal	6-10	27.0 ab	86.7 ab	129	4467	1700
Pastizal	11-20	21.0 b	52.9 b	112	3183	2599
SAFC	20-35	27.3 a	50.8 b	108	3588	2291
	CV	11.9	24.5	19.5	13.9	16.4
	Pr > F	0.11	0.03	0.70	0.10	0.09

La CIC de los suelos fue mayor en el SAFC, seguido de los pastizales de reciente establecimiento. Al respecto Liang *et al.* (2005) explicaron que independientemente de la cantidad del COS, la velocidad de descomposición de la MOS regula muchos procesos biogeoquímicos, específicamente los ciclos y retención de nutrientes; indicaron que el carbono mayormente oxidado producto de la mineralización, incrementa los compuestos aromáticos, los cuales no pueden ser adsorbidos en las superficies de los minerales, lo que provoca en el suelo, una mayor área superficial específica, que se refleja en una mayor CIC, tal a como sucedió en el presente trabajo. Según el análisis de correlación realizado, entre las variables COS y CIC, el nivel de correlación fue de 0.65 ($r = 0.02$); aunque el incremento de dicha CIC no reflejó diferencias estadísticamente significativas sobre las bases intercambiables. El análisis estadístico mostró correlaciones entre algunas variables, específicamente entre las variables CIC y K (0.81; $r = 0.001^{**}$), Ca y K (0.68; $r = 0.01^*$), así como Mg y Ca (-0.90; $r = <0.0001^{**}$).

Conclusiones

El cambio de uso de suelo de SAFC a pastizal no representó una pérdida en la cantidad de C almacenado en el suelo durante los primeros 10 años de establecimiento; inclusive los pastizales recientemente establecidos (1-5 años; 6-10 años) registraron una tendencia a acumular más COS con respecto al sistema agroforestal cacao (SAFC) con 20-35 años de edad. Sin embargo, los suelos de pastizales más viejos (11-20 años) pierden su capacidad de almacenamiento, probablemente ocasionado por una baja en la producción de biomasa, debido a la degradación que se pueden registrar sobre los niveles de fertilidad, situación que otros autores han documentado, y que han relacionado con afectaciones a las propiedades físicas y químicas por el sobrepastoreo y tipo de pasto cultivado.

La mayor concentración de COS que los pastizales pueden registrar puede ser atribuida a una mayor cantidad de raíces en la capa de 0-30 cm con respecto al SAFC. Si se toma en cuenta que el tejido de las raíces es más resistente a la degradación, la biomasa presente en el suelo del pastizal tiene un periodo de descomposición más largo y más lento con respecto a la biomasa presente en el suelo del SAFC. En el SAFC se registró una mayor cantidad de N, que ocasionó una ligera reducción en la relación C/N, lo que beneficia a una mayor tasa de mineralización de MOS, que reduce la durabilidad del COS, evita su acumulación en el suelo, favoreciendo al incremento de la CIC.

Bibliografía

- 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.
- 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:* Villanueva-Jiménez J.A. y R Jarquín-Gálvez (Coord.). Agricultura sostenible. Armonía entre el hombre y la naturaleza. Primera edición. Universidad de Aguascalientes. Aguascalientes, México. pp 187-121.

- Bray, R.H. and L.T. Kurtz. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59:39-45.
- Bremner, J. M. 1965. Total nitrogen. *In: Black (Ed.). Methods for soil analysis. (Part 2.) American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. Agronomy 9. pp. 1149-1178.*
- Chapman, H. 1965. Cation exchange capacity. *In: Black, C.A., D.D. Evans, J.L. White, L.E. Ensminger and F.E. Clark (Eds.). Methods of soil analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. pp 891-901.*
- Díaz-José, O., J. Aguilar-Ávila, R. Rendón-Medel and V.H. Santoyo-Cortés. 2013. Current state of and perspectives on cocoa production in Mexico. *Ciencia e Investigación Agraria* 40(2):279-289.
- Don, A., J. Schumacher and A. Freibauer. 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. *Global Change Biology* 17(4):1658-1670.
- Foley, J.A., R. Defries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty and P.K. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570-574.
- Fuentes, P.C.A. 2015. Islas de calor urbano en Tampico, México: Impacto del microclima a la calidad del hábitat. *Nova Scientia* 13:495-515.
- Goodrick, I., P.N. Nelson, M. Banabas, C.M. Wurster and M.I. Bird. 2015. Soil carbon balance following conversion of grassland to oil palm. *GCB Bioenergy* 7:263-272 DOI: 10.1111/gcbb.12138.
- Huang, Y., W.J. Sun, W. Zhang and Y. Yu. 2010. Changes in soil organic carbon of terrestrial ecosystems in China: A mini-review. *Science China Life Science* 53:766-775 DOI: 10.1007/s11427-010-4022-4.
- Jiménez-Ramírez, R. 2013. Clasificación y caracterización de suelos de Tabasco con base en el enfoque geomorfopedológico. M. S. C. Tesis. Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco. H. Cárdenas Tabasco, México. 158 p.
- Johnson, J.M.F., N.W. Barbour and W.S. Lachnicht. 2007. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition. *Soil Science Society American Journal* 71:155-162 DOI:10.2136/sssaj2005.0419.
- Liang, B., J. Lehmann, D. Solomon, J. Kinyangi, J. Grossman, B. O'Neill, J.O. Skjemstad, J. Thies, F.J. Luizao, J. Petersen and E.G. Neves. 2005. Black carbon increases cation Exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal* 70:1719-1730.
- Pielke, R.A., G. Marland, R.A. Betts, T.N. Chase, J.L. Eastman, J.O. Niles and S.W. Running. 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 360(1797):1705-1719.
- Ramos-Reyes, R., R. Sánchez-Hernández, L.M. Gama-Campillo. 2016. Análisis de cambios de uso del suelo en el municipio costero de Comalcalco, Tabasco, México. 2016. *Ecosistemas y Recursos* 3(7): 32-39
- Reeve, N. and M.E. Sumner. 1971. Cation exchange capacity and exchangeable aluminum in Natal Oxisols. *Soil Science Society of America, Proceedings* 35:38-42
- 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.
- Sánchez-Hernández, R., R. Ramos-Reyes, V. Geissen, J.D. Mendoza-Palacios, E. de la Cruz-Lázaro, E. Salcedo-Pérez y D.J. Palma-López. 2011. Contenido de carbono en suelos con diferentes usos agropecuarios en el trópico mexicano. *Terra Latinoamericana* 29(2):211-219.
- SAS Institute. 1999. SAS/STAT. Guide for personal computer. Ver. 6.12. Statistical Analysis System, 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 adaptation Strategies for Global Change* 20:1175-1190.
- SEMARNAT. 2002. NOM-021-SEMARNAT-2000 Norma Oficial Mexicana, Especificaciones de Fertilidad, Salinidad y Clasificación de Suelos, Estudio, Muestreo y Análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 85 p. <http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3335/1/nom-021-semarnat-2000.pdf> (Consulta: enero 13, 2015).
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.
- Yang, Y., J. Ch., L. Chen, J. Ding, X. Cheng and D. Robinson. 2015. Edaphic rather than climatic controls over C enrichment between soil and vegetation in alpine grasslands on the Tibetan Plateau. *Functional Ecology* DOI:10.1111/1365-2435.12393.

5.17 Productividad primaria bruta en ecosistemas sonorenses

Vega-Puga Masuly¹; Garatuza-Payán Jaime¹; Yépez Enrico A.¹; Sánchez-Carrillo Salvador²; Watts Christopher J.³ y Rodríguez Julio C.⁴

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.

²Museo Nacional de Ciencias Naturales. Calle de José Gutiérrez Abascal 2, CP 28006, Madrid, España.

³Departamento de Física, Universidad de Sonora. Blvd. Luis Encinas y Rosales S/N, Col. Centro, Hermosillo, Sonora.

⁴Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora. Carretera Bahía Kino km 21, Apdo. Postal 305, Hermosillo, Sonora.
Autor para correspondencia: mazuly_88@hotmail.com

Resumen

La productividad primaria bruta (PPB) es un parámetro utilizado para indicar la funcionalidad de la vegetación. Su estimación a diversas escalas, es fundamental para lograr un conocimiento sobre almacenamiento de carbono, generación de biomasa y ciclado de nutrientes. LUE (Eficiencia de Uso de Luz) en los ecosistemas explica de manera apropiada los cambios en la PPB, ya que este parámetro representa la cantidad de biomasa producida por unidad de energía recibida en la vegetación e integra todos los procesos fotosintéticos y respiratorios, por lo que se han desarrollado y calibrado modelos de LUE para la estimación de PPB. En este trabajo se utilizó información de sistemas de covarianza de vórtices (EC) para estimar PPB de tres ecosistemas de Sonora: un bosque de encino (BE), un matorral subtropical (MS) y una selva baja caducifolia (SBC). Se desarrollaron modelos empíricos de LUE para el escalamiento de PPB con imágenes satelitales de MODIS. Las estimaciones promedio de PPB que presentaron los ecosistemas fue de 5.26, 1.46 y 2.49 g C MJ m⁻² por año en BE, MS y SBC, respectivamente. Los mapas generados a partir de los modelos empíricos de LUE, nos muestran la dinámica espacial y temporal de PPB para una extensión del 27% de área total del estado, obteniendo la mayor actividad en el mes de agosto.

Palabras clave: captura de carbono, ecosistemas estacionales, modelo de LUE, PPB.

Abstract

PPB is a parameter used to indicate the vegetation function. The estimation of PPB at different scales is essential to achieve knowledge of carbon storage, biomass production and nutrient cycling. LUE in ecosystems explains changes in PPB, because this parameter represents the amount of biomass produced per unit of energy received in vegetation and integrates all photosynthetic and respiratory processes allowing the development of LUE models and calibrated models to estimate PPB. In this study, an eddy covariance system (EC) was used to estimate PPB in three ecosystems of Sonora: bosque de encino (BE), matorral subtropical (MS) y selva baja caducifolia (SBC). We developed an empiric LUE model to scale PPB at ecosystem level coupled with MODIS satellite images. Mean PPB estimates were 4.21, 0.93 and 2.39 g C MJ⁻¹ m⁻² d⁻¹ for BE, MS and SBC, respectively. PPB maps for the three ecosystems were generated, accounting for 27% of the state, obtaining productivity increased activity in August.

Key words: carbon sequestration, seasonal ecosystems, LUE model, PPB.

Introducción

La fijación de CO₂ por medio de la fotosíntesis es uno de los principales procesos en los ecosistemas terrestres, el cual ha sido objeto de muchos estudios (Rosenzweig, 1968), ya que constituye parte fundamental en el ciclo del carbono (He *et al.*, 2014), permitiendo así estimar múltiples aspectos de los ecosistemas tales como almacenamiento de carbono, generación de biomasa, ciclo de nutrientes, entre otros. Todos estos procesos benefician al ser humano, ya sea con el consumo directo de la biomasa, la generación de productos nuevos o la remoción de CO₂ atmosférico.

La PPB es el integrado de la fotosíntesis de todas las hojas en un determinado espacio o bioma, dicho parámetro nos permite conocer la dinámica de fijación de CO₂ a nivel ecosistémico, por ello su estimación es fundamental. Recientemente, se cuenta con torres micrometeorológicas que tienen el sistema de covarianza de vórtices, realizando mediciones continuas de flujo materia y energía en diferentes biomas en la región de noroeste de México, lo cual permite estimar NEE (Intercambio Neto del Ecosistema), parámetro definido convencionalmente como el flujo neto de dióxido de carbono del ecosistema a la atmósfera y, consecuentemente, la PPB (Running *et al.*, 2000). Una alternativa para la estimación de la variación espacial de la PPB está basada en la aplicación de modelos de LUE, ya que este representa la cantidad de biomasa producida por unidad de energía recibida en la vegetación e integra todos los procesos fotosintéticos y respiratorios (Turner *et al.*, 2003).

El objetivo del presente estudio es estimar PPB en tres diferentes ecosistemas semiáridos, mediante el uso de un modelo matemático de LUE generado a partir de mediciones de terreno y datos de sensores remotos para la definición del potencial de captura de CO₂ atmosférico y variabilidad espacial.

Materiales y métodos

Sitios de estudio

En el Estado de Sonora se tienen tres ecosistemas instrumentados para el monitoreo de variables climáticas y de flujos de carbono (Figura 1), los cuales representan alrededor del 27% del área total del Estado; en las coordenadas 29.962 N, -110.460 O, se cuenta con un sistema de covarianza de vórtices (EC) (Baldocchi, 2003) en bosque encino (BE) con elevación de 1310 m s.n.m. Predominan en la vegetación encinos (*Quercus chihuahuensis*, *Quercus ilex*, *Quercus oblongifolia*) y en temporadas de lluvia se presentan epífitas, trepadoras y pastos nativos. Está situado en una región montañosa de origen ígneo.

Dentro de un matorral subtropical (MS) en las coordenadas 29.740 N, -110.536 O se encuentra otro de los sitios, en los límites del municipio de Rayón, a una elevación de 632 m s.n.m., con una vegetación predominada por mimosas (*Mimosa distachya*, *Mimosa monancistra*), palo verdes (*Parkinsonia florida*), acacias (*Acacia cochliacantha*) y pastos endémicos. El tercer sitio está situado en una selva baja caducifolia (SBC) en los límites del municipio de Tesopaco, en las coordenadas 27.844 N, -109.2977 O, a una elevación de 446 m s.n.m. Se presentan vegetación como torotes (*Bursera spp.*), navio (*Conzattia sericea*), palo de brasil (*Haematoxylum brasiletto* Karst), palo santo (*Bulnesia Sarmientoi*). Presenta suelos del tipo cambisol y litosol.

Los sitios están instrumentados con meteorología básica como se menciona en el trabajo de Méndez-Barroso *et al.* (2014). El sistema de EC está compuesto por un anemómetro y un analizador de gases que mide concentraciones de CO₂ y H₂O (Baldocchi, 2003).

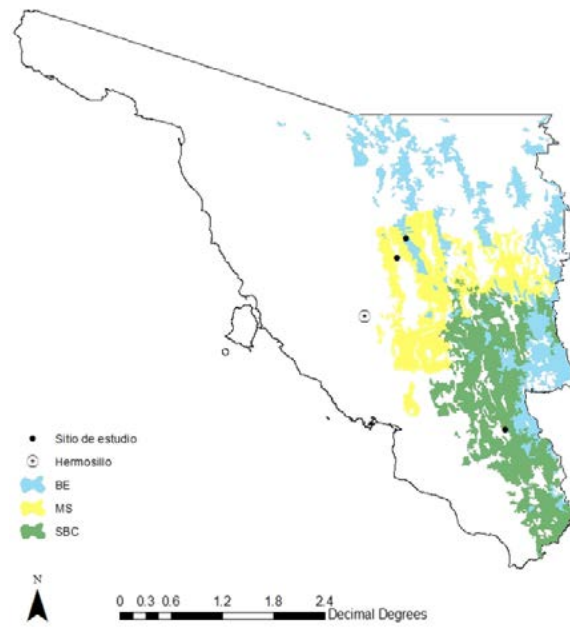


Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de estudio en del Estado de Sonora, México.

Procesamiento de datos Datos

Los sistemas de EC miden NEE, por lo que se utilizó una herramienta en línea (<http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/>) para tener PPB. Esta herramienta realiza la partición de NEE en PPB y respiración ecosistémica (Reco).

Para su posterior análisis, se procedió a calcular el día tipo de cada mes, con la finalidad de contar con un día completo representativo de cada mes del año de las variables de flujo de carbono y ambientales.

El LUE medido en cada sitio (LUE_{EC} , $g C MJ^{-1}$) se determinó a partir de la ecuación 1, PPB en $g C m^{-2} d^{-1}$ es el resultado de la partición de NEE ($NEE = PPB + Reco$), mientras que APAR (radiación fotosintéticamente activa absorbida, MJ) se obtuvo con la ecuación 2, PAR (radiación fotosintéticamente activa) es el 47% de la Radiación Solar medida en sitio en MJ, que representa la porción del espectro electromagnético del cual puede hacer uso la vegetación para llevar a cabo el proceso de fotosíntesis. Para $fPAR$ (fracción de radiación fotosintéticamente activa), se utilizó el producto MOD15A2 de MODIS, con una resolución temporal de cada 8 d y espacial de 250 m, la resolución temporal fue promediada en valores mensuales.

$$LUE_{EC} = \frac{PPB}{APAR} \quad (1)$$

$$APAR = PAR * fPAR \quad (2)$$

Modelos empíricos

Se realizaron regresiones de LUE_{EC} con el Índice de vegetación Normalizado (NDVI) para el desarrollo de modelos empíricos: NDVI se utilizó ya que es un parámetro reportado en literatura (Yebra *et al.*, 2015) que ha presentado una relación con la PPB. NDVI fue obtenido del producto MOD13Q1 de MODIS/Terra, cada 16 d, con una resolución espacial de 250 m, se utilizaron dos años de la serie de tiempo de cada sitio de estudio para el desarrollo de los modelos empíricos de LUE (2012 y 2014 en BE, 2011 y 2013 en MS y 2005 y 2006 en SBC) y los otros dos años para su validación en el

caso de BE y MS, en cuanto a SBC solo un año (2011 y 2013 en BE, 2012 y 2014 en MS y 2007 en SBC).

Escalamiento de PPB con modelos de LUE

El modelo de regresión de LUE fue utilizado, junto con mapas de NDVI de los tres ecosistemas para generar mapas de LUE. Posteriormente, utilizando la ecuación 3, se procedió a generar mapas de PPB para los tres ecosistemas en todo el estado.

$$PPB = LUE \times APAR \quad (3)$$

En este caso, para APAR se utilizó la Radiación Solar (Rs) de los productos mensuales de North America Land Data Assimilation System (NLDAS), con una resolución espacial de 12 km. Los datos se importaron en el programa Arc Map y posteriormente se procesaron y se redefinió la resolución espacial de 12 km a 250 m, al igual que los mapas de LUE. El mapa de fPAR se obtuvo de la ecuación 4.

$$fPAR = 0.025 + 1.25 \times NDVI \quad (4)$$

Al igual que los mapas de LUE se utilizaron las imágenes satelitales de NDVI de MODIS (MOD13Q1) cada 16 d, con una resolución espacial de 250 m y también fueron promediadas mensualmente.

Resultados

El LUE estimado con EC (LUE_{EC}) en BE presentó valores entre 0.12 y 4.09 g C MJ⁻¹, en cuanto al sitio de MS los valores van de 0.001 a 0.87 g C MJ⁻¹ mientras que en SBC se presentó un rango de 0.01 a 0.93 g C MJ⁻¹, como se muestra en el panel a) de las Figuras 2, 3 y 4. La PPB con EC tuvo valores máximos de 21.34, 5.84 y 9.44 g C m⁻² d⁻¹, para BE, MS y SBC respectivamente y valores mínimos de 0.44, 0.003 y 0.12 g C m⁻² d⁻¹, mientras que en el caso de PPB con el modelo empírico los valores se encuentran para BE de 13.28 a 0.84, en MS de 4.20 a 0.07 y para SBC valores de 9.30 a -0.19 g C m⁻² d⁻¹.

El comportamiento temporal de este variable se muestra en el panel b de las Figuras 2, 3 y 4.

La correlación entre LUE observado (LUE_{EC}) y LUE estimado se presenta en el panel c de las mismas figuras, así mismo en el panel d se muestra la correlación de PPB observado (PPB_{EC}) y lo estimado (PPB_{LUE}).

Con la combinación del modelo empírico e imágenes satelitales se puede explicar alrededor del 47, 57 y 86% de la variabilidad espacial y temporal (durante todo el año 2014) de PPB (Figura 5).

El potencial de captura carbono total de los tres ecosistemas de estudio (área total de 47 923 km²) durante el año 2014 fue 50.03 Tg; en el mes de mayo se presentaron los valores más bajos en los tres ecosistemas, dando una suma total de 1.43 Tg, por otra parte en agosto se presentaron los valores más altos presentando un total de los tres sitios de 11.77 Tg.

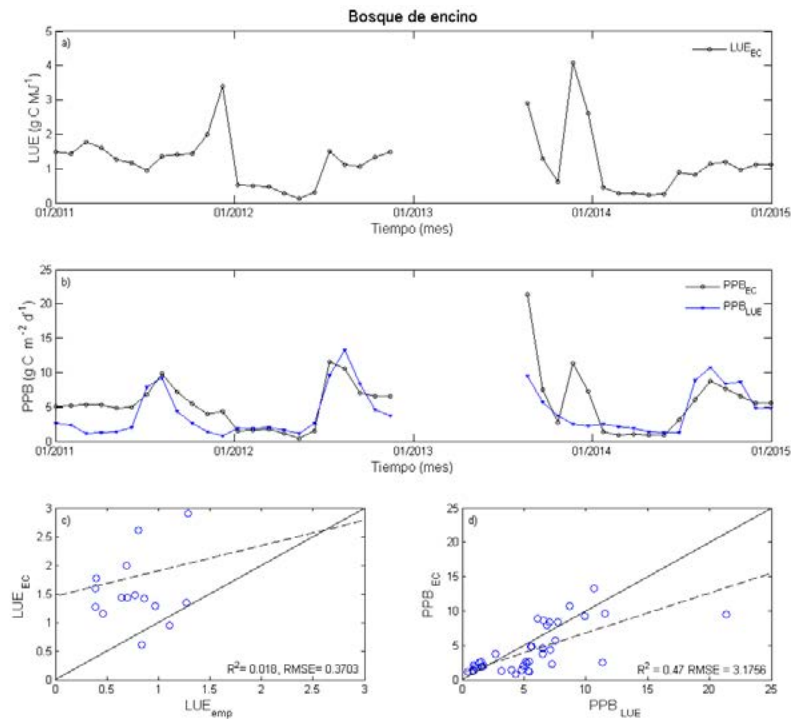


Figura 2. a) Promedios mensual de LUE_{EC} , b) comparación de promedios mensuales de PPB_{EC} y PPB_{LUE} , c) y d) correlación entre la medición de sitio (LUE_{EC} , PPB_{EC}) y lo estimado con el modelo empírico (LUE_{emp} , PPB_{LUE}), esto en el sitio de BE durante el periodo de tiempo de 2011 a 2014. En el caso del c) solo se presenta el año de validación (2011 y 2013).

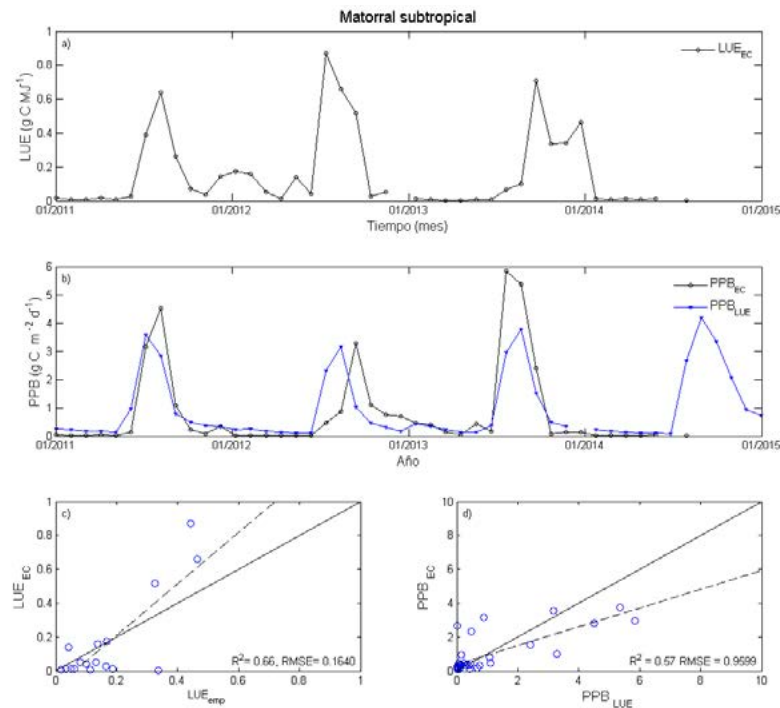


Figura 3. a) Promedios mensual de LUE_{EC} , b) comparación de promedios mensuales de PPB_{EC} y PPB_{LUE} , c) y d) correlación entre la medición de sitio (LUE_{EC} , PPB_{EC}) y lo estimado con el modelo empírico (LUE_{emp} , PPB_{LUE}), esto en el sitio de MS durante el periodo de tiempo de 2011 a 2014. En el caso del c) solo se presenta el año de validación (2012 y 2014).

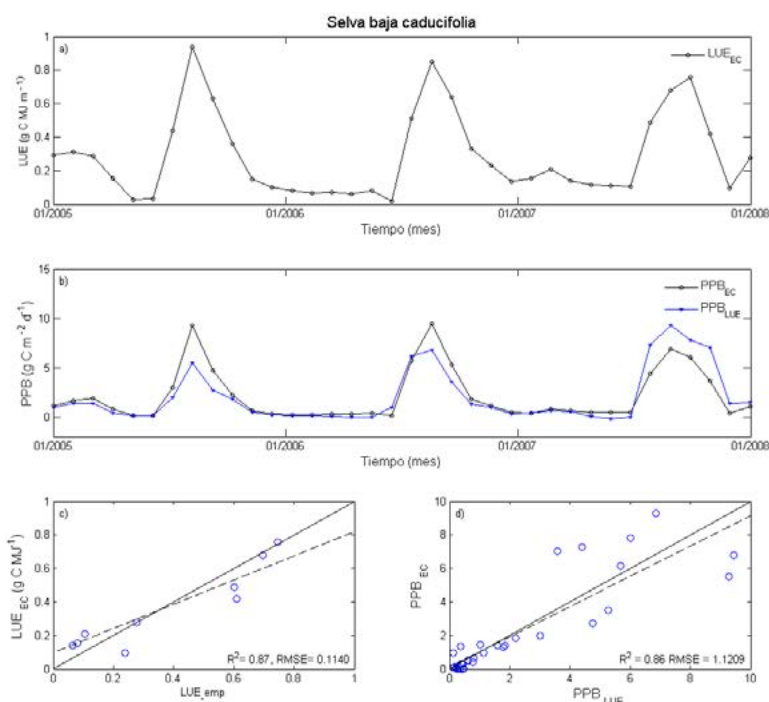


Figura 4. a) Promedios mensual de LUE_{EC} , b) comparación de promedios mensuales de PPB_{EC} y PPB_{LUE} , c) y d) correlación entre la medición de sitio (LUE_{EC} , PPB_{EC}) y lo estimado con el modelo empírico (LUE_{emp} , PPB_{LUE}), esto en el sitio de SBC durante el periodo de tiempo de 2005 a 2007. En el caso del c) solo se presenta el año de validación (2007).

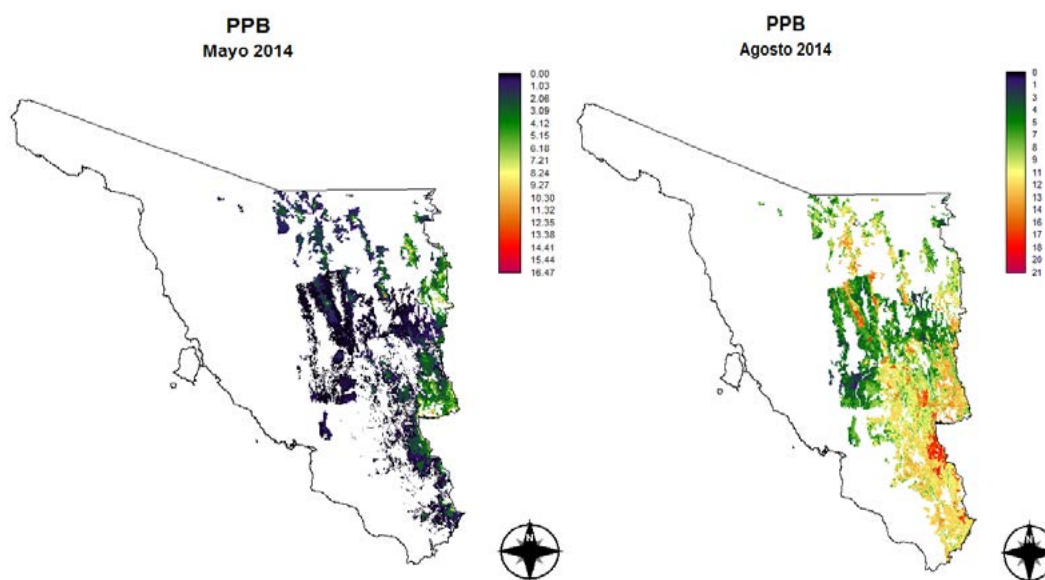


Figura 5. Distribución de PPB promedio durante los meses de mayo y agosto del año 2014, en los ecosistemas BE, MS y SBC del estado de Sonora, en g C m⁻² d⁻¹.

Discusión

Los sitios de estudio, son ecosistemas estacionales influenciados por el monzón de Norte América, periodo donde se presentan las precipitaciones en la región (Méndez-Barroso *et al.*, 2014), por lo cual se observa la mayor actividad en los meses de julio, agosto, septiembre y parte de octubre.

Los valores observados para LUE, son valores que se encuentran en el rango de ecosistemas similares reportado por la literatura (Gower *et al.*, 1999; Xiao *et al.*, 2005; He *et al.*, 2013). Para el caso de PPB, sus valores observados y estimados son comparables con los reportados por Murray-Tartarolo *et al.* (2015), quienes encontraron valores de 6.02, 1.6 y 3.28 g C m⁻² d⁻¹ en bosque de hoja ancha, matorral y bosque caducifolio, respectivamente, mientras que en el presente estudio se presentaron valores de 5.26, 1.46 y 2.49 en BE, MS y SBC.

Finalmente de acuerdo a los estudios estadísticos se puede explicar en BE el 47% de la PPB, en el sitio de MS se explica el 57% aproximadamente y para SBC un 86%, con la utilización de imágenes satelitales de NDVI para el escalamiento de LUE y posterior estimación de PPB. Siendo el NDVI uno de los parámetros más comunes en los sensores remotos satelitales, y con el que se cuenta en periodos amplios de tiempo para la región, lo hace una variable adecuada para la estimación de LUE y la posterior estimación de PPB a escalas regionales o nacionales (Yebra *et al.*, 2015).

Conclusiones

Dadas las condiciones actuales de la información de la región de estudio esta información es fundamental para la caracterización de los ecosistemas de estudio en cuanto a su capacidad de captura de CO₂ atmosférico y otros procesos de transferencia del mismo. Utilizando datos de sensores remotos (NDVI) fue posible generar mapas de PPB para los tres ecosistemas en todo el estado de Sonora, los cuales cubren un 27% de la superficie del estado. Se puede estimar el potencial de captura de carbono, de acuerdo al modelo de LUE, mediciones de terreno y sensores remotos.

Bibliografía

- 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.
- Gower, S.T., C.J. Kucharik and J.M. Norman. 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, f APAR, and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 70:29-51.
- He, M., W. Jua, Y. Zhoua, H. Chena, H. Hed, S. Wangd, H. Wangd, D. Guane, J. Yanf, Y. Lig, Y. Haoh and F. Zhaod. 2013. Development of a two-leaf light use efficiency model for improving the calculation of terrestrial gross primary productivity. *Agricultural and Forest Meteorology* 173:28-39.
- Méndez-Barroso, L.A., E.R. Vivoni, A. Robles-Morúa, G. Mascaro, E. Yépez, J.C. Rodríguez, C. Watts, J. Garatuzza-Payán and J.A. Saíz-Hernández. 2014. A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in Northwest Mexico. *Water Resources Research* 50:3229-3252.
- Murray-Tartarolo, G., P. Friedlingstein, S. Sitch, V. J. Jaramillo, F. Murguía-Flores, A. Anav, Y. Li, A. Arnet, A. Arvanitis, A. Harper, A. Jain, E. Kato, C. Koven, B. Poulter, B.D. Stocker, A. Wiltshire, S. Zaehle and N. Zeng. 2015. The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences* 13:12501-12541.
- Rosenzweig, M.L. 1968. Net primary productivity of terrestrial communities: prediction from climatological data. *American Naturalist* 102:67-74.
- Running, S.R., P.E. Thornton, R. Nemani and J.M. Glassy. 2000. Global terrestrial gross and net primary productivity from the Earth. *Observing System, Methods in Ecosystem Science*. Springer, New York. pp 45-56.
- Turner, D.P., W.D. Ritts, W.D. Cohen, S.T. Gower, Zhao, S.W. Running, S.C. Wofsy, S. Urbanski, A.L. Dunn and J.W. Munger. 2003. Scaling, Gross Primary Production (GPP) over boreal and deciduous forest landscapes in support of MODIS GPP product validation. *Remote Sensing of Environment* 88:256-270.
- Yebra, M., A.I. Van Dijk, R. Leuning and J.P. Guerschman. 2015. Global vegetation gross primary production estimation using satellite-derived light-use efficiency and canopy conductance. *Remote Sensing of Environment* 163:206-216.
- Xiao, X.M., D. Hollinger, J. Aber, M. Goltz, E.A. Davidson, Q.Y. Zhang and B. Moore III. 2004. Satellite-based modeling of gross primary production in an evergreen needle leaf forest. *Remote Sensing of Environmen* 89:519-534.

5.18 Estimación de la captura de carbono *ex-ante* en plantaciones de manglar establecidas en la costa de Chiapas y sur de Oaxaca

Covaleda-Ocón Sara¹; Bejarano-Castillo Marylin¹ y Balderas-Torres Arturo²

¹Pronatura Sur. Franz Bloom 4, CP 29230, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

²Centro de Investigación y Proyectos en Ambiente y Desarrollo, CIPAD, A.C. Cd. Del Sol, CP 45050, Zapopan, Jalisco.

Autor para correspondencia: scovaleda@pronatura-sur.org

Resumen

La implementación de proyectos de carbono forestal es una forma de incentivar la valoración de los bosques en pie por parte de comunidades rurales que centran su actividad en las prácticas agrícolas y ganaderas, aunque su ejecución requiere el cumplimiento de los requisitos de calidad y transparencia contemplados en estándares internacionales. Los proyectos de forestación/reforestación (F/R) son los proyectos de carbono forestal más tradicionales, aunque la F/R de manglares implica retos propios y la experiencia a nivel internacional es escasa. Uno de los componentes básicos de este tipo de proyectos es la estimación de la captura de carbono *ex-ante* para conocer el número de créditos de carbono que, *a priori*, ofrecerá el proyecto. El proyecto Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático de Pronatura Sur A.C. pretende establecer plantaciones de mangle (especies: *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*) en 604 ha en la costa de Chiapas y sur de Oaxaca (154 ha fueron ya establecidas en 2014). Este proyecto busca ser validado por el *Gold Standard* y los cálculos de carbono *ex-ante* se llevaron a cabo siguiendo la metodología indicada en el documento Requisitos Forestación/Reforestación, versión 0.9. Los resultados obtenidos señalan que, en 30 años, bajo un enfoque conservador, el proyecto generaría 149 222 créditos de carbono. Las principales limitaciones encontradas al realizar estos cálculos fueron la ausencia de ecuaciones alométricas y de información regional de los factores necesarios para los cálculos, así como la falta de información sobre las tasas de crecimiento y mortalidad anual de las especies.

Palabras clave: proyecto de carbono, plantación de mangle, créditos de carbono.

Abstract

The implementation of forest carbon projects is a way of enhancing the valuation of standing forests by rural communities that focus their activities in agriculture and cattle ranching, but its implementation requires compliance with international standards. Afforestation/Reforestation (A/R) projects have long experience incorporating the carbon component, although the A/R of mangroves face its own challenges and international experience is limited. One fundamental step in these projects is the estimation of carbon *ex-ante* sequestration to calculate the number of carbon credits that, *a priori*, will generate the project. The Mangrove Corridor and Climate Change Initiative Project of Pronatura Sur aims to establish 604 ha of mangrove plantations (species: *R. mangle*, *L. racemosa*, *A. germinans*) on the coast of Chiapas and South Oaxaca (154 ha were established in 2014). This project seeks validation under the Gold Standard and carbon *ex-ante* calculations were carried out following the methodology outlined in the A/R Requirements document, version 0.9. The results show that in 30 years, under a conservative approach, the project would generate 149 222 carbon credits. The main limitations encountered in performing these calculations were the absence of regional allometric equations and conversion factors, and the lack of information on growth rates and annual mortality of the species used.



Key words: carbon project, mangrove plantation, carbon credits.

Introducción

Los proyectos de carbono forestal se han extendido en los últimos años, acompañados del crecimiento de los mercados voluntarios de carbono de los que ahora constituyen el 40 % del total de las transacciones totales (Hamrick y Goldstein, 2015). Los principales tipos de proyectos forestales son: proyectos de forestación/reforestación, proyectos REDD+ (Reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal) y proyectos IFM (manejo forestal sustentable, por sus siglas en inglés).

Los proyectos F/R son los primeros que empezaron a implementarse utilizando las metodologías desarrolladas por el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) del Protocolo de Kioto. Sin embargo, desde que se introdujo el concepto de REDD en las COP (Conferencias de las Partes) de la CMNUCC (Comisión Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático), principalmente a partir de la COP 13 en Bali (2007), comenzó la expansión de los nuevos tipos de proyecto. A pesar de la mayor experiencia generada en torno a los proyectos F/R, la plantación de manglares presenta retos propios, ya que es necesario asegurar las condiciones ambientales adecuadas para el desarrollo de las plantaciones (incluyendo rehabilitación hidrológica, remoción de suelo, evaluaciones de salinidad, hidroperiodo, etc.). Los estándares del mercado voluntario que incluyen este tipo de proyectos en sus metodologías son el VCS (*Verified Carbon Standard*), el *Gold Standard* y el Plan Vivo. Actualmente son escasos los proyectos F/R de manglares validados por un estándar internacional de carbono (existen cuatro en total).

Uno de los componentes básicos de este tipo de proyectos es el cálculo de los certificados de captura de CO₂ que ofrecerá el proyecto, para ello es necesario proyectar la captura de carbono de las plantaciones, estimar el carbono de la línea de base, otras emisiones y las posibles fugas que ocasione el proyecto. Estas estimaciones deben realizarse con la mejor información científica disponible, siendo lo más recomendable la utilización de información local o regional.

El objetivo de este trabajo fue calcular los créditos de carbono que podrían vender en el mercado voluntario de carbono las plantaciones de manglar establecidas en la costa de Chiapas y sur de Oaxaca por el proyecto Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático de Pronatura-Sur, tras su validación por el *Gold Standard*. Además, se plantean las principales limitaciones y los vacíos de información encontrados en este proceso.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Proyecto Iniciativa Corredor de Manglares y Cambio Climático pretende reforestar ecosistemas de manglar degradado y forestar humedales degradados en la costa de Chiapas y Sur de Oaxaca con el fin de recuperar o mejorar la conectividad de los ecosistemas de manglar a lo largo de la costa del Pacífico sur de México y mejorar los medios de vida locales por el incremento de la cobertura de manglar.

El proyecto cuenta actualmente con dos áreas de plantación ubicadas en el sistema lagunar Mar Muerto (La Cobacha, en el municipio de San Pedro Tapanatepec, en Oaxaca y El Pleito, en el municipio de Arriaga, en Chiapas) y pretende establecer en el año 2016, dos áreas nuevas: una en la Reserva de la Biósfera La Encrucijada y otra más en el sistema lagunar Mar Muerto. El corredor de manglares de la Costa de Chiapas y Sur de Oaxaca puede dividirse en varios estratos ecológicos en función de su precipitación media anual y evapotranspiración media anual (Bejarano *et al.*, 2015), según este trabajo, las áreas de plantación que formarán parte del proyecto se ubican en los estratos

denominados Húmedo/Ribera (zona de La Encrucijada) y Seco/Cuenca (zona del sistema lagunar Mar Muerto).

Plantaciones de manglar

Las especies utilizadas en cada área de plantación así como las densidades de plantación empleadas, proporción de especies utilizadas, año de plantación y superficie se presentan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Especies de mangle utilizadas en las plantaciones, densidad de plantación, proporción de especies, año de plantación y superficie

Áreas de plantación	Especies utilizadas	Densidad inicial (plantas/ha)	Proporción de especies (%)	Año de plantación	Superficie (ha)
La Encrucijada	<i>Rhizophora mangle</i>	5000	100	2016	250
La Cobacha	<i>Rhizophora mangle</i>	1000	20		
(Mar Muerto)	<i>Laguncularia racemosa</i>	2000	40	2014	109
	<i>Avicennia germinans</i>	2000	40		
El Pleito	<i>Rhizophora mangle</i>	1000	20	2014	45
(Mar Muerto)	<i>Laguncularia racemosa</i>	1000	20		
	<i>Avicennia germinans</i>	3000	60		
Nueva zona	<i>Rhizophora mangle</i>	1000	20	2016	200
(Mar Muerto)	<i>Laguncularia racemosa</i>	1000	20		
	<i>Avicennia germinans</i>	3000	60		

Cálculo de los créditos de carbono

El número de certificados de CO₂ se determina para cada año del periodo de acreditación, utilizando la ecuación 1 (Gold Standard Foundation, 2013).

$$\text{Certificados de CO}_2 = (\text{Fijación de CO}_2 \text{ en las plantaciones} - \text{Línea de base} - \text{Fugas} - \text{Otras emisiones}) * \text{Área de plantación} \quad (1)$$

Sumando el número de certificados generados cada año se obtiene el número total de certificados que el proyecto emitirá durante su periodo de acreditación, el cual será de 30 años.

El *Gold Standard* requiere que las estimaciones de captura de carbono en las plantaciones sigan un enfoque conservador con el fin de no sobre-estimar la fijación de CO₂ y no subestimar las emisiones asociadas a la línea de base y las fugas, por lo que es importante considerar también este punto en la selección de ecuaciones y factores de cálculo.

Fijación de CO₂ de las plantaciones

Para estimar la captura de carbono en las plantaciones el *Gold Standard Foundation* (2013) propone calcular el carbono de la biomasa aérea utilizando los factores: volumen del fuste, factor de expansión de biomasa y densidad de la madera. La biomasa subterránea debe calcularse a partir del dato de biomasa arbórea aérea y de la relación biomasa subterránea-aérea. Además, el estándar admite la utilización de ecuaciones alométricas para calcular la biomasa arbórea aérea (Technical Advisory Committee del Gold Standard, comunicación personal, 08 de octubre de 2015), por lo que se decidió utilizar esta última opción. En la selección de ecuaciones alométricas se tuvieron en cuenta los criterios de prelación propuestos por Kauffman y Donato (2012), estos autores recomiendan: (a) el uso de ecuaciones especie-específicas sobre ecuaciones generales; (b) el empleo de ecuaciones alométricas generadas para lugares cercanos y/o con condiciones ambientales similares a las del área de interés, (c) el uso de ecuaciones alométricas que incluyen como variable explicativa el diámetro del individuo, ya que su medición es más exacta que la de alturas, sobre todo en doseles densos (Fromard *et al.*, 1998).

La fijación de CO₂ estimada puede variar mucho en función de las ecuaciones seleccionadas para los cálculos, como ya fue indicado por Bejarano *et al.* (2014). Como ejemplo, en la Figura 1 se presentan estimaciones de biomasa para *R. mangle* utilizando distintas ecuaciones alométricas.

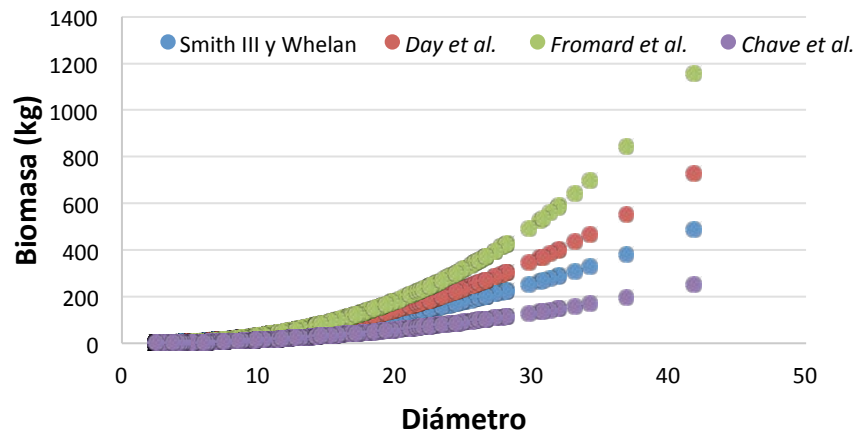


Figura 1. Estimaciones de biomasa utilizando diversas ecuaciones alométricas para *Rhizophora mangle*.

En la Figura 1 se observa que las ecuaciones más conservadoras son las especie-específicas generadas por Smith III y Whelan (2006) y la ecuación general de Chave *et al.* (2005). Por su parte, la ecuación de Day *et al.* (1987) arroja valores intermedios en las estimaciones. En este caso, es recomendable utilizar ecuaciones que arrojen valores conservadores y que, a su vez, se aproximen a los criterios de prelación seleccionados.

Las ecuaciones seleccionadas fueron: Day *et al.* (1987) para el estrato húmedo y la Smith III y Whelan (2006) para el estrato seco. Estas ecuaciones también fueron utilizadas por Bejarano *et al.* (2015) para calcular el carbono de la biomasa aérea en los estratos climáticos húmedo y seco, respectivamente, del Corredor de Manglares. En el Cuadro 2 se presentan las ecuaciones utilizadas para cada especie y área del proyecto.

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas utilizadas para el cálculo de la biomasa aérea en cada unidad de modelaje.

Estrato	Área de proyecto	Especie	Ecuación alométrica
Húmedo/Ribera	La Encrucijada	<i>R. mangle</i>	$\ln BAA = -1.5605 + 2.5072 * \ln DAP$
Seco/Cuenca	La Cobacha,	<i>R. mangle</i>	$\text{Log}_{10} BAA = 1.731 * \log_{10} DAP - 0.112$
	El Pleito	<i>L. racemosa</i>	$\text{Log}_{10} BAA = 1.930 * \log_{10} DAP - 0.441$
	Nueva área	<i>A. germinans</i>	$\text{Log}_{10} BAA = 1.934 * \log_{10} DAP - 0.395$

BAA: biomasa arbórea aérea (kg); DAP: diámetro a la altura del pecho (cm).

Debido a que no se han encontrado reportados factores biomasa subterránea-aérea regionales o nacionales para manglares, se utilizaron los propuestos por el IPCC (2013): 0.49 para zona tropical húmeda (utilizado para el área de La Encrucijada) y 0.29 para zona tropical seca (utilizado para las áreas de plantación ubicadas en el sistema lagunar Mar Muerto).

En cuanto al carbono edáfico, según la Guía para Manglares del Gold Standard, en los proyectos de plantación de manglar se puede incluir la captura de 1.8 tCO₂ ha⁻¹ año⁻¹ de carbono edáfico durante 20 años (dato procedente de la Metodología AR-AM0014 v2.0 del MDL).

Por último, el Gold Standard establece la utilización de los factores: (a) 0.5 como fracción de carbono para la biomasa arbórea, (b) 0.4 como fracción de carbono para la biomasa no arbórea y (c) 44/12 para convertir C a CO₂.

Modelo de crecimiento de las plantaciones

El modelo de crecimiento de las plantaciones se basó en la estimación de los incrementos de biomasa aérea a partir del incremento diamétrico medio anual (IDA) y la tasa de mortalidad. Sin embargo, actualmente no se cuenta con datos de crecimiento diamétrico para la zona y tampoco a nivel nacional. Un problema adicional es que, en general, los manglares o carecen de anillos de crecimiento o estos no se relacionan con la edad de los árboles (Fromard *et al.*, 1998). Por ello, la estimación de los IDA para cada especie y estrato ecológico se realizó considerando, como primera aproximación, que los incrementos diamétricos son constantes a lo largo de la vida del proyecto y que, a los 30 años, las plantaciones alcanzarán el diámetro promedio encontrado en los bosques maduros en la región (Bejarano *et al.*, 2015) menos el error estándar (enfoque conservador). Los IDA utilizados fueron: a) Estrato Húmedo/Ribera: 0.42 cm/año (*R. mangle*) y b) Estrato Seco/Cuenca: 0.21 cm/año (*R. mangle*), 0.24 cm/año (*L. racemosa*) y 0.29 cm/año (*A. germinans*).

Adicionalmente se llevó a cabo una revisión bibliográfica de IDA reportados para estas especies (Chen y Twilley, 1998; Menezes *et al.*, 2003; Bosire *et al.*, 2008). Los valores encontrados fueron, en general, mayores a los estimados, lo que asegura un enfoque conservador. Únicamente el IDA reportado por Chen y Twilley (1998) para *R. mangle* en los *Everglades* (Florida) es inferior al calculado, sin embargo, un incremento de 0.2 cm/año para *R. mangle* no se considera realista en La Encrucijada, donde esta especie encuentra condiciones de desarrollo óptimas.

La mortalidad total fue calculada a partir de la densidad inicial de las plantaciones y la densidad final de individuos encontrada en los bosques maduros (Bejarano *et al.*, 2015), a la que se le restó el error estándar (enfoque conservador). La tasa anual de mortalidad fue estimada utilizando la información de la sobrevivencia de las plantaciones tras 1 año (datos del monitoreo de las plantaciones) y tomando como supuesto que la mortalidad ocurre durante los primeros 5 años de la plantación, este mismo supuesto fue utilizado por Agresta (2014) en las estimaciones de carbono *ex-ante* en reforestaciones de manglar en Senegal.

Línea de base

Según los requerimientos del Gold Standard, es necesario dividir en estratos la vegetación de la línea de base (vegetación presente en el área de plantación antes del inicio del proyecto) incluyendo la biomasa arbórea y no arbórea. Los estratos de vegetación identificados fueron: Arbóreo (Áreas de La Cobacha, El Pleito y Nueva Área) y Herbáceo (Área de La Encrucijada). Los factores utilizados en los cálculos se presentan en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Factores utilizados para el cálculo de las reservas de carbono en la línea de base.

Estrato	Factor (unidades)	Valor	Fuente
Arbóreo	Biomasa no-arbórea (tms/ha)	73.0	Bejarano <i>et al.</i> (2015)
	<i>Root-to-shoot ratio</i>	0.29	IPCC (2013)
Herbáceo	Biomasa no-arbórea (tms/ha)	3.0	Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur
	<i>Root-to-shoot ratio</i>	0.25	Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur

Fugas

La fuga de emisiones hace referencia al desplazamiento de actividades desde el interior del área del proyecto hacia el exterior. Este desplazamiento puede ser causado por: (a) la colección de madera (para leña o carbón vegetal), (b) la cosecha de madera, (c) agricultura (incluyendo cultivo de camarones), (d) ganadería. Sin embargo, no se ha detectado fuga de emisiones como consecuencia de las actividades del proyecto.

Otras emisiones

En los cálculos se descuentan las emisiones provocadas por ciertas técnicas de preparación del terreno: quema de biomasa y utilización de fertilizantes nitrogenados. En el área de El Pleito se utilizó fertilizante nitrogenado en las bolsas de los propágulos, previo a su plantación. Según los requerimientos del Gold Standard, por cada kg de fertilizante utilizado se deben descontar 0.005 tCO₂e. En el presente caso se utilizaron 26.3 kg de fertilizante por lo que se descontaron 0.13 tCO₂e.

Resultados y discusión

En el Cuadro 4 se presentan los resultados obtenidos de fijación de CO₂ en las plantaciones, los certificados de CO₂ que generarán cada una de las áreas del proyecto y los totales.

Cuadro 4. Fijación CO₂, línea de base, fugas, otras emisiones y certificados de CO₂ totales del proyecto.

Áreas del proyecto	Fijación de CO ₂ (tCO ₂)*	Otras emisiones (tCO ₂)	Línea de base (tCO ₂)	Fugas (tCO ₂)	Certificados de CO ₂ (tCO ₂)*
La Encrucijada	92 994.8	0	1375.0	0	91 620
La Cobacha	17 731.8	0	656.1	0	17 076
El Pleito	7558.2	0.13	196.8	0	7 361
Nueva Área	33 591.8	0	426.4	0	33 165
Total	151 876.6				149 222

*Los datos de fijación de CO₂ y de certificados de CO₂ se refieren al total del proyecto (año 30 del periodo del acreditación).

Según el Cuadro 4 el proyecto generará 149 222 certificados de CO₂ en total, lo que, considerando un precio promedio por crédito de 5 US\$ ascendería a 746 110 US\$. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los datos de fijación de CO₂ resultado de las estimaciones *ex-ante* son preliminares y que, a medida que el monitoreo de las plantaciones genere información las estimaciones se ajustarán más a la realidad.

En este caso, las principales limitaciones encontradas al realizar las estimaciones de carbono *ex-ante* fueron: la inexistencia de ecuaciones alométricas regionales para las especies utilizadas en las plantaciones, inexistencia de factores biomasa subterránea-aérea regionales, la necesidad de mayor información sobre la tasa de acumulación de carbono edáfico (particularmente en el estrato seco), la ausencia de información regional disponible sobre los crecimientos diamétricos de las especies de interés y de tasas de mortalidad anual de plantaciones de manglar.

Para mejorar los cálculos *ex-ante* con los medios disponibles se propone levantar datos de campo identificando árboles de edad conocida a los que se les medirá el diámetro a la altura del pecho y el diámetro de copa para poder completar la modelación del crecimiento forestal. De esta forma se espera poder construir curvas de crecimiento locales para cada una de las especies utilizadas en las plantaciones y en cada uno de los estratos climáticos. La construcción de curvas de crecimiento con información local fue utilizada también por Agresta (2014), en las estimaciones *ex-ante* de plantaciones de mangle en Senegal.

El resto de las limitaciones se espera sean subsanadas al realizar los cálculos de carbono *ex-post*. Para ello sería básico contar con ecuaciones alométricas desarrolladas a nivel regional, teniendo en cuenta similitudes estructurales, para disminuir las incertidumbres en las estimaciones de biomasa (Bejarano *et al.*, 2014). Las nuevas ecuaciones desarrolladas deberían, además cumplir con los requerimientos exigidos por el MDL.

En relación al carbono edáfico en la Reserva de la Biósfera La Encrucijada, se han estimado tasas de acumulación de carbono edáfico entre 2.6-6.3 MgCO₂ ha⁻¹ año⁻¹ (Adame *et al.*, 2015; Ezcurra *et al.*, 2016). Los ecosistemas de manglar acumulan grandes cantidades de C edáfico (49-98% del carbono total del ecosistema según Donato *et al.*, 2011) por lo que es necesario generar más estudios sobre su contenido y tasa de acumulación en los manglares mexicanos, como también es señalado por Herrera *et al.* (2016). Esta información permitirá modelar la acumulación de C edáfico en el tiempo e incluir los créditos de CO₂ generados por este almacén de C de una manera más realista en este tipo de proyectos. En cuanto a la mortalidad, se espera que los datos arrojados por el monitoreo de la sobrevivencia de las plantaciones (toma de datos trimestral en parcelas permanentes y temporales) en los próximos años permita utilizar información específica procedente de las áreas de plantación y que esta información pueda ser utilizada, a su vez, por otros proyectos.

Conclusiones

Las estimaciones de carbono *ex-ante* asociadas a la implementación de proyectos de carbono forestal deben realizarse utilizando la mejor información científica disponible, la cual deberá ser sustituida en los cálculos *ex-post* por datos procedentes de inventarios forestales realizados en la zona. A pesar de ello, en los cálculos *ex-ante* es importante contar con estimaciones lo más realistas posible ya que esta información puede ser utilizada para realizar proyecciones financieras de los proyectos de carbono (ingresos-costos) y evaluar su viabilidad a largo plazo (los proyectos de carbono pueden tener una duración de entre 20 y 100 años).

Adicionalmente, el llevar a cabo este tipo de estimaciones contribuye a identificar vacíos de información a diferentes niveles (local, regional o nacional) en relación a los factores necesarios para efectuar los cálculos. En este caso se identificó la carencia de ecuaciones alométricas y factores biomasa aérea-subterránea regionales para manglares, de modelos de crecimiento, la escasez de datos anuales de mortalidad de plantaciones de manglar y la necesidad de contar con mayor información sobre la captura de carbono edáfico, sobre todo en el estrato seco.

Bibliografía

- Adame, M.F., N.S. Santini, C. Tovilla, A. Vázquez-Lule and L. Castro. 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences* 12(12):3805-3818.
- Agresta. 2014. Livelihoods mangrove restoration grouped Project in Senegal. Project Description VCS Version 3. http://www.vcsprojectdatabase.org/#/project_details/1318.
- Bejarano, M., A. Vázquez, M. Olguin, R. Flores, T. Rodríguez, I. Amézcuea y L. Santos. 2014. Identificación de las fuentes de incertidumbre para la estimación del carbono aéreo en los manglares de México. *En: Paz, F., J. Wong (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono 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. pp 186-194.*
- Bejarano, M., J. Herrera-Silveira y O. Carrillo. 2015. Estimación de almacenes de carbono: una adaptación a la costa de Chiapas. Informe técnico preparado para Pronatura Sur A.C.
- Bosire, J.O., F. Dahdouh-Guebas, M. Walton, B.I. Crona, R.R. Lewis III, C. Field, J.G. Kairo and N. Koedam. 2008. Functionality of restored mangroves: A review. *Aquatic Botany* 89(2):251-259.
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M.A. Cairns, J.Q. Chambers, D. Eamus, H. Folster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.P. Lescure, B.W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riera and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-99.
- Chen, R. and R.R. Twilley. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of Ecology* 86:37-51.
- Day, J.W.Jr, W.H. Conner, F. Ley-Lou, R.H. Day and A. Machado. 1987. The productivity and composition of mangrove forest, Laguna de Términos, México. *Aquatic Botany* 27:267-284.
- 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.



- Ezcurra, P., E. Ezcurra, P.P. Garcillán, M.T. Costa and O.A. Oropeza. 2016. Coastal landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. PNAS. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1519774113 (Consulta: marzo 29, 2016).
- Fromard, F., H. Puig, E. Mougin, G. Marty, J.L. Betoulle and L. Cadamuro. 1998. Structure, aboveground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 115:39-53.
- Gold Standard Foundation. 2013. Requisitos Forestación/Reforestación (F/R), version 0.9. The Gold Standard. <http://www.goldstandard.org/sites/default/files/ar-requisitos.pdf> (Consulta: enero 04, 2016).
- Hamrick, K. and A. Goldstein. 2015. Ahead of the Curve. State of the Voluntary Carbon Markets. Ecosystem Marketplace. http://forest-trends.org/releases/uploads/SOVCM2015_FullReport.pdf (Consulta: marzo 30, 2016).
- Herrera, J.A., A. Camacho, E. Pech, M. Pech, J. Ramirez y C. Teutli. 2016. Dinámica del carbon (almacenes y flujos) en Manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- IPCC. 2013. Wetlands Supplement to the 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 4: Coastal wetlands.
- Kauffman, J. and D. Donato. 2012. Protocols for the measurment, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Bogor: CIFOR.
- Menezes, M., U. Berger and M. Worbes. 2003. Annual growth rings and long-term growth patterns of mangrove trees from the Bragança peninsula, North Brazil. *Wetlands Ecology and Management* 11:233-242.
- Smith III, T. and K. Whelan. 2006. Development of allometric for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. *Wetlands Ecology and Management* 14:409:419.

5.19 Digestibilidad y emisión de gas en un cultivo ruminal *in vitro* usando bagazo de caña de azúcar y un subproducto energético obtenido de la producción de etanol

Ramírez-Bribiesca Efrén¹; Sandoval-Romero Domingo¹; Cabañas-Martínez Omar¹; Sosa-Montes Eliseo²; Meneses-Mayo Marcos³; del Razo-Rodríguez Oscar E.⁴; Almaraz-Buendía I.⁴ y Campos-Montiel Rafael⁴

¹Programa de ganadería, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carr. México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, Texcoco, CP 56230, Estado de México.

²Universidad Autónoma de Chapingo, Dpto. de Zootecnia. Edo. De México. Carretera México-Texcoco Km 38.5, Chapingo, CP 56230, Texcoco de Mora, México.

³Universidad Anáhuac. Av. Universidad Anáhuac 46, Lomas Anáhuac, CP 52786, Naucalpan de Juárez, México.

⁴Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma. Av. Hidalgo Pte. 46, La Estación, CP 52006, Lerma de Villada, Estado de México.

Autor para correspondencia: efrenrb@colpos.mx

Resumen

Se realizó una prueba de fermentación *in vitro*, utilizando como sustrato el bagazo de caña, para evaluar un subproducto energético obtenido de la producción de etanol (SEE). La melaza tuvo mayor porcentaje de materia seca y energía ($P < 0.05$) que el SEE, el contenido de proteína, minerales y extracto etéreo del SEE fueron más alto que en la melaza ($P < 0.05$). En la prueba de fermentación de gas *in vitro*, los dos subproductos energéticos fueron sustituyendo al bagazo de caña en las proporciones de 0 a 25, 50, 75 y 100%. Los tratamientos con melaza produjeron más cantidad de gas ($P < 0.05$) que los tratamientos con SEE. Sin embargo, la digestibilidad fue mayor en los tratamientos con 75 y 100% de SEE ($P < 0.05$). En la simulación de una dieta integral para bovino con 12% de proteína y 1.2 Mcal ENG, incluyéndose cantidades de 0, 7, 14, 21, 28% de los dos subproductos energéticos, se presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) en los tratamientos con 7 y 21% para SEE y melaza, respectivamente. Conclusión, el SEE presentó mayor contenido de proteína que la melaza, la cantidad de energía fue similar a la melaza. Se concluye que SEE se puede incluir hasta en un 28%, produciendo una cantidad moderada de gas en las dietas integrales, con una densidad energética que puede sustituir el grano en la dieta para rumiantes.

Palabras claves: subproducto, dieta, melaza.

Abstract

A fermentation trial was performed *in vitro*, using as substrate the sugarcane bagasse to evaluate an energy product obtained from the production of ethanol (SEE). Molasses had higher percentage of dry matter and energy ($P < 0.05$) than the ESS, the content of protein, minerals and ESS ether extract were higher than molasses ($P < 0.05$). In the fermentation test gas *in vitro*, the two energy products, replacing the bagasse from 0 to 25, 50, 75 and 100%; molasses treatments produced more gas ($P < 0.05$) than treatments SEE. However, digestibility was greater in treatments with 75 and 100% of SEE ($P < 0.05$). In the simulation of a complete diet for cattle with 12% protein and 1.2 Mcal NEg, including amounts of 0, 7, 14, 21, 28% of the two energy products, significant differences ($P < 0.05$) occurred in treatments 7 and 21% for ESS and molasses, respectively. Conclusion, the ESS had higher protein content than molasses, the amount of energy was similar to molasses. It is concluded that ESS can include up to 28%, producing a moderate amount of gas in integral diets with an energy density that can replace the grain in the diet for ruminants.

Key words: sub-product, diet, molasses.

Introducción

Uno de los problemas que limita los sistemas de producción en rumiantes, es el alto costo de ingredientes nutritivos para preparar raciones o suplementos. Por tal motivo las investigaciones en los recursos alimenticios es buscar nuevas fuentes de ingredientes proteínicos y energéticos que se puedan usar para la alimentación de los animales (SAGARPA, 2010).

La caña de azúcar (CA) es un recurso forrajero abundante en varios países latinoamericanos, pero su principal inconveniente para la alimentación en los rumiantes, es el bajo contenido de proteína y digestibilidad de la fibra, debido a que sus paredes celulares tienen un alto contenido de hemicelulosa, celulosa y lignina (Cano *et al.*, 2003), además contiene altos niveles de sacarosa y bajas cantidades de minerales. Esta gramínea contiene alta cantidad de biomasa en fibra como bagazo y se obtiene la melaza, como subproducto de la industria azucarera (Stuart y Fundora, 1994).

Por otro lado, la producción de etanol ha incrementado en el mundo y América latina; principalmente su uso se enfoca en utilizar materiales ricos en azúcares simples como caña y sorgo dulce y los abundantes en almidón como papa, camote y cereales. Su proceso usa tecnología de “primera generación” basada en el uso de agua, enzimas y microorganismos fermentadores; la materia prima representa hasta el 80% de costo final del combustible (Chuck *et al.*, 2011). El etanol de “segunda generación” es el que se obtiene a partir de residuos agrícolas, pasto y en general de materiales fibrosos que están compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa (Chuck *et al.*, 2011). El etanol obtenido de la caña de azúcar genera un subproducto energético (SEE) con apariencia similar a la melaza, éste subproducto parece tener un potencial alimenticio que puede ser utilizado en la alimentación animal y disminuir las emisiones de gases. Su costo de producción es 50% menor a la melaza.

El objetivo del estudio fue realizar una prueba de digestibilidad *in vitro*, usando como sustrato una dieta integral para bovinos en crecimiento y evaluar la producción de gas.

Materiales y métodos

Características físicas y químicas de la caña de azúcar y el subproducto energético de etanol

Las muestras de bagazo de caña se molieron a mano usando un mortero, posteriormente se secaron a 65 °C durante 24 h en un horno de aire forzado. La fibra detergente ácida (FDA), fibra neutro detergente (FND) y lignina fueron determinadas usando el método de Van Soest *et al.* (1991). El nitrógeno total (N) fue medido por análisis de combustión (Na 1500, Carlo Erba Instruments). La energía se midió con una bomba calorimétrica.

Determinación de la fermentación ruminal de las muestras por incubación de lote de cultivo

Inicialmente se prepararon ocho dietas con diferentes niveles de melaza y SEE. Estas fueron preparadas a 12% de proteína de acuerdo a las necesidades nutricionales para bovinos (NRC, 2000). La distribución de las dietas se presenta en el Cuadro 1. La incubación *in vitro* se realizó pesando 0.5 g MS, cada muestra fue colocada en un frasco de 60 ml ámbar con tapón de goma. Cuatro corridas de incubación fueron completadas en diferentes días, de manera que cada tratamiento se llevó a cabo con cinco repeticiones en cada hora de muestreo (0, 12, 24, 48 y 72 h). En cada corrida de incubación, fueron incubados blancos para cada tratamiento para corregir los valores de producción de gas liberado.

El inóculo para la incubación *in vitro* fue obtenido de dos novillos canulados en rumen, con una alimentación a una dieta en una relación de 65:35 (forraje:concentrado). El fluido se filtró con cuatro capas de gasa y se centrifugó a 1000 x g por 10 min para remover las partículas de alimento.

Los inóculos fueron preparados por mezcla de líquido ruminal y de un amortiguador mineral con una solución con 0.05 % de sulfato de cisteína (Menke *et al.*, 1979) en una proporción de 1:3. El inóculo fue transferido a viales de (25 ml) precargados, precalentados a (39 °C) y con una corriente de O₂ libre de gas N. Los viales fueron sellados y colocados en una placa giratoria a 90 oscilaciones por minuto en un incubadora de 39 °C (Ramirez-Bribiesca *et al.*, 2011).

La producción de gas en cada muestra se midió a las 12, 24, 48 y 72 h de incubación por desplazamiento de agua (Fedorak y Hruday, 1983). Los residuos de los extractos fueron removidos de los viales, se enjuagaron con agua destilada, secados a 65 °C por 24 h a peso constante y pesado para estimar la desaparición de materia seca *in vitro* (DMSIV).

Cálculos

El cálculo de los carbohidratos en las muestras de melaza y SEE se realizaron con la ecuación 1.

$$\text{Carbohidratos} = 100 - (\text{Humedad} + \text{Proteína} + \text{Lípidos} + \text{Cenizas}) \quad (1)$$

La desaparición de materia seca *in vitro* (DMSIV) a partir de la incubación *in vitro* fue calculado con la ecuación 2.

$$\text{DMSIV} = 1 - [(R - B)/S] \quad (2)$$

donde, *R* son gramos de residuo del sustrato, *B* son gramos de residuo del blanco y *S* es el peso seco del sustrato inicial.

Análisis estadístico

Se realizó una comparación bromatológica entre la melaza y el SEE, utilizando la prueba T-Student para la comparación de medias estadísticas. Los datos *in vitro* se analizaron utilizando los valores promedio de las cuatro corridas *in vitro*, analizado como un diseño de bloques al azar, utilizando el análisis de contrastes y polinomios ortogonales (efecto lineal, cuadrático y cúbico) con el paquete estadístico SAS Inc. (2007).

Cuadro 1. Tratamientos utilizados (0, 7, 14, 21,28% de melaza) de productos evaluados.

Ingredientes %	Dietas								
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
Maíz grano	70	65	65	59	59	54	54	50	50
Canola	13	13	13	13	13	12	12	12	12
Resd. Panadería	12	10	10	9	9	8	8	5	5
Bagazo caña	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Melaza	0	7	--	14	--	21	--	28	--
SEE	0	--	7	--	14	--	21	--	28
Análisis nutricional									
Proteína	11	12	12	12	12	12	12	12	12
Minerales	2.8	3	3.3	3.2	3.6	3.6	3.7	3.5	4.8
MS	91	78	82	75	80	76	78	70	75
FDA	10	10	10	10	10	10	10	10	10
FDN	33	28	31	29	28	25	28	26	29

Resultados y discusión

Análisis bromatológico

El Cuadro 2 muestra los datos del análisis bromatológico de la melaza y el SEE que fueron incluidos en las dietas experimentales (Cuadro 1). Las dietas fueron isoproteínicas. El contenido de cenizas de los tratamientos incrementó debido a que los subproductos utilizados contienen de 8-10% de cenizas.

Los porcentajes de MS disminuyeron debido a la sustitución de la melaza o SEE. Los porcentajes de fibra fueron bajos, esto debido a los ingredientes que las integran. La melaza presentó mayor contenido de materia seca, ya que es más espesa que SEE.

En lo referente a los minerales sus valores son muy parecidos ya que son productos obtenidos de la caña de azúcar, la cantidad de proteína es mayor en SEE. Los carbohidratos y la energía por gramo de materia fueron mayores en la melaza que en SEE. El bagazo de caña de azúcar tuvo mayor porcentaje de MS. Otros autores han reportado valores de 94.4 a 96.4% MS (Medina *et al.*, 2007; Sánchez, 2010). Bastida (2007), reporta 94% MS en bagazo común. El contenido de proteína del bagazo de caña de azúcar fue de 2%, Peláez *et al.* (2011) reporta valor de 1.6%, mejorando cuando se le aplica un tratamiento biológico como cal o *Pleurotus pulmarus*.

Aguilar (2006 y 2010) encontró valores de 1.75 de proteína en el bagazo que coinciden con los valores antes mencionados, por su parte Bastida (2007), reporta valores de 2.2% de proteína, valor por debajo de lo encontrado por Sánchez (2010), el cual fue de 4.1% de proteína. En bagazo hidrolizado el porcentaje de proteína reportado por Villar (2010) fue de 1.75, lo que demuestra que si se quiere utilizar el bagazo de caña, se debe de suplementar la alimentación animal o bien aplicar algún tratamiento químico o biológico que ayude a aumentar su valor nutritivo del sustrato.

En FDN y FDA, los valores obtenidos en el experimento son 85.3% y 64.1 respectivamente, éstos valores fueron diferentes a los de Medina *et al.* (2007) y Peláez *et al.* (2011), quienes reportan valores para FDN de 74.6 y 75.3%, para FDA de 51.2 y 48.7%. El valor de cenizas fue de 4.5%. La variación puede ir desde 1.7 (Medina *et al.* 2007; Villar 2010; Aguilar, 2010), 7.8 (Peláez *et al.*, 2011) hasta 11.92% (Sánchez, 2010). En lignina los valores oscilan desde 12.5 (Medina *et al.*, 2007) hasta el 17% (Peláez *et al.*, 2011). La melaza y SEE son subproductos agroindustriales obtenidos después de la obtención del azúcar y el etanol respectivamente, por tal motivo tienen alto contenido de azúcares. La melaza contiene de 25 a 40% de sacarosa y de un 12 a 25% de azúcares reductores, con un contenido de azúcar de 50 a 60% o más (Martínez, 2000). La melaza tuvo un contenido de 75% MS, 8% de cenizas y 4.5% de proteína. Mendoza y Moreira (2009), reportan valores de MS, proteína y cenizas de 77.6, 3.4 y 11.1% respectivamente. Ávila reporta MS de 70 a 75%, de la cual 65% es azúcar, contiene de 2 a 4% de proteína en forma de nitrógeno no proteínico. Hidalgo *et al.* (2009), en el análisis de melaza realizado en Cuba reportan 83% MS y 9.8% de cenizas. Los valores encontrados en este experimento están en el rango similar a otros experimentos.

Cuadro 2. Resultados del análisis bromatológico del bagazo de caña, la melaza y el subproducto energético derivado de etanol (SEE).

	MS	Minerales	Proteína	FDN	FDA	LIGNINA	EE	C/H	Energía Cal/g
B. caña	95	4.3	2	85.3	64.1	12.6		----	----
Melaza	75b	8 ^a	4.5 ^a	----	----	-----	0.2	61.9b	3908.1b
SEE	40a	10b	9.3b	----	----	-----	0.7	20.0a	3562.2 ^a

C/H: carbohidratos= 100 – (humedad + proteína + EE (extracto etéreo) + cenizas), FDA: fibra detergente ácido. FDN: fibra detergente neutro. EE: extracto etéreo.

Diferentes letras entre la melaza y SEE muestran diferencia significativa (P<0.05).

El Cuadro 3 presenta la producción de gas en dietas integrales con diferentes porcentajes (7, 14, 21, 28) de los subproductos energéticos evaluados. El contenido de granos en la dieta mejoró la digestibilidad y en consecuencia la producción de gas. Para los tratamientos que contenían melaza, la mayor producción de gas se presentó en 21%.

Los tratamientos a los que se les adicionó SEE tuvieron la mayor producción de gas (5% $P < 0.05$), con el tratamiento al 7%. En los tratamientos con SEE hubo efectos lineales ($P < 0.05$) a diferencia de los subproductos con melaza, los cuales no presentaron este efecto. En los contrastes entre el testigo contra los diferentes tratamientos solo se dio para el caso del subproducto SEE a las 48 y 72 h, comparado con el testigo ($P < 0.05$), lo que nos muestra la semejanza en la producción de gas de los diferentes tratamientos. El Cuadro 4 muestra la DMSIV, ésta incrementó con el porcentaje de los subproductos evaluados.

Al realizar la comparación de los tratamientos con melaza contra los tratamientos con SEE, no existieron diferencias significativas ($P > 0.05$) ya que la DMSIV fue muy parecida debido a las características similares de los subproductos evaluados.

El testigo y los tratamientos con melaza o SEE en la mayoría de ellos al menos un tratamiento fue diferente ($P < 0.05$) con excepción del tratamiento con melaza a las 72 h. En los dos subproductos evaluados en sus diferentes horarios de incubación hubo efectos lineales, lo que se concluye que al aumentar el porcentaje de cada producto se van incrementando la DMSIV. Morales y Noguera (2009), utilizaron bloques nutricionales elaborados a partir de vinaza (35%) y melaza (5%), los cuales son subproductos de la caña de azúcar en la alimentación de novillos en donde reportan ganancias de peso a diferencia del testigo. Hidalgo *et al.* (2009) utilizaron vinaza en la producción de aves en raciones de 5% al inicio, 10% en crecimiento y 15% en la finalización y reportaron mayor peso vivo y de la canal y mejor conversión alimenticia.

La comparación de la producción de gas con los dos subproductos entre los distintos tratamientos, presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) a las 48 y 72 h con 21% de los subproductos observando una mayor producción de gas en los tratamientos con melaza. En el tratamientos con melaza fue iguales ($P > 0.05$) mientras que para el caso de SEE disminuyó ($P < 0.05$) la producción de gas a las 48 y 72 h.

Cuadro 3. Producción de gas en materia seca degradada en los tratamientos con diferentes porcentajes de melaza y el subproducto energético derivado de la obtención de etanol (SEE).

Producción de gas total por gramo de MSD en melaza										
Hora	T	7%	14%	21%	28%	EEM	TvsM	Lineal	Cuadrático	Cúbico
24	405.47	397.80 ^a	365.32 ^a	378.29 ^a	327.50 ^a	14.73	0.2463	0.2098	0.3321	0.2454
48	460.80	452.84 ^a	416.57 ^a	438.59 ^a	378.58 ^a	15.99	0.1028	0.0010	0.0639	0.3135
72	476.45	493.08 ^a	446.36 ^a	451.44 ^a	398.19 ^a	18.90	0.8487	0.0037	0.0073	0.0562
Producción de gas total por gramo de MSD en el producto SEE										
Hora	T	7%	14%	21%	28%	EEM	T vs SEE	L	Q	C
24	405.47	391.23 ^a	393.19 ^a	338.31 ^a	331.11 ^a	25.91	0.0009	0.0009	0.2185	0.3798
48	460.80	480.89 ^a	419.55 ^a	391.33 ^b	388.52 ^a	15.97	<0.0001	0.0008	0.6536	0.0086
72	476.45	510.42 ^a	447.32 ^a	407.08 ^b	382.59 ^b	21.38	<0.0001	<0.001	0.9165	0.2017

EEM: error estándar de la media. T: testigo, M: melaza, SEE: subproducto energético derivado de la producción de etanol.

Letras diferentes entre los dos grupos de cada columna muestran diferencias significativas ($P < 0.05$).

Las diferencias estadísticas por renglón son por polinomios ortogonales.

Cuadro 4. Digestibilidad de la materia seca inicial (DMSIV) en los tratamientos con diferentes porcentajes de melaza y el subproducto energético derivado de la obtención de etanol (SEE).

Digestibilidad de la muestra con melaza										
Hora	T	7%	14%	21%	28%	EEM	T vs M	Lineal	Cuadrático	Cúbico
24	64.29	69.98 ^a	71.49 ^a	73.37 ^a	76.23 ^a	2.26	0.0006	0.0093	0.0097	0.5978
48	70.52	73.88 ^a	76.66 ^a	77.96 ^a	81.03 ^a	2.47	0.0007	0.0003	0.2706	0.9850
72	73.44	73.37 ^a	76.99 ^a	80.03 ^a	80.99 ^a	2.11	0.2807	0.0212	0.4424	0.2986
Digestibilidad de la muestra con SEE										
Hora	T	7%	14%	21%	28%	EEM	T vs SEE	L	Q	C
24	64.29	70.09 ^a	69.51 ^a	72.66 ^a	74.93 ^a	2.87	<0.0001	0.0037	0.2292	0.9400
48	70.52	73.50 ^a	76.14 ^a	77.93 ^a	79.30 ^a	1.05	<0.0001	0.0079	0.2978	0.3565
72	73.44	72.99 ^a	76.53 ^a	78.47 ^a	79.80 ^b	2.32	0.0002	0.0695	0.2626	0.7313

EEM: error estándar de la media. T: testigo.

Letras diferentes entre los dos grupos energéticos de cada columna muestran diferencias significativas ($P < 0.05$).

Las diferencias estadísticas por renglón en el testigo, las fuentes energéticas y los polinomios ortogonales, muestran los niveles de significancia.

Conclusiones

La mayor producción de gas fue con 7% de inclusión de ambos subproductos evaluados. El aumento de los subproductos energéticos en las dietas causó descenso en la producción de gas. La mayor DMSIV se dio en los tratamientos con 28% de los subproductos evaluados.

La producción de gas y la digestibilidad aumentaron cuando se incrementaron estos subproductos en forrajes toscos, como bagazo de caña lo que ayudaría a mejorar la producción y a disminuir los costos de producción. En las dietas integrales comparadas con dietas con subproductos como la melaza o el SEE, la digestibilidad aumenta en estas últimas, aunque la producción de gas se mantuvo similar.

Los resultados concluyen que los costos de producción disminuyen con la sustitución de algunos granos por el subproducto SEE, considerando un aporte idóneo de proteína y energía.

Bibliografía

- Aguilar, N. 2006. Producción de celulosa y papel a partir de bagazo de caña. *Revista Residuos XV* 93:70-80.
- Aguilar, N. 2010. Edible mushroom *Pleurotus ostreatus* production on cellulosic biomass of sugar cane. *Sugar Technology* 12:176-178.
- Bastida, L.A.R. 2007. Valoración nutritiva y fermentativa del ensilado de bagazo de caña de azúcar (pre-fermentado) con residuos de lechuga (*Lactuca sativa* L). Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Postgrado en Recursos Genéticos y Productividad-Ganadería. 71 p.
- Cano, A.L., E.M. Aranda, G. Mendoza, J. Perez y J.A. Ramos. 2003. Comportamiento de toretes en pastos tropicales suplementados con caña de azúcar y enzimas fibrolíticas. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 41:153-164.
- Chuck, H.C., C.E. Pérez, O.E. Heredia y S.S.O. Serna 2011. Sorgo como un cultivo multifacético para la producción de bioetanol en México: tecnologías, avances y áreas de oportunidad. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 10:529-549.
- Fedorak, P.M. and S.E. Hrundey. 1983. A simple apparatus for measuring gas production by methanogenic cultures in serum bottles. *Environmental Science and Technology Letters* 4:425-432.
- Hidalgo, K., B. Rodríguez, M. Valdivié y M. Febles. 2009. Utilización de la vinaza de destilería como aditivo para pollos en ceba. Instituto de Ciencia Animal. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 43:281-284.
- Medina, A.H.H., G.M. Martínez y F.J.A. Bonilla. 2007. Caracterización bromatológica de materias primas y subproductos en el municipio de Quibdó, Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó. Investigación, Biodiversidad y Desarrollo* 26:9-12.
- Mendoza, A. y E.J. Moreira. 2009. Reactivación del tanque de melaza en el departamento de producción animal Manabi Ecuador. Tesis de Licenciatura. Republica de Ecuador. 56 p.
- Menke, K.H., L. Raab, A. Salewski, H. Steingass, D. Fritz and W. Schneider. 1979. The estimation of digestibility and metabolisable energy content of ruminant feedstuffs from the gas production when they incubated with rumen liquor *in vitro*. *Journal of Agricultural Science* 93:217-222.

- Morales, J.J.G. y M.J.D. Noguera. 2009. La Vinaza como Suplemento Nutricional en la Producción Animal. Tesis. Universidad EARTH. Guacimo, Limón Costa Rica.
- NRC. 2000. Nutrient Requirements in Cattle. National Requirements Council. The Nation (Ed.). Washington, D C.
- Peláez, A.A., M.M. Meneses, R.L.A. Miranda, M.M. Ayala, G.M.M. Crosby, C.O. Loera y R.M.D. Megías. 2011. Enzimas fibrolíticas producidas por fermentación en estado sólido para mejorar los ensilajes de caña de azúcar. *Agrociencia* 45:675-685.
- Ramirez-Bribiesca, J.E., Y. Wang, L. Jin, T. Canam, J.R. Town and A. Tsang. 2011. Chemical characterization and *in vitro* fermentation of *Brassica straw* treated with the aerobic fungus, *Trametes versicolor*. *Canadian Journal of Animal Science* 91:1-8.
- SAGARPA. 2010. Bases técnicas para el fomento a la producción de biocombustibles en el país a partir de caña de azúcar. Etapa 1. Simulación del sistema productivo y su exploración financiera. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México.
- Sánchez, S.P. 2010. Extractos fibrolíticos fúngicos como modificadores de la fermentación ruminal *in vitro*. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, México.
- SAS. 2007. User's Guide: Statistics, Version 9.6th Edition. 2007. SAS Institute Inc., Cary, NC, U.S.
- Stuart, J.R. y O. Fundora. 1994. Utilización de residuos de cosecha de caña de azúcar en la alimentación de los rumiantes. *Revista Cubana de Ciencias Agrícolas* 28:1-12.
- Van, Soest P.J., J.B. Robertson and B.A. Lewis. 1991. Methods of dietary fiber, NDF and non-starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science* 74:3585-3597.
- Villar, J. 2010. Alimento animal y energía de la caña de azúcar. *ICIDCA, Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar* 43:41-48.



5.20 Contenido de C y N total del suelo a diferentes profundidades y diferentes tipos de uso de suelo, en el centro de Veracruz, México

Romero-Uribe Humberto M.¹; Manson Robert H.¹; Barois Isabelle¹ y de Jong Bernardus H. J.²

¹Instituto de Ecología A.C. Carretera Antigua a Coatepec 351, Col. El Haya, CP 91070, Xalapa, Veracruz.

²El Colegio de la Frontera Sur. Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial Lerma, CP 24500, Campeche, Campeche.

Autor para correspondencia: hm_rour@hotmail.com

Resumen

Los suelos juegan un papel clave en el ciclo del carbono (C), ya que tienen la capacidad de almacenar este elemento en mayores cantidades que las presentes en la vegetación y la atmósfera. Sin embargo, factores como el cambio de uso de suelo, han propiciado la pérdida de esta capacidad y la emisión de cantidades importantes de gases traza (CO₂, CH₄ y N₂O), los cuales favorecen el calentamiento global. En este estudio se estimó el contenido de C y de nitrógeno (N) edáficos a diferentes profundidades, en diferentes usos de suelo (bosques en tres estados sucesionales, dos intensidades de manejo de cafetales y pastizales, cultivos de caña), en el centro del estado de Veracruz. Se tomaron muestras compuestas hasta 1 m de profundidad (separadas en seis diferentes estratos) y la determinación se realizó con un analizador de C/N por combustión seca. Se encontró que el uso de suelo con el mayor almacén de C (a 1m de profundidad) son los bosques maduros (1052 tC/ha) y los que menos tienen son los cultivos de caña (160 tC/ha). En el caso del N, los valores más altos se presentan en los pastizales extensivos (73.36 tN/ha) y los más bajos en los cultivos de caña (15.57 tN/ha). La relación C:N fue más alta en bosque maduro (16.14) y la más baja en cafetal tecnificado (10.92). En todos los usos de suelo, las capas más superficiales presentan mayor contenido de C y N, el cual va decreciendo con la profundidad. Con estos resultados se puede observar el efecto que tiene el cambio de uso de suelo afectando principalmente las capas superficiales del suelo.

Palabras clave: almacén de carbono y nitrógeno, cambio de uso de suelo, intensificación de uso de suelo.

Abstract

Soils play an important role in the carbon cycle, as they have the ability to store this element in greater quantities than those present in the vegetation and the atmosphere. However, factors such as land use change have led to the loss of this capacity and the release of significant amounts of trace gases (CO₂, CH₄ and N₂O), which promote global warming. In this study we estimated the soil carbon and nitrogen content at different depths and in sites with different types of land use (forests in different successional states, coffee plantations and pastures under different management intensities and sugar cane), in central Veracruz state. We collected composite samples in each land use to 1m depth (in six different strata) analyzed for C and N in the lab using dry combustion. The land use with the highest reservoir of C (at 1m depth) was mature forest (1052 tC/ha), whereas sugar cane had the least C (160 tC/ha). In the case of N, extensive pastures had the highest (73.36 tN/ha) and sugar cane the lowest concentrations (15.57 tN/ha). C:N ratios were highest in mature forest (16.14) and lowest in technified coffee plantations (10.92). The surface soil layers had a higher content of C and N in all land uses, decreasing with depth. With these results we can see the effect of changing land use mainly affecting the content of C and N in the surface soil layers.

Key words: carbon and nitrogen reservoir, land use change, land use intensification.

Introducción

El suelo es un importante recurso natural que provee múltiples servicios ecosistémicos como el amortiguamiento y regulación del ciclo hidrológico, sustrato físico para las plantas, retención y provisión de nutrientes para las plantas, soporte para actividades humanas y regulación de los ciclos biogeoquímicos; como carbono (C) y nitrógeno (N) (Daily *et al.*, 1997; Gardi *et al.*, 2014).

Los suelos forman parte importante en el ciclo del C y son considerados como un sumidero debido a la capacidad que tienen para almacenar este elemento en forma orgánica e inorgánica, por arriba de lo que presentan la vegetación y la atmósfera a nivel global (IGBP, 1998). La acumulación de C en el suelo es un proceso lento que depende de los factores relacionados con sus propiedades fisicoquímicas y su formación, sin embargo, el C se puede perder rápidamente por los cambios de uso o intensificación en el uso, por ejemplo por la conversión de ecosistemas naturales a sistemas agrícolas, que ocasiona una reducción en los aportes de materia orgánica y la protección física del suelo provocando erosión hídrica y eólica, y a la disminución de materiales no solubles en los residuos de cosecha (FAO, 2002; Tan y Lal, 2005).

Con respecto al N, se sabe que alrededor del 99% de este elemento se halla contenido en la materia orgánica. La mayor parte se encuentra en forma de grupos amino ($-NH_2$), y el resto combinado con C en estructuras cíclicas o en cadenas abiertas (Thompson y Troeh, 2002). Las actividades antrópicas como la agricultura y ganadería han aumentado el N al interior de los ecosistemas, generando pérdidas de aniones y cationes del suelo, procesos de acidificación e incremento en la salida de N a los sistemas acuáticos (Baer *et al.*, 2006).

Debido a que el suelo presenta variaciones tanto espaciales (verticales y laterales) como temporales (horarias, estacionales, centenarias y hasta milenarias), y el manejo de las tierras varía geográficamente, los efectos en los flujos de C y N varían espacialmente (Yu *et al.*, 2012). Asimismo, se sabe que las capas más profundas del suelo (reservorios) reflejan los componentes estáticos del sistema, y las capas superficiales (flujos) son responsables de su dinámica. Por lo que, si se investigan los reservorios, es necesario analizar cambios en el largo plazo, lo que provee una idea de la alteración de un ecosistema. En contraste, los flujos tienen una respuesta rápida a cambios a las condiciones ambientales o de uso de suelo (Batjes, 1996; FAO, 2001). En este sentido, es importante realizar estudios a escala regional sobre los efectos en el contenido de C y N, derivados de los cambios de uso del suelo.

Todo esto cobra importancia debido a que la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) como el CO_2 , el CH_4 y el N_2O en la atmósfera ha aumentado considerablemente desde la era pre-industrial, debido al uso de combustibles fósiles como fuente de energía y al cambio de uso de suelo, en particular hacia agricultura, lo que ha favorecido el calentamiento global (Ortiz *et al.*, 2008; IPCC, 2014). Por esta razón, se ha identificado como una línea necesaria de acción, la mitigación del incremento de estos gases a través del aumento de reservorios y también reducción de emisiones (Phillips *et al.*, 1998).

El presente estudio tiene como objetivo evaluar el contenido de C y de N en el suelo, en sitios con diferente tipo de uso de suelo, diferentes intensidades de uso y a diferentes profundidades, en el centro del estado de Veracruz, México. Este trabajo forma parte de un proyecto en el que se evaluarán los impactos de los programas de pago por servicios hidrológicos (PSH) sobre sistemas socio-ecohidrológicos en México, el cual es financiado por la National Science Foundation (NSF) y cuyo objetivo a largo plazo es el de avanzar en la comprensión científica de los vínculos entre las políticas de PSH y los sistemas socio-ecohidrológicos a través de investigación ecohidrológica y socioeconómica y análisis participativo con diversos actores sociales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en y alrededor las microcuencas del Río Pixquiac y del Río Gavilanes en la parte alta de la cuenca La Antigua en el centro del estado de Veracruz (Figura 1). Estas microcuencas fueron seleccionadas por el proyecto NSF debido a su historia de PHS. Además, presentan características biofísicas y climáticas similares (clima templado húmedo con temperaturas promedio de entre 12 y 18 °C y una precipitación media anual entre 2000 y 3000 mm) así como tipos de uso de suelo similares.

Para la selección de puntos de muestreo se tomaron en cuenta factores topográficos análogos (altitud, pendiente, orientación), así como tipo de suelo y tipo e intensificación de uso de suelo.

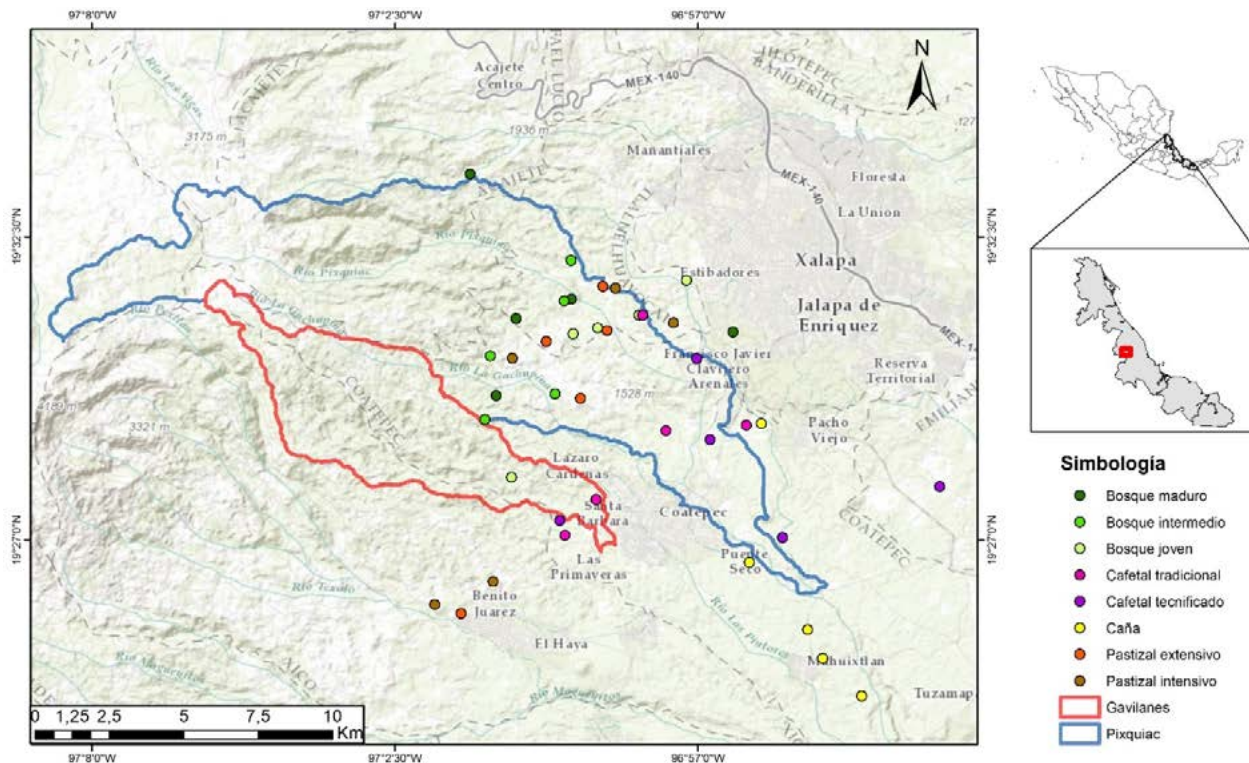


Figura 1. Localización del área de estudio y puntos de muestreo.

Muestreo de suelo

El muestreo de suelo se realizó en ocho usos de suelo (con cinco replicas para cada uno): bosque mesófilo de montaña en diferentes estados sucesionales (bosque maduro (BM), intermedio (BI) y joven (BJ)), cafetales con diferente intensidad de manejo (tradicional (CT) y tecnificado (CI)), pastizales con diferente intensidad de manejo (extensivo (PE) e intensivo (PI)) y cultivos de caña (CA)). En cada sitio se tomaron muestras con repeticiones (tres) a diferentes profundidades (suelo orgánico (HO), 0-5, 5-15, 15-30, 30-60 y 60-100 cm).

Se utilizaron parcelas circulares de 11 m de radio, una por cada tipo de uso de suelo. Dentro de cada parcela se tomó una muestra en tres puntos. El punto 1 se localizó a 7 m hacia el norte del centro de la parcela (0°), y los puntos 2 y 3 se localizaron a 120° de cada uno, es decir, el punto 1 en 0° N, el 2 a 120° del punto central y el 3 a 240° (Figura 2).

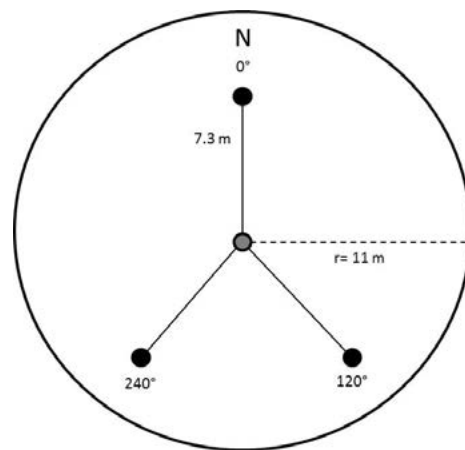


Figura 2. Unidad de muestreo.

Para cada una de los tres puntos dentro de la parcela, se tomó una muestra de superficie del suelo, tomando por separado una muestra de hojarasca y una de suelo orgánico y midiendo la profundidad de cada una.

Las muestras de suelo se colectaron en el mismo lugar que la muestra de la superficie del suelo y se tomaron a diferentes profundidades 0-5, 5-15, 15-30, 30-50, 50-100 cm usando una barrena de media caña de 1 m de largo y 3 cm de diámetro (Figura 3).

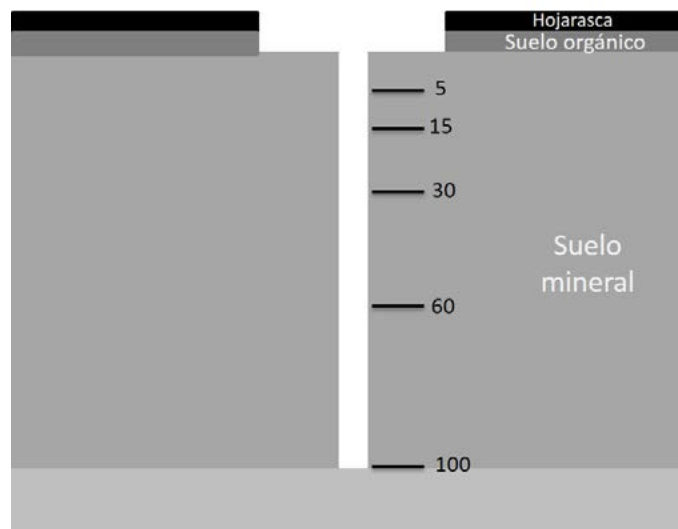


Figura 3. Muestreo de suelo.

Se tomaron tres muestras por cada uso de suelo y cada profundidad y en cada replica teniendo en total 720 muestras individuales para la determinación de textura y densidad aparente y para la determinación de C y N 240 muestras compuestas.

Todas las muestras se depositaron en bolsas de plástico, se rotularon y transportaron al laboratorio de suelos del INECOL donde se prepararon para los análisis.

Análisis fisicoquímicos

Los análisis químicos y físicos están apegados a la norma NOM-021-RECNAT-2000 y se realizaron con las muestras individuales para densidad aparente y textura y muestras compuestas para C y N, obtenidas en cada uso de suelo y para cada incremento de profundidad. La densidad aparente se calculó

mediante el método del terrón parafinado; la textura se determinó mediante el método de Bouyoucos y la determinación del contenido de C y N del suelo se realizó con un analizador de C/N por combustión seca, mediante el método LECO[®]/DUMAS (Nelson y Sommers, 1996).

Los almacenes de C y N en el suelo en toneladas de carbono por hectárea se calcularon a partir de los valores de %C y %N, densidad aparente y profundidad del muestreo con las fórmulas 1 y 2 para cada profundidad y posteriormente se realizó la sumatoria de las profundidades para calcular el almacén a 1m de profundidad.

$$\text{Carbono en suelo (tC/ha)} = \%C * DA * P \quad (1)$$

$$\text{Nitrógeno en suelo (tN/ha)} = \%N * DA * P \quad (2)$$

donde, %C= porcentaje de carbono, %N= porcentaje de nitrógeno, DA= densidad aparente (g/cm^3), P= profundidad de muestreo (cm).

Análisis estadísticos

Para este estudio se tomaron como variables independientes a los usos de suelo y las profundidades, y como variables dependientes a la densidad aparente y el contenido de C y N. Para las variables fisicoquímicas del suelo (densidad aparente, contenido de C y N,) se realizó análisis de varianza (ANOVA) bifactorial con prueba de Tukey para comparar: (a) diferencias en el almacén de C y N entre usos de suelo, (b) diferencias en el almacén de C y N entre intensificación o estado sucesional, (c) diferencias en el almacén de C y N entre las profundidades, (d) diferencias en la relación C:N entre usos de suelo y entre profundidades y (e) diferencias en la DA entre usos de suelo, intensificación y profundidades.

Resultados y discusión

Almacén de C y N a 1 m de profundidad en diferentes usos de suelo

Se encontró que el uso de suelo con el mayor almacén de C es el BM con 1052.6 tC/ha, seguido por el PE con 923.65 t C/ha, el CI y CA fueron los más bajos con 241 y 160 tC/ha, respectivamente. Para el caso del contenido de N, los valores más altos los presentó el PE con 73.36 tN/ha seguido por el BM con 64.02 tN/ha y los valores más bajos se encontraron en el CI con 28.78 y CA con 18.69 tN/ha (Figura 4).

Los resultados muestran que los usos de suelo que pueden almacenar mayor cantidad de C y N son los bosques, seguidos de los pastizales. Esto concuerda con otros estudios (McGrath *et al.*, 2001; Moraes *et al.*, 2002; Hughes *et al.*, 2002) en donde los bosques y los pastizales presentan altos contenidos de C y N en el suelo a diferencia de los cultivos. Estos resultados pueden explicarse también por la relación tanto del C como del N con la materia orgánica del suelo.

La principal fuente de materia orgánica del suelo son los residuos vegetales, mientras que el estiércol y la orina son fuentes secundarias (Gardi *et al.*, 2014).

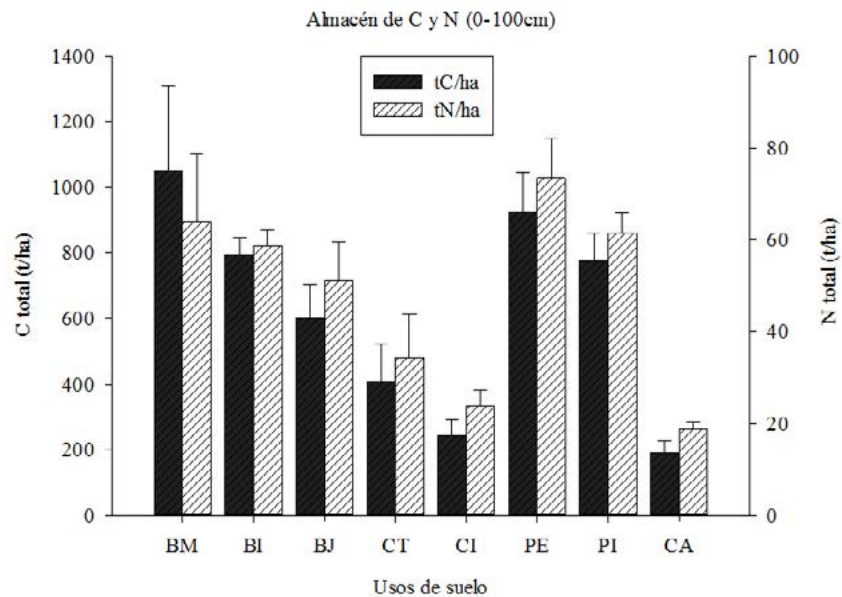


Figura 4. Almacén de C y N total (t/ha) (0-100cm).

La relación C:N fue más alta en los bosques (16.14 en BM y 13.58 en BI), seguidos por los pastizales (12.37 en PI y 12.30 en PE). La más baja se encontró en CI (10.92) (Figura 5).

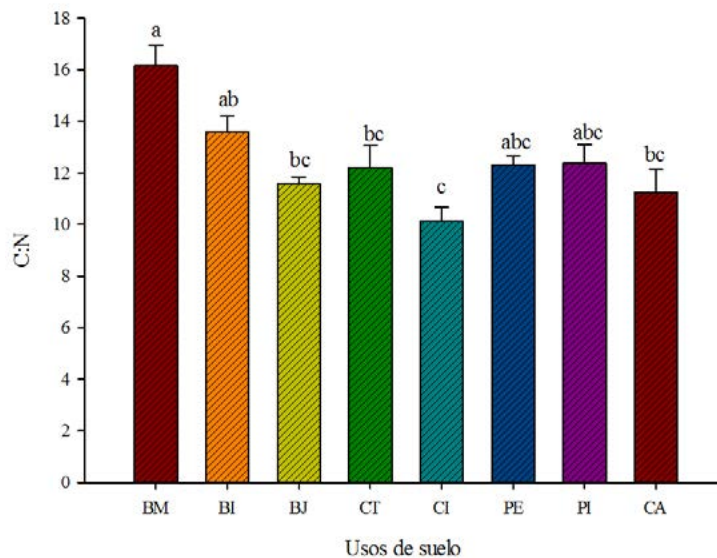


Figura 5. Relación C:N en los diferentes usos de suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Contenido de C y N a diferentes profundidades

El contenido de C y N en los diferentes usos de suelo va disminuyendo con la profundidad, es decir, las capas más superficiales (HO, 0-5 cm) que son las más susceptibles a alteraciones derivadas de cambios de uso de suelo, contienen mayor contenido tanto de C como de N que las capas más profundas (30-60 y 60-100 cm) (Figura 6), esto es más evidente en usos de suelo como los bosques o los cafetales a diferencia de los pastizales, en donde no se observan diferencias grandes en las capas superficiales.

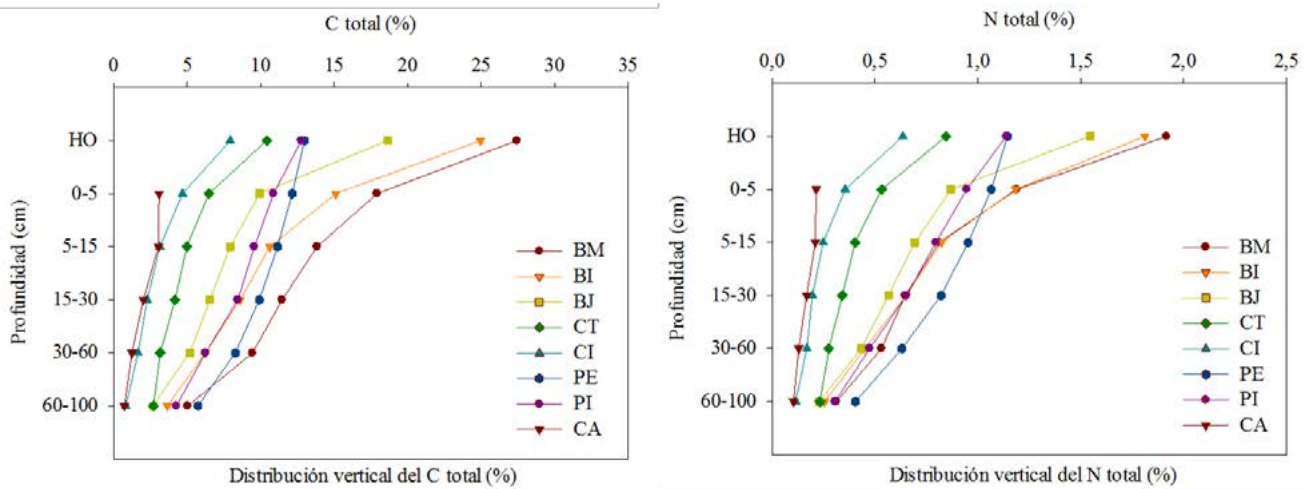


Figura 6. Contenido de C y N total (%) por uso de suelo y a diferentes profundidades.

En cuanto a la distribución vertical de estos elementos, se puede observar una acumulación en las capas superficiales y va disminuyendo con la profundidad, esto debido a que el C y el N son elementos que, además de estar asociados a la materia orgánica, participan en los ciclos de las plantas (Jobbagy y Jackson, 2001).

Densidad aparente en los diferentes usos de suelo

La densidad aparente del suelo se puede ver afectada por actividades humanas como la labranza o la compactación debido al paso de vehículos o personas (Lal y Kimble, 2001), en este caso se encontró que la DA fue más alta en CI y CA (1.33 g/cm^3); los valores más bajos se presentaron en los bosques y pastizales sin presentar diferencias significativas (Figura 7).

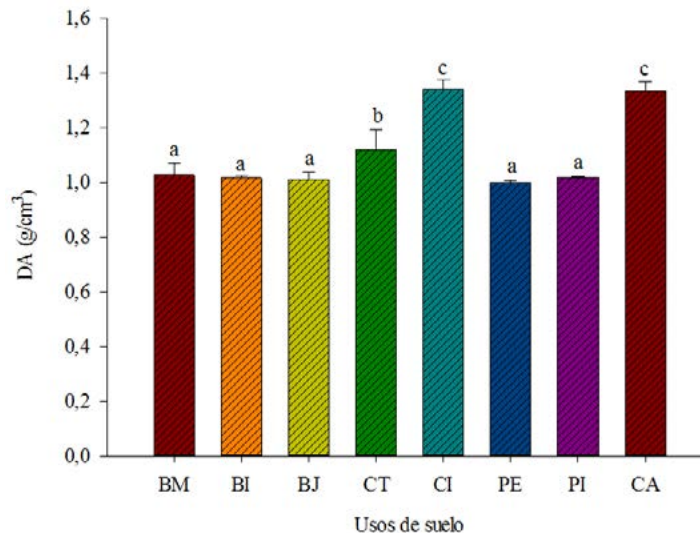


Figura 7. Densidad aparente del suelo en los diferentes usos de suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Conclusiones

Con resultados obtenidos se puede observar el efecto que tiene el cambio de uso de suelo, afectando principalmente el contenido de C y N en las capas superficiales del suelo. Lo anterior denota la

importancia que tiene el mantenimiento de la materia orgánica mediante la conservación de los bosques o implementando técnicas de manejo sustentables para evitar la degradación de los suelos.

Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo gracias al financiamiento otorgado por la National Science Foundation, dentro del proyecto “CNH: Experimental frameworks for evaluating net effects of hydrologic service payments on coupled social-ecohydrological systems” con número 1313804. Se agradece también al Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología (CONACYT) y al Instituto de Ecología A.C. (INECOL) por la beca otorgada al primer autor. A Juan José Von Thaden por su valiosa colaboración durante el proyecto.

Bibliografía

- Baer, S.G., J.M. Church, K.W.J. Williard and J.W. Groninger. 2006. Changes in intrasystem N cycling from N₂-fixing shrub encroachment in grassland: multiple positive feedbacks. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115:174-182.
- Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:151-163.
- Daily, G.C., D.A. Matson and P.M. Vitousek. 1997. Ecosystem services supplied by soil. *En: Daily, G.C (Ed.). Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems.* Island Press, USA. pp. 113-132.
- FAO. 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Soil Resources Reports. ISSN 0532-0488.
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Informes sobre recursos mundiales de suelos. ISBN 92-5-304690-2.
- Gardi, C., M. Angelini, S. Barceló, J. Comerma, C. Cruz-Gaistardo, A. Encina-Rojas, A. Jones, P. Krasilnikov, M.L. Mendonça-Santos Brefin, L. Montanarella, O. Muñiz-Ugarte, P. Schad, M.I. Vara Rodríguez and R. Vargas, R. 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Comisión Europea-Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995. Luxembourg. 176 p.
- Hughes, R.F., J.B. Kauffman and D.L. Cummings. 2002. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land-use gradient in Rondonia, Brazil. *Ecosystems* 5:244-259.
- IGBP. 1998. The terrestrial carbon cycle: implications for the Kyoto Protocol. The International Geosphere-Biosphere Programme. *Science* 280:1393-1394.
- IPCC. 2014: Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, Pachauri, R.K. y L.A. Meyer (Eds.)]. Intergovernmental Panel on Climate Change, Ginebra, Suiza. 157 p.
- Jobbagy, E. and R. Jackson. 2001. The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprint of plants. *Biochemistry* 53:51-77.
- Lal, R. and J.M. Kimble 2001. Importance of soil bulk density and methods of its importance. 2001. Assessment methods for soil carbon. Lewis Publishers. 31-44 p.
- McGrath, D.A., C.K. Smith, H.L. Gholz and F. Oliveira. 2001. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazônia. *Ecosystems* 4:625-645.
- Moraes, J.F., C. Neill, B. Volkoff, C.C. Cerri, J. Melillo, V. Costa-Lima and P.A. Steudler. 2002. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to pasture in the Western Amazon Basin. *Acta Scientiarum Maringá* 24(5):1369-1376.
- Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *In: Sparks, D.L. (Ed.). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.* SSSA, Madison, WI. pp. 961-1010.
- Ortiz, R., K.D. Sayre, B. Govaerts, R. Gupta, G.V. Subbarau, T. Ban, D. Hodson, J.M. Dixon, J. Ortiz-Monasterio and M. Reynolds. 2008. Climate change. Can wheat beat the heat?. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126:46-58.
- Phillips, O.L., N.Y. Malhi, P. Higuchi, V. Núñez, R.M. Vazquez, S. Laurence, L.V. Ferreire, M. Stern, S. Brown and J. Grace. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forest; evidence from long term plots. *Science* 282:439-442.
- Tan, Z.X. and R. Lal. 2005. Carbon sequestration potential with changes in land use and management in Ohio. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:140-152.
- Thompson, L.M. y F.R. Troeh. 2002. Los suelos y su fertilidad. 4th Ed. Editorial Reverté, Barcelona, España.
- Yu, B., P. Stott, X.Y. Di and H.X. Yu. 2012. Assessment of land cover changes and their effect on soil organic carbon and soil total nitrogen in Daqing Prefecture, China. *Land Degradation and Development* 25:520-531.



5.21 Respiración de suelo y descomposición en sitios de sucesión ecológica dentro de un bosque tropical seco

Sandoval-Aguilar Maritza¹; Yopez Enrico A.²; de los Santos-Villalobos Sergio²⁻³; Robles-Zazueta Carlos A.⁴ y Garatuza-Payán Jaime²

¹Maestría en Ciencias en Recurso Naturales, Instituto Tecnológico Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

²Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

³Catedrático CONACYT-Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

⁴Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora. Luis Encinas y Rosales S/N, Centro, CP 83000, Sonora.

Autor para correspondencia: yopezglz@gmail.com

Resumen

El suelo es la principal fuente terrestre de flujo de CO₂ hacia la atmósfera, regulada por diversos factores entre los que destacan los procesos biológicos y las condiciones ambientales. En el bosque tropical seco (BTS) esta dinámica es regulada por las variaciones estacionales de la precipitación y el cambio de uso de suelo. Los objetivos fueron (i) cuantificar la respiración de suelo (R_s) y su correlación con variables ambientales y, (ii) estimar pérdida de masa asociada a la descomposición de hojarasca, en sitios de sucesión ecológica de un BTS. Los sitios de estudio corresponden a: (i) BTS primario (Pr), (ii) BTS secundario (Sc), (iii) sitio dominado por *Acacia cochliacantha* (Ac) y, (iv) sitio desmontado y abandonado (Ab). En cada sitio se midieron los flujos de CO₂, empleando un sistema de cámara dinámica cerrada y se empleó la técnica de bolsas de descomposición para cuantificar la diferencia de pesos. La R_s promedio anual para los sitios fue de: 0.66±0.6 (Pr), 0.46±0.6 (Sc), 0.37±0.07 (Ac) y 0.77±0.14 (Ab) μmolCO₂ m⁻² s⁻¹. La R_s es sensible a los cambios de uso de suelo bajo la influencia de la precipitación, y dependiente de los factores ambientales como humedad y temperatura del suelo, estos a su vez controlan procesos edáficos como la descomposición de la materia orgánica, importante para el flujo de carbono en el ecosistema.

Palabras clave: Sierra de Álamos, precipitación, humedad de suelo, temperatura de suelo

Absract

The soil is the primary source of CO₂ emissions from terrestrial ecosystems to the atmosphere. This is regulated by different factors, among which are biological processes and conditions. In tropical dry forest (TDF) the dynamics are controlled by variations in rainfall and land-use change. The objectives of this study were to (i) quantify soil respiration (R_s) and the correlation with variables and, (ii) estimate the mass loss associated with litter decomposition in an ecological succession of a TDF. The study sites were: (i) mature TDF (Md), (ii) secondary TDF (Sc), (iii) a site dominated by *Acacia cochliacantha* (Ac) and (iv) an abandoned clearing (Ab). The soil CO₂ efflux was measured using a dynamic closed camera system and the litterbags technique was used to quantify the weight difference. The annual average R_s for the site was: 0.66±0.6 (Pr), 0.46±0.6 (Sc), 0.37±0.07 (Ac) y 0.77±0.14 (Ab) μmolCO₂ m⁻² s⁻¹. The R_s is sensitive to land-use change under the influence of precipitation and dependent on environmental factors such as soil moisture and soil temperature, these factors control soil processes such as decomposition, important for carbon flow in the ecosystem.

Key words: Sierra de Álamos, precipitation, soil moisture, soil temperature.

Introducción

La dinámica del carbono (C) del bosque tropical seco (BTS) está controlada por dos factores importantes: la precipitación y los disturbios asociados a la actividad antropogénica (Jaramillo *et al.*, 2010). Las variaciones estacionales de la precipitación regulan la magnitud de la descomposición de materia orgánica y la respiración del suelo (R_s), este último representa uno de los flujos más importantes dentro del ciclo de C terrestre siendo el principal flujo de CO_2 proveniente del suelo hacia la atmósfera, que en ecosistemas estacionales secos es regulado principalmente por la humedad y temperatura de suelo (Ryan y Law, 2005; Palacio y Hurtado, 2008; León *et al.*, 2014).

El BTS de México es uno de los ecosistemas más amenazados por las actividades antropogénicas conduciendo a la formación de diversos estados sucesionales, modificando la liberación y captura de C en el suelo (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008; Galicia y García-Oliva, 2008).

Con la finalidad de conocer la dinámica del C en el suelo dentro de cuatro sitios de sucesión ecológica en un BTS del noroeste de México, el presente estudio tienen como objetivos: (i) cuantificar la respiración de suelo y (ii) estimar la pérdida de masa de la materia orgánica, de cada etapa sucesional presente en el ecosistema para evaluar las posibles diferencias en estos flujos en las distintas etapas sucesionales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el BTS dentro del rancho “El Guayabo” que pertenece a la Reserva Monte Mojino (ReMM), manejado por Nature and Culture International, el cual, a su vez, está dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC) ubicada en el suroeste del estado de Sonora, México, este sitio se encuentra dentro del municipio de Álamos por lo que forma parte de la Sierra Madre Occidental, y se conforma por planicies, lomeríos, serranías y valles. El clima de la región se clasifica como semiárido cálido BS1(h')hw(e) (García, 1988) con una precipitación media anual de 600 a 700 mm. La región se rige por dos temporadas climáticas: seca y lluvia, la estación seca comprende de cinco a siete meses del año (de noviembre a mayo), presentándose lluvias invernales. La temperatura media anual es 24.3 °C (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008).

Sitios de estudio

La elección de los sitios de estudio se tomó de acuerdo al patrón de disturbio en un BTS considerándose: un Bosque Tropical Seco maduro (Md), que ha permanecido intacto de actividades humanas (ganadería, agricultura, asentamientos humanos), manteniendo una composición de especies representativa de un BTS en buen estado de conservación: *Brogniartia alamosana*, *Croton flavescens*, *Haematoxylum brasiletto*, *Jatropha cordata*, *Lysiloma divaricatum*, *Pachycereus pecten-aboriginum* y *Randia obcordata*, *Acacia cochliacantha*, *Haematoxylum brasiletto* y *Randia obcordata*. Un Bosque Tropical Seco Secundario (Sc), el cual es un sitio con más de 30 años en recuperación después de su desmonte; un sitio dominado por *Acacia cochliacantha* (Ac), considerado como una sucesión temprana (10 a 15 años) y un sitio desmontado recientemente y abandonado (Ab) (~7 años), en donde se pueden encontrar especies arbustivas no mayores a 1 m de altura, parches de zacate buffel (*Pennisetum ciliare* L.) y en una baja población *Acacia cochliacantha*, el suelo de este sitio está parcialmente descubierto.

Diseño experimental

En cada sitio de estudio se tomó un punto central y se colocaron aros de PVC (de 10 cm de diámetro, enterrados a 4 cm de la superficie) hasta los 60 m con una separación de 20 m entre cada uno de ellos, con dirección a los puntos cardinales (N, S, E, O) teniendo un total de 12 aros por sitio. A los 60 m de cada coordenada se colocó una parcela de 5 x 5 m donde se enterraron al azar 24 bolsas para descomposición (a una profundidad entre 0-5 cm de suelo) teniendo un total de 96 bolsas por sitio.

Respiración de suelo

La R_S se midió con un sistema basado en cámaras dinámicas cerradas (Cueva *et al.*, 2012). La medición de los flujos se realizó mensualmente (una medición en cada sitio por mes durante el día en un horario de 9:00 am a 5:00 pm) durante un año abarcando la época seca (marzo-mayo 2015, noviembre 2015-marzo 2016) y de lluvia (junio-octubre 2015). Las concentraciones de CO_2 fueron registradas cada segundo durante 3 min por cada aro con el objetivo de determinar la pendiente de la recta de mejor ajuste y calcular la tasa de evolución de CO_2 dada en unidades de $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$ (en cada medición se descartaron los primeros 60 s y la pendiente se obtuvo de los 120 s restantes). Aunado a R_S , dos variables ambientales fueron cuantificadas: temperatura de suelo ($^{\circ}C$) y humedad de suelo (%), por medio de un Thermocouple Thermometer (Barnant Co., Barrington, IL, USA) y medidor de humedad Theta Probe ML2x, Delta Device (Cambridge, U.K.) respectivamente.

Masa remanente

Se elaboraron bolsas de descomposición de 20 x 20 cm con material sintético (0.5mm). Cada bolsa contenía 10 ± 0.5 g de hojarasca específica de cada sitio de estudio. Se colectó la hojarasca y se secó en horno de convección por 72 hr a 65 ± 5 $^{\circ}C$, posteriormente la muestra de hojarasca se tamizó para excluirle contaminación que pudiera presentar, finalmente la muestra fue pesada y sellada para poder ser enterrada. La colecta de las bolsas de descomposición se realizó a los 86, 207, 297 y 365 d posteriores, desenterrando al azar seis bolsas de descomposición por cada parcela, teniendo un total de 24 muestras por sitio en cada colecta realizando el mismo procedimiento que la muestra al iniciar para ser procesada. La pérdida de peso se determinó para todas las muestras de los cuatro sitios con base en la ecuación 1.

$$PM\% = \frac{x_t}{x_0} \times 100 \quad (1)$$

donde; x_t = la cantidad de muestra remanente en el tiempo (g) y, x_0 = la cantidad de muestra original (g).

Análisis Estadístico

Se realizó un análisis ANOVA mensual para R_S e identificar las diferencias entre sitios. La correlación mediante regresión lineal múltiple fue aplicada para flujos de CO_2 vs humedad y temperatura de suelo. Para los análisis estadísticos se emplearon los softwares R y SigmaPlot 12.0 (Systat Software INC, UK).

Resultados y discusión

La medición de R_S fue tomada durante un año para captar la estacionalidad de la precipitación que regula la dinámica del C en el ecosistema, durante este período los flujos alcanzaron sus valores máximos, esto puede ser asociado a la activación del metabolismo microbiano que responde a la disponibilidad de agua (Huxman *et al.*, 2004; Luo y Zhou, 2006).

Los sitios presentaron diferencias significativas de R_s durante los meses de julio a noviembre (figura 1); los sitios con mayores flujos en esta época fueron BTS-Sc y BTS-Ac los cuales se encuentran en estado de recuperación, el comportamiento que presentan puede deberse a la estructura y composición de la vegetación existente, ya que predominan especies pioneras (*i.e.*, *Acacia cochliacantha*) mismas que se caracterizan por tener poca profundidad en sus raíces (Zepeda-Sánchez, 2010) promoviendo el incremento de la R_s mediante la respiración autótrofa (*i.e.*, raíces) aunado, el dosel en estos sitios es más abierto, permitiendo una mayor temperatura del suelo que estaría asociada al incremento de la R_s (Figura 1). Adicionalmente la calidad de la hojarasca (*i.e.*, celulosa, hemicelulosa, lignina), la comunidad de macro y micro-organismos edáficos presente y las propiedades físico-químicas del suelo (*i.e.*, porosidad, densidad aparente, textura, pH) pueden contribuir a estas diferencias (Murphy y Lugo, 1986; Kim *et al.*, 2012; Montaña *et al.*, 2012; Sandoval-Aguilar *et al.*, 2014).

Estudios de ecosistemas estacionales donde el agua es el factor principal que controla la dinámica de nutrientes y su funcionalidad, cuantificaron la R_s 0.1-2.1 en $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para un matorral mediterráneo (León *et al.*, 2014), 0-5.67 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ en un matorral subtropical (Robles-Zazueta *et al.*, 2014), 0.32-3.26 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ en un ecosistema del desierto Chihuahuense y 1.8 -3.9 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ durante la época del monzón en un ecosistema semiárido (Barron-Gafford *et al.*, 2011) el rango de los valores de R_s de BTS-Md es similar al del comportamiento de un matorral mediterráneo, esto puede ser atribuido a que las mediciones se realizaron midiendo puntos mensuales y no se logró tener un flujo constante anual.

En este estudio la correlación de R_s entre precipitación humedad y temperatura del suelo no presentaron relación significativa ($p > 0.05$) con excepción del sitio BTS-Sc y BTS-Ac respecto a precipitación y BTS-Md en humedad del suelo ($p < 0.05$), esto difiere con lo reportado en la literatura generada en zonas áridas, donde la estacionalidad de la precipitación regula este proceso en ecosistemas estacionales (Barron-Gafford *et al.*, 2011; León *et al.*, 2014).

En la Figura 2 se observa el porcentaje de cambio de peso en las bolsas de descomposición indican diferencias mínimas con: 59% en BTS-Ab, 54% en BTS-Md y 52% para BTS-Sc y BTS-Ac. La pérdida significativa de masa en todos los sitios comienza con la disponibilidad de lluvia durante la temporada de crecimiento cuando las condiciones de temperatura y humedad del suelo (Figura 1) fueron favorables para que la descomposición de la hojarasca se llevó a cabo (Castellanos-Barliza y León, 2010; García-Velázquez *et al.*, 2010; Montaña *et al.*, 2012), lo cual concuerda con el comportamiento de un BTS en Jalisco donde la disponibilidad de nutrientes mineralizados en el ecosistema es activado por los pulsos de lluvia (Jaramillo *et al.*, 2010). En estudios anteriores Sandoval *et al.* (2014) determinaron una población microbiana alta para un BTS-Md en comparación a un BTS-Ab, sin embargo, la capacidad de degradar carbono (*i.e.*, actividad celulolítica) fue menor que en el sitio BTS-Ab, esto posiblemente debido a que la población de microorganismos en un BTS-Md presenta diferentes capacidades de degradar formas complejas de carbono. Esto puede asociarse a los resultados obtenidos en este estudio, ya que el BTS-Ab mostro una pérdida de masa más alta (figura 2). Para los sitios BTS-Sc y BTS-Ac que presentaron una R_s alta y baja pérdida de masa, posiblemente la comunidad microbiana existente este degradando las formas menos complejas o que fueron ya descompuestas en años anteriores.

Con la descomposición de la hojarasca se reciclan nutrientes y se emite CO_2 hacia la atmósfera (Powers *et al.*, 2009). En este estudio, se presentaron tasas altas de respiración en la época de lluvia (junio-octubre: Figura 1) y durante el período donde se tuvo la mayor pérdida de masa en todos los sitios (86 a 97 d, Figura 2).

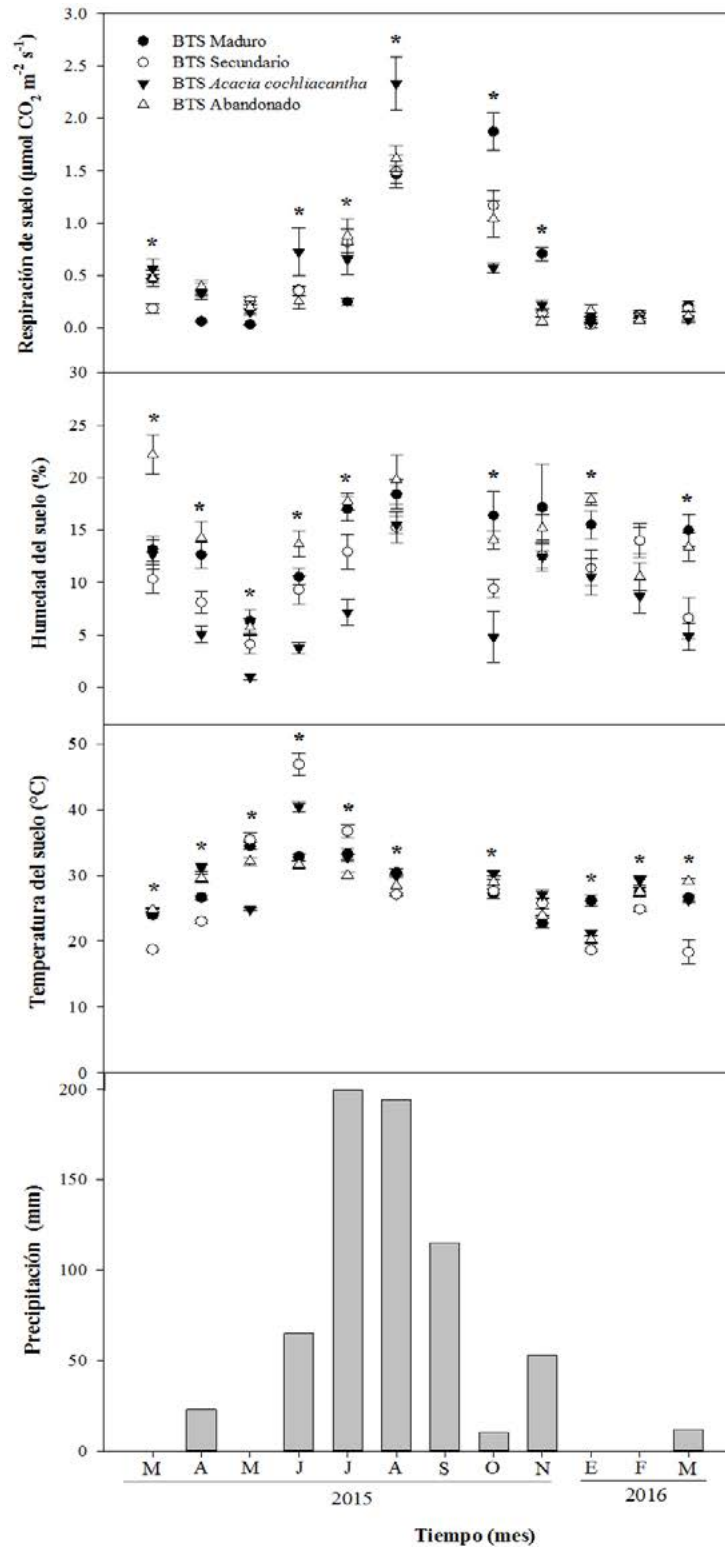


Figura 1. Tasa de respiración del suelo (R_s), precipitación, temperatura y humedad del suelo, en varios meses de 2015 y 2016, en los sitios de sucesión ecológica dentro del APFF Sierra de Álamos- Río Cuchujaqui. * muestra los meses en que los sitios presentaron diferencia estadísticamente significativa ($p > 0.05$) mediante pruebas de Tukey.

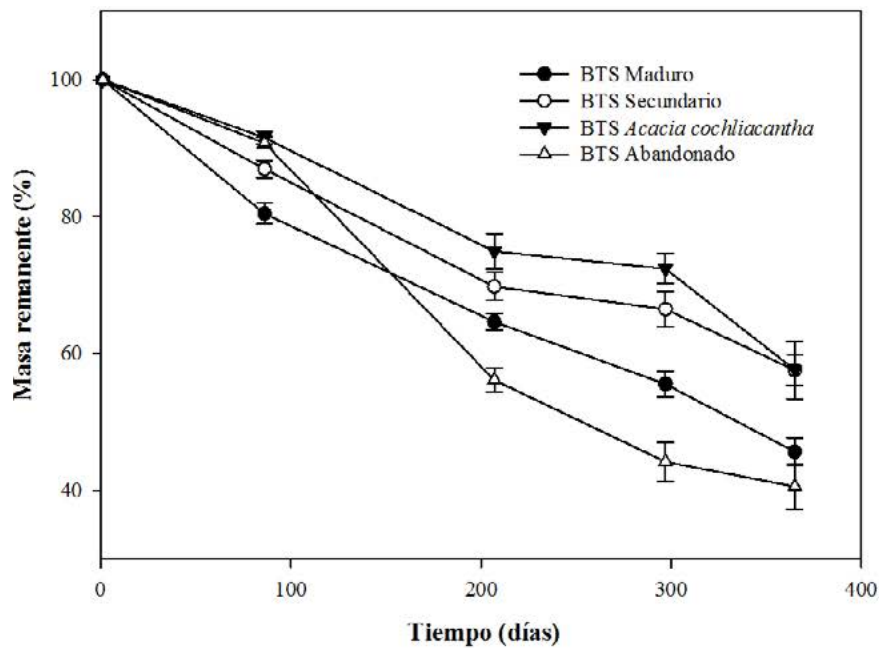


Figura 2. Tendencia de pérdida en masa de las bolsas de descomposición en los sitios de sucesión ecológica dentro del APFF Sierra de Álamos- Río Cuchujaqui. Las colectas de bolsas de descomposición se realizaron en los meses de: junio, octubre, enero del 2015 y marzo del 2016; 86, 207, 297 y 365 d, respectivamente.

Conclusiones

Es importante estudiar los mecanismos que regulan la R_s y la tasa de descomposición, así como los controles bióticos y abióticos de dichos procesos durante la sucesión ecológica del BTS para comprender mejor el ciclo del carbono de estos ecosistemas bajo presiones antropogénicas y cambio climático.

Agradecimientos

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Nature Culture International por permitir realizar el proyecto dentro del APFF- Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui y la reserva Monte Mojino. MSA y CARZ agradecen a CONACYT por las becas para la realización de sus estudios (MSA, 597610; CARZ, 626989). Se agradece el apoyo tanto de campo como de laboratorio a los compañeros de Laboratorio de Biotecnología del Recurso Microbiano, Laboratorio de Percepción Remota y Laboratorio de Ecohidrología e Isotopos Estables, así como a Miguel Agustín Rivera, Ariel Castro, Omar Rojas, Silvia Domínguez, Masuly Vega y Lucia Nevescanin.

Bibliografía

- Álvarez-Yépez, 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.
- Barron-Gafford, G.A., R.L. Scott, G.D. Jenerette, T.E. Huxman. 2011. The relative controls of temperature, soil moisture, and plant functional group on soil CO₂ efflux at diel, seasonal, and annual scales. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 116(1) DOI:10.1029/2010JG001442.

- Castellanos-Barliza, J. and 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.
- Cueva-Rodríguez, A., E.A. Yépez, J. Garatuzo-Payán, J.C. Rodríguez y C.J. Watts, C. J. 2012. Diseño y uso de un sistema portátil para medir la respiración de suelo en ecosistemas. *Terra Latinoamericana* 30(4):327-336.
- Galicia, L., F.G. Oliva, R. Murillo y M. Oliva. 2002. Flujos de C, N y P al suelo de dos especies de árboles remanentes en una pradera tropical estacional. *Acta Botánica Mexicana* 61:41-57.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Editado por la autora. (4ª Ed.). México, D.F.
- García-Velasquez, L.M., A. Rios-Quintana y L.J. Molina-Rico. 2010. Estructura, composición vegetal y descomposición de hojarasca en el suelo, en dos sitios de un bosque nublado andino (reforestado y en sucesión espontánea), en Peñas Blancas, Calarcá (Quindío), Colombia. *Actualidades Biológicas* 32(93):147-164.
- Huxman, T.E., J.M. Cable, D.D. Ignace, J.A. Eilts, N.B. English, J. Weltzin and D.G. Williams. 2004. Response of net ecosystem gas exchange to a simulated precipitation pulse in a semi-arid grassland: the role of native versus non-native grasses and soil texture. *Oecologia* 141(2):295-305.
- Jaramillo, V.J., A. Martínez-Yrizar and R.L. Sanford Jr. 2011. Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. *In: Seasonally Dry Tropical Forests*. Island Press/Center for Resource Economics. pp. 109-128.
- Kim, D.G., R. Vargas, B. Bond-Lamberty and M.R. Turetsky. 2012. Effects of soil rewetting and thawing on soil gas fluxes: a review of current literature and suggestions for future research. *Biogeosciences* 9(7):2459-2483.
- León, E., R. Vargas, S. Bullock, E. Lopez, A.R. Panosso and N. La Scala. 2014. Hot spots, hot moments, and spatio-temporal controls on soil CO₂ efflux in a water-limited ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 77:12-21.
- Montaño, N.M., A.L. Sandoval-Pérez, M. Nava-Mendoza, J.M. Sánchez-Yañez y F. García-Oliva. 2012. Variación espacial y estacional de grupos funcionales de bacterias cultivables del suelo de un bosque tropical seco en México. *Revista de Biología Tropical* 61(1):439-453.
- Murphy, P.G. and A.E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual review of ecology and systematics* 17:67-88.
- Powers, J.S., R.A. Montgomery, E.C. Adair, F.Q. Brearley, S.J. DeWalt, C.T. Castanho, J. Chave, E. Deinert, E. Ganzhorn, J. Gilbert, E. matthew, J.A. Gonzalez-Iturbe, S. Bunyavejchewin, R. Grau, K. Harms, A. Hiremath, S. Iriarte-Vivar, E. Manzano, A.A. de Oliveira, 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.
- Palacio, A. A.R. y F.H.M. Hurtado. 2008. Respiración macrobiana y de raíces en suelos de bosques tropicales primarios y secundarios (Porce, Colombia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín* 61:4381-4393.
- Robles-Zazueta, C.A., E.A. Yépez, J. C. Rodríguez, J. Garatuzo-Payán y C.J. Watts. 2014. Estimación de la respiración de suelo mediante el método del gradiente en un matorral subtropical de Sonora. *En: Paz, F. y J. Wong-González (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México. pp 55-61.*
- Ryan, M.G. and B.E. Law. 2005. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* 73(1):3-27.
- Sandoval-Aguilar, M., S. de los Santos-Villalobos, A. Peláez -Álvarez, T. Coyotl-Barrios, J. Garatuzo-Payán y E.A. Yépez. 2014. Función microbiana asociada al carbono en sitios de sucesión ecológica de un bosque tropical seco. *En: Paz, F. y J. Wong-González (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México. pp 356-362.*
- Zepeda-Sánchez, C. 2010. Fuentes de utilización de agua en dos ecosistemas estacionalmente secos de Sonora. Tesis de Ingeniería en Ciencias Ambientales. Instituto Tecnológico de Sonora-México.

5.22 La respiración del suelo desde la perspectiva de los sistemas complejos

Ramírez-Carrillo Elvia¹; de León-González Fernando² y Vela-Correa Gilberto²

¹Doctorado en Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, Ciudad de México.

²Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, Ciudad de México.

³Departamento de El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Calzada del Hueso No. 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: elviarc@gmail.com

Resumen

El suelo es reconocido como el reservorio terrestre más grande de carbono orgánico y su alteración impacta significativamente la concentración de carbono en la atmósfera. Se analizó tanto una serie de tiempo de respiración del suelo en Oklahoma, USA; como una base planetaria para comenzar a entender la interacción de este proceso biogeoquímico con diferentes variables ambientales. Se encontró que la respiración del suelo en el sitio de estudio se comporta como un sistema complejo auto-organizado caracterizado por una señal de ruido $1/f$ con coeficiente de autosimilitud de 1.14 calculado por un análisis de Fourier y de 1.141 obtenido por DFA. Mediante el uso del paquete estadístico RobPer implementado en R, se encontraron periodicidades mensuales y anuales, así como otras dos de 112 y 427 d atribuibles a la propia complejidad del proceso. Mediante un árbol de clasificación aplicado a la base de datos "SRDB" se encontró que las principales variables explicativas de la respiración del suelo planetaria son el tipo de drenaje del suelo, el bioma, el tipo de ecosistema y la temperatura y precipitación media anual. El análisis de minería de datos muestra que las diferencias metodológicas en la adquisición de datos si influyen en los resultados obtenidos, de tal forma que una gran base de datos como la analizada, pierde poder de inferencia estadística al no tener una homogeneidad metodológica.

Palabras clave: variables indicadoras, ecuaciones alométricas, Oaxaca.

Abstract

The soil is recognized as the mayor terrestrial reservoir of organic carbon and its alteration would have significant impacts the carbon concentration in the atmosphere. We analyze both a time series of soil respiration in Oklahoma, USA; as well as a planetary soil respiration data base to understand the interaction of this biogeochemical process with different environmental variables. We found that soil respiration in the study site behaves like a self-organized complex system characterized by a $1/f$ noise signal with a self-similarity coefficient of 1.14 calculated by a Fourier analysis and 1.141 obtained by DFA. Using the statistical package RobPer in R, a monthly and annual periodicities were found, along with another two periodicities of 112 and 427 d related to the complexity of the process. Through a classification tree applied to the SRDB we found that the main explanatory variables of soil planetary respiration are soil drainage type, the biome, the type of ecosystem and the average annual temperature and rainfall. The data mining analysis shows that the methodological differences in data acquisition have a considerable influence the results, so that this large database some how loses statistical inference power for not having a methodological homogeneity.

Key words: indicator variables, allometric equations, Oaxaca.



Introducción

El suelo es reconocido como el reservorio terrestre más grande de carbono orgánico y su alteración impacta significativamente la concentración de carbono (C) en la atmósfera (Stockmann *et al.*, 2013). De hecho, a nivel global el carbono orgánico del suelo (COS) contiene más carbono que la atmósfera o la vegetación terrestre (Fischlin *et al.*, 2007). Por esto, desde hace más de tres décadas se propuso al suelo como un potencial sumidero de carbono y se han realizado muchos estudios acerca de sumideros, secuestro, almacenamiento y estabilización del carbono en suelos (Janzen, 2006). Sin embargo, recientemente ha ido cambiando esta conceptualización basada principalmente en reservorios por una más dinámica en donde el carbono orgánico se entiende como un flujo constante a través del suelo (Schmidt *et al.*, 2011; Janzen, 2015). En este sentido Janzen (2015) conceptualiza el suelo como “una confluencia integral y sostenible de flujos de energía dentro de los ecosistemas y la biosfera terrestre”. De hecho una gran parte de átomos de C que entran al suelo, reaparecen en el aire como CO₂ en cuestión de días o meses, algunos persisten por años o décadas y muy pocos persisten por siglos o más; incesablemente todos los átomos son impulsados por la termodinámica a la mayor entropía del CO₂ (Kleber y Johnson, 2010). Sin embargo, la probabilidad de liberación como CO₂, varía entre los átomos de carbono, dependiendo de varios factores como la estructura molecular, la matriz mineral (la cual puede favorecer o no la protección física en los agregados) y las limitaciones ambientales para la actividad microbiana como temperatura, potencial hídrico, disponibilidad de oxígeno, pH, nutrientes, entre otros (Gregorich y Janzen, 2012).

Es importante considerar que todos estos factores interactúan entre sí y con el carbono, lo que dificulta o imposibilita el poder definir el efecto individual de cada variable (Erhagen *et al.*, 2013, Kruse *et al.*, 2013). En esa misma línea de pensamiento es importante no sólo comenzar a estudiar la complejidad edáfica a escala local sino también a escalas planetarias. Por lo anterior, abordar al suelo como un sistema complejo y aprovechar las herramientas de las ciencias de la complejidad nos ayuda a entender cómo el conjunto de factores ambientales afectan la dinámica del suelo a diferentes escalas (Jenny, 1941; Verma y Kelleners, 2012; Gabriel y Kellman, 2014).

Por otro lado, el suelo es un sistema de interface y regulación entre diferentes componentes del sistema Tierra y sus procesos globales. De hecho varios de sus ciclos y procesos biogeoquímicos se han propuesto como límites planetarios (Rockström *et al.*, 2009). Uno de ellos es el cambio climático, donde el suelo juega un rol esencial en la dinámica del CO₂ en la atmósfera. Recientemente se ha reconocido que más que un proceso molecular, el ciclo del carbono en el suelo es un proceso ecosistémico (Schmidt *et al.*, 2011). Por lo anterior, y como ha propuesto Janzen (2015) se coincide con el hecho de que es necesario dejar de enfocarse en las funciones aisladas que se llevan a cabo en el suelo, para adoptar un enfoque sistémico. Se está en un punto de inflexión donde es necesario dejar los enfoques reduccionistas, en términos de toneladas secuestradas, para entender mejor el funcionamiento dinámico y complejo del suelo en cada ecosistema. Lo anterior contribuye a crear mejores modelos de la dinámica del COS con mayor potencial para ayudar a las decisiones de manejo, al uso sustentable del suelo y a cambiar la forma en la que la sociedad se relaciona con él.

En particular, la respiración del suelo (Rs), entendida como el flujo de intercambio de CO₂ entre el suelo y la atmósfera, el cual a su vez es un producto de la actividad colectiva de las comunidades autótrofas y heterótrofas edáficas, se considera el segundo flujo más importante de carbono terrestre (Schlesinger, 1977; Raich y Potter, 1995; Schimel, 1995). No obstante, su dinámica no está bien entendida y se espera que presente alteraciones debido al cambio climático (Bond-Lamberty y Thomson, 2010b). De tal forma que su papel como posible reservorio y sistema regulador del CO₂ se ha convertido en un tema de amplio estudio (Kirschbaum, 2000; Post y Kwon, 2000).

El suelo como sistema complejo

Actualmente, las condiciones ambientales están cambiando cada vez más rápido conforme interactúan con procesos globales como el cambio climático, ante los cuales emergen sinergias imprevistas. Esto ha llevado a que autores como Wolfram (2002) proponga un cambio de paradigma científico a un “nuevo tipo de ciencia”, basada en el enfoque sistémico. Un sistema se puede entender como el conjunto de entidades interactuantes que constituyen un todo organizado, organizador y organizante (Morin, 2007). La complejidad aparece cuando emerge información novedosa a partir de las interacciones entre los componentes del sistema más que de sus propiedades individuales; de tal forma que el futuro del sistema está determinado por esta información emergente (Gershenson y Fernández, 2012). Entonces, se dice que un sistema es complejo cuando presenta un número grande de elementos que tienen interacciones (las cuales pueden producir patrones globales a partir de una dinámica local) suficientemente fuertes y/o su espacio de configuración cambia suficientemente rápido (en términos de la escala espacio-temporal del observador).

De lo anterior y siguiendo el pensamiento de Janzen (2015) que establece la necesidad de ver al suelo desde una perspectiva ecosistémica, se propone que el suelo es un sistema complejo. Por un lado, su dinámica está definida por la interacción de diferentes subsistemas como lo son la biósfera, atmósfera, geósfera e hidrósfera y todos sus componentes; que a su vez interactúan en el territorio generando diferentes procesos pedogenéticos relacionados con el clima o las geoformas. Por otro lado, según Janzen (2015), los flujos de carbono también conectan a los ecosistemas en la dimensión temporal, ya que el carbono persiste en el suelo como una especie de memoria biogeoquímica (Targulian y Goryachkin, 2004). De esta forma, el suelo está en un constante cambio a diferentes escalas espacio-temporales por lo que presenta un espacio de configuración no estacionario, que aunado a su naturaleza interactuante, lo hace claramente un sistema complejo con propiedades como son la emergencia, auto-organización y homeostasis (Gershenson y Fernández, 2012). Es decir, el sistema presenta propiedades a gran escala que no están presentes a menores escalas, se observan patrones globales que surgen de la interacción de los elementos que conforman al sistema y tienen la capacidad de mantener su dinámica dentro de cierto conjunto de estados.

En este trabajo se estudió el tipo de ruido asociado a series de tiempo de respiración del suelo, lo cual ha sido usado en la literatura como una prueba de complejidad (López-Corona *et al.*, 2013). Por otro lado, se analizó la relación de la respiración del suelo con diferentes variables biofísicas a escala planetaria usando métodos propios de las Ciencias de la Complejidad, como lo es la minería de datos.

Materiales y métodos

Bases de datos analizadas

Diversos grupos de investigación han recopilado datos de la respiración del suelo R_s a lo largo del tiempo y en diversas regiones del planeta. En el 2010a Bond-Lamberty y Thomson publicaron la “Soil Respiration Data Base” (SRDB) con el objetivo de tener una base de datos planetaria en donde estuvieran colectadas todas esas investigaciones. Esta base de datos es utilizada en el presente estudio comprende todos los datos obtenidos de campo sobre respiración del suelo publicados en una escala de tiempo estacional y/o anual desde 1961 hasta 2007. Los datos son libremente descargables por GitHub en <https://github.com/bpbond/srdb>. Un estudio anterior, basado en esta base de datos (Bond-Lamberty y Thomson, 2010b), muestra que la respiración del suelo R_s está significativamente correlacionada con las anomalías de temperatura (desviación de la temperatura respecto al promedio entre 1961-1990); y confirma que el ciclo global del carbono está sufriendo una aceleración como respuesta al cambio climático.

Para los análisis de series de tiempo se utilizó la base de datos obtenida por el consorcio de Ameriflux (<http://ameriflux.lbl.gov>), una red de colaboración para realizar mediciones de flujos de CO₂, agua y energía en América. La red de monitoreo se estableció tratando de tener una muestra representativa de los mayores biomas incluyendo la tundra, praderas, sabana, zonas agrícolas, bosques de coníferas, bosques caducifolios y bosques tropicales. En particular, para el presente trabajo se utilizaron los datos generados en el sitio ARM SGP ubicado en Oklahoma, USA (36.6058 latitud N, -97.48888 latitud O y elevación de 314 m s.n.m.), generados bajo la supervisión de los investigadores Dave Billesbach, Marc Fischer y Margaret Torn. Esta serie de tiempo va de 2003 al 2012 con datos tomados cada media hora.

Series de tiempo

Se utilizó la serie de tiempo descrita para caracterizar su tipo de ruido, modelándolo como una ley de potencias $S(f) \sim f^{-\beta}$, la cual se ha relacionado con el comportamiento dinámico del sistema (López-Corona *et al.*, 2013). Si el exponente de autosimilitud $\beta = 0$ (ruido Blanco) se tiene una serie de tiempo sin correlación; mientras que si $\beta = -2$ (ruido Café) se tiene una serie de tiempo con alta correlación y el caso intermedio corresponde a un tipo muy especial de ruido fractal (coloreado) conocido en la literatura como ruido 1/f, ruido Rosa o ruido flicker. El ruido 1/f se ha considerado como una transición de fase estadística entre no-correlación (aleatoriedad y no predictibilidad) asociada al ruido Blanco y la alta correlación (orden y predictibilidad) asociada al ruido Café; y que correspondería a un estado de criticalidad dinámica caracterizado por una alta complejidad. De esta forma el ruido 1/f se ha venido usando como una huella digital de complejidad dinámica (López-Corona *et al.*, 2013).

Para determinar el tipo de ruido de la serie de tiempo generada, se calculó el valor del exponente de autosimilitud tanto mediante un análisis de Fourier como usando un Detrended Fluctuation Analysis (DFA) (Kantelhardt *et al.*, 2002). Finalmente para complementar este análisis de serie de tiempo se buscaron periodicidades usando el paquete estadístico RobPer de R (Thieler *et al.*, 2013) que combina diferentes funciones periódicas y técnicas de regresión para calcular periodogramas entre las que incluye regresión por mínimos cuadrados, mínima desviación absoluta, así como regresiones M, S y τ . Para este trabajo en particular se utilizaron splines periódicos como funciones de búsqueda y la regresión M con la función Huber.

Minería de datos

Para determinar las variables más importantes en el proceso de respiración del suelo se usó el software Weka, (Waikato Medio Ambiente para el Análisis del Conocimiento), una aplicación de aprendizaje de máquina escrito en Java™, desarrollado en la Universidad de Waikato, Nueva Zelanda (Hall *et al.*, 2009) disponible bajo la Licencia Pública General de GNU (<http://www.gnu.org/licenses/gpl-3.0.en.html>).

En particular se construyó un árbol de decisiones para obtener las variables más importantes mediante la aplicación del algoritmo C 4.5, desarrollado por Quinlan (2014), que genera un árbol clasificador, a partir de los datos haciendo particiones recursivas escogiendo los nodos de decisión y los valores de corte usando un criterio entrópico de ganancia de información.

Resultados y discusión

Series de tiempo

La Figura 1 muestra la serie de tiempo del sitio ARM-SGP en Oklahoma, USA, con datos de CO₂ umol/mol tomados cada media hora desde 2003 hasta 2012. La presencia de valores extremos (de dos a tres veces los valores promedio) sugieren que el fenómeno podría presentar auto-organización, misma

que está relacionada con ruido $1/f$ (Boyer y López Corona, 2009). Esta hipótesis de auto-organización se comprobó mediante el análisis de Fourier y de DFA (Figura 2) que dio como resultado un exponente de autosimilitud en el Espectro de Poder de $\beta= 1.14$ y $\beta= 1.24$ respectivamente. Esto indica que R_s es un proceso dinámico bien modelado por un ruido $1/f$ y por tanto se trata de un proceso complejo que exhibe auto-organización. Este resultado implica que la R_s está en un estado de criticalidad auto-organizada que explica, por ejemplo, porque aunque existe una periodicidad que a primera vista está en orden de magnitud de un mes, un análisis más detallado usando RobPer muestra nuevas periodicidades a diferentes escalas temporales adicionales a la observada, como lo es una anual muy clara de 378 d; otras de menor importancia de 427 d y 112 d. En este sentido, si bien es fácil darle explicación a las periodicidades anuales, no lo es así para las demás como la de 427 y 112 d las cuales muy probablemente son producto de la complejidad del proceso.

Entonces, dado que el suelo es un sistema complejo se esperaría que la red de elementos que determinan su dinámica esté constituida por varios nodos que interactúan de forma no trivial y por tanto, una aproximación basada en la búsqueda de correlaciones simples entre dos elementos, ignorando los efectos de mayor orden de interacción (3 cuerpos o más) o de la colectividad, que necesariamente limita el tipo de inferencias capaces de realizar.

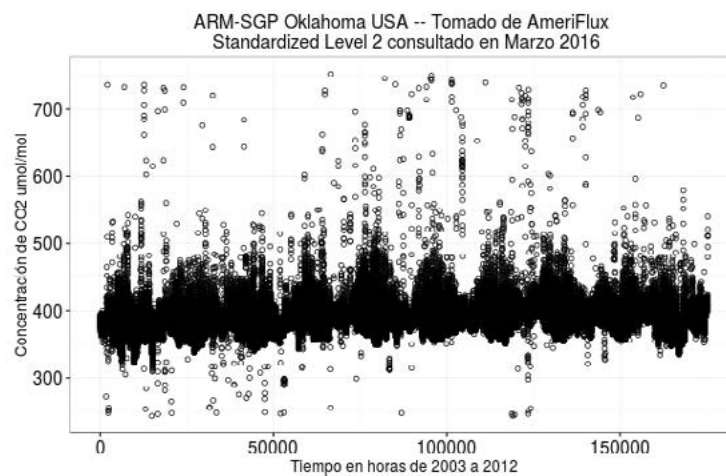


Figura 1. Serie de tiempo del sitio ARM-SGP en Oklahoma, USA, con datos de CO_2 $\mu\text{mol/mol}$ tomados cada media hora, de tal forma que en la gráfica cada paso de tiempo corresponde a media hora, haciendo que el punto 50 000 corresponda a 25 000 h, abarcando una ventana de observación desde 2003 hasta 2012.

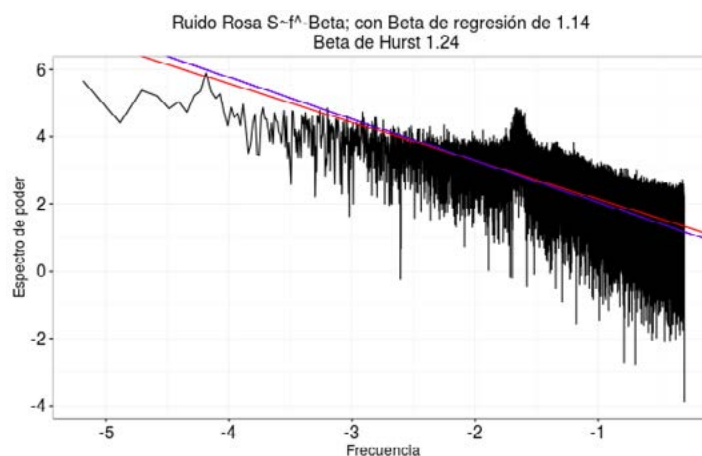


Figura 2. Análisis de Fourier y de DFA que dio como resultado un exponente de autosimilitud en el Espectro de Poder de $\beta= 1.14$ y $\beta= 1.24$. Estadísticos: $b= 0.989163$ Error std= 0.004046 $t= 244.5$ $p= <0.001$; $m= -1.145070$ Error std= 0.004738 $t= -241.7$ $p= <0.001$.

Minería de datos

En años recientes ha habido un progreso importante en la capacidad técnica de monitoreo ambiental y se han generado grandes volúmenes de datos ambientales de tal forma que muchos datos están almacenándose a una mayor velocidad de la que es posible analizarlos, sobre todo usando las técnicas tradicionales (Ikoma *et al.*, 2006). En este sentido, el premio Nobel de Economía de 1991, Ronald Coase, decía que "*If you torture the data long enough, nature will confess*"; sin embargo, lo anterior no siempre resulta un asunto trivial. La minería de datos se basa en técnicas estadísticas y además incorpora distintas técnicas de gestión de bases de datos junto con modernos algoritmos de inteligencia artificial, tales como: redes neuronales, análisis factorial, análisis de series temporales, redes bayesianas, árboles de decisión, modelos estadísticos, el análisis estadístico multivariado y análisis de la agregación (Hand, 1998; Kantardzic, 2003). Lo que concierne es que más que una colección de muchos tipos de análisis, la minería de datos se distingue por un enfoque holístico, donde el énfasis no está tanto en la extracción de los hechos, sino en la generación de hipótesis. Su objetivo tiene más que ver con la generación de nuevas y mejores preguntas que al refinar respuestas tradicionales se ha aplicado con éxito en muchas áreas de la ciencia como la biología (Baldi *et al.*, 1998; Anandhavalli *et al.*, 2003; Birkholtz *et al.*, 2006), astronomía (Ball y Brunner, 2009; Borne, 2009; Fayyad *et al.*, 1996; Vaduvescu *et al.*, 2009) y la medicina (Lavrañ, 1997; Kormushev, 2009) sólo por mencionar algunas.

El árbol de clasificación obtenido utilizando la mayoría de variables incluidas en la SRDB (Cuadros 1 y 2) tiene como hoja terminal una variable nominal construida con la mediana y cuartiles del valor cuantitativo de la respiración anual del suelo. Este árbol muestra las diferentes configuraciones de variables que conducen a distintos niveles de flujo de CO₂. De esta forma, se encontró que las variables relacionadas a los métodos de medición fueron seleccionadas por el algoritmo de clasificación (C4.5 implementado como J48 en WEKA) en diferentes niveles del árbol, lo que produce una limitación en las inferencias debido a la dependencia con el método utilizado. Dado lo anterior se realizó un segundo árbol de clasificación (Figura 3, exactitud 48.5%) donde se limitó el análisis a las variables ambientalmente relevantes. Sin embargo, la variabilidad de los datos limita la exactitud del árbol y el poder de inferencia.

Un análisis de selección de atributos sobre este segundo árbol reconoce como principales variables explicativas al bioma, el tipo de ecosistema, el tipo de drenaje que presenta el suelo, la temperatura media anual y la precipitación media anual. Las dos primeras junto con la temperatura ya habían sido reportadas por Bond-Lamberty y Thomson (2010b) en el análisis de esta base de datos; mientras que el drenaje del suelo y la precipitación juegan un papel importante en el nuevo árbol de clasificación, de hecho el drenaje corresponde al nodo principal.

El drenaje del suelo separa al árbol en cuatro ramas: seco, medio, mojado y mixto (Cuadro 3). Cuando se tiene un drenaje medio o mixto los valores de Rs anual se encuentran en el primer (0 a 452 g C m⁻²) o segundo cuartil (453-713g C m⁻²). En ambos los valores más bajos de Rs anual se presentan en el bioma boreal. En suelos muy húmedos se observa que los biomas boreal, ártico, templado y subtropical en general presentan también valores bajos de Rs anual (de la mediana a menores); con excepción de ecosistemas manejados en el bioma boreal, donde el manejo, en particular cuando han pasado pocos años del disturbio, incrementa los valores de Rs. Los valores más altos de Rs se muestran en el bioma tropical donde se encuentran valores por arriba de la mediana uno (714-1050g C m⁻²) y dos cuartiles (mayores a 1050g C m⁻²). En especial los valores más altos se dan en ecosistemas manejados y en naturales con varias especies dominantes. La última rama corresponde a suelos bien drenados y secos, ésta es la rama que presenta la mayor complejidad. En general, de nuevo los valores más altos de Rs se localizan en los biomas tropicales y subtropicales, en particular en los ecosistemas forestales y manejados.

Cuadro 1. Variables cuantitativas utilizadas incluidas en la SRDB.

Variable	Units	Acronym	Max	Min	Median	Mean	Std.dev
Elevation	m	Elevation	4767	0	410	684.2	741.3
Time since disturbance	years	Age_disturbance	500	0	19	41.0	62.1
Number of dominant species	número	no spp	12	0	1	1.8	1.6
Soil bulk density	g cm-3	Soil_BD	9.3	0.06	1.1	1.1	0.6
Soil C:N ratio	NA	Soil_CN	80	1.8	14.3	17.9	9.8
Reported mean annual temperature	T°C	MAT	31.5	-19	8.5	10.1	7.7
Reported mean annual precipitation	mm	MAP	5532	10	900	1118.4	800.3
Reported potential evapotranspiration	mm	PET	4770	21	1094	1356.6	847.3
Annual temperature in year of study	T°C	Study_temp	32.1	-19.5	8.8	9.3	6.2
Annual precipitation in year study of study	mm	Study_precip	5900	1	914	1037.2	670.0
Annual C flux from soil respiration	g C m-2	Rs_annual	23046	-200	713	827.6	750.9
Maximum RS flux	µmol m-2 s-1	Rs_max	16.08	0.593422	4.015	4.7	2.9
Minimum RS flux	µmol m-2 s-1	Rs_min	2.91	-0.63	0.45	0.6	0.5
Annual RS flux from litter	g C m-2	Rlitter_annual	949	0	152	199.2	152.3
Annual autotrophic RS flux	g C m-2	Ra_annual	2280	-16	274	362.4	319.7
Annual heterotrophic RS flux	g C m-2	Rh_annual	4150	0.35	384	428.6	334.8
Root contribution to Rs_annual	annual fraction	RC_annual	0.96	-0.04	0.41	0.4	0.2
Mean growing RS flux	µmol m-2 s-1	Rs_growingseason	24.11	0	2.48	3.1	2.5
Annual gross primary production at site	g C m-2	GPP	7800	0	1328	1673.8	1149.0
Annual ecosystem respiration at site	g C m-2	ER	3591.6	117	949.5	1145.6	641.2
Annual net ecosystem production at site	g C m-2	NEP	2700	-1650	109.5	142.6	405.2
Annual net primary production at site	g C m-2	NPP	2930	0	472.5	581.9	460.3
Annual aboveground NPP at site	g C m-2	ANPP	2560	0	255	383.2	406.9
Annual belowground NPP at site	g C m-2	BNPP	900	0	159.4	191.4	156.3
Annual fine root NPP at site	g C m-2	NPP_FR	700	4.3	145	164.6	118.8
Total belowground carbon allocation at site	g C m-2	TBCA	2600	68	486.5	594.7	467.1
Annual aboveground litter flux	g C m-2	Litter_flux	1156	0	193	221.6	149.0
Annual belowground litter flux	g C m-2	Rootlitter_flux	590	0	117.5	165.8	147.0
Annual total litter flux	g C m-2	TotDet_flux	885	4.3	273	319.5	229.2
Annual nitrogen deposition	g N m-2	Ndep	20.5	0.1	0.8	1.4	2.4
Leaf area index at site	m2 m-2	LAI	14.9	0	3.8	4.0	2.5
Basal area at site	m2 ha-1	BA	385.5	0	27.6	33.5	26.6
Total carbon in vegetation	g C m-2	C_veg_total	66800	4	3045	7159.1	11325.5
Total carbon in aboveground vegetation	g C m-2	C_AG	145200	0	2170	7188.5	15659.9
Total carbon in belowground vegetation	g C m-2	C_BG	11400	4	490	902.6	1333.7
Total carbon in coarse roots	g C m-2	C_CR	59328	0	382	2443.5	7889.5
Total carbon in fine roots	g C m-2	C_FR	16350	5	160	353.7	1227.3
Total carbon in standing litter	g C m-2	C_litter	32875	0	673	1781.4	3022.7
Total carbon in soil organic matter	g C m-2	C_soilmineral	189000	70	6685	12708.4	18699.4
Depth to which soil C recorded	cm	C_soildepth	120	2	35	44.9	30.5

Cuadro 2. Variables nominales utilizadas incluidas en la SRDB. En particular la variable “*Quality_flag*” fue simplificada y la variable “*Texture_type*” creada a partir del tipo de suelo, con el fin de reducir el número de valores posibles y facilitar la interpretación del análisis.

Nominal values	Values
<i>Quality_flag</i>	Q01, Q02, Q03, Q04, Q10, Q11, Q12, Q13
<i>Biome</i>	Boreal, Arctic, Mediterranean, Subtropical, Temperate, Tropical
<i>Ecosystem_type</i>	Forest, Agriculture, Bare, Desert, Grassland, Savanna, Shrubland, Tundra, Urban, Wetland, Woodland
<i>Ecosystem_state</i>	Managed, Natural, Unmanaged
<i>Leaf_habit</i>	Evergreen, Deciduous, Mix
<i>Stage</i>	Aggrading, Mature
<i>Texture_type</i>	Clay, Clay-loam, Loam, Loamy-sand, Sand, Sandy-clay, Sandy-clay-loam, Sandy-loam, Silt, Silt-loam, Silty-clay, Silty-clay-loam
<i>Soil_drainage</i>	Medium, Dry, Mixed, Wet
<i>Meas_method</i>	IRGA, Soda-lime, Alkali-absorption, Isotope, Subtraction, None, Mass-spectrometer, Gas-chromatography, KOH-trap, Soil-profile, Profile, Electrolytic-titration, Regression, Gradient, USD, Other, Unknown, IRGA-static-gradient
<i>Partition_method</i>	Exclusion, Comparison, Equating, Extraction, Girdling, Isotope, Other, Radiocarbon, Regression, Subtraction
<i>RC_season</i>	Growing, Autumn, Dry, Summer, Wet, Winter
<i>Model_type</i>	Arrhenius1, Arrhenius2, Exponential1, Exponential2, Exponential3, Exponential4, Exponential5, Exponential6, Exponential7, Exponential8, Exponential9, Exponential10, Exponential11, Exponential12, Exponential13, Linear, Logistic1, Logistic2, Other, Polynomial1, Polynomial2, Power1, Power2, Q101, Q102, R101, R102, R103
<i>Temp_effect</i>	Positive, Mixed, Negative, None
<i>WC_effect</i>	Negative, Positive, None, Mixed, Nonunda
<i>RannualNV</i>	Q1, Q2, Q3, Q4



Cuadro 3. Representación esquemática del árbol de clasificación utilizando la base de datos “SRDB” con el program WEKA, utilizando el algoritmo C4.5.

Soil_drainage = Medium	Biome = Boreal	Rs_growingseason <= 2.09: Q1 (8.8/0.8)			
		Rs_growingseason > 2.09: Q2 (2.2)			
	Biome = Arctic: Q1 (1.0)				
	Biome = Subtropical: Q2 (0.0)				
	Biome = Temperate: Q2 (19.0/9.0)				
Soil_drainage = Mixed	No_spp <= 1	Biome = Boreal: Q1 (5.0)			
		Biome = Temperate: Q2 (3.0/1.0)			
	No_spp > 1: Q2 (4.0)				
Soil_drainage = Wet	Biome = Boreal	Ecosystem_state = Managed	Age_disturbance <= 23: Q3 (3.0)		
			Age_disturbance > 23: Q1 (3.0)		
		Ecosystem_state = Natural	MAP <= 269: Q2 (7.54/1.24)		
			MAP > 269: Q1 (67.68/7.7)		
		Ecosystem_state = Unmanaged	Age_disturbance <= 27: Q2 (6.0)		
			Age_disturbance > 27: Q1 (15.0)		
	Biome = Arctic: Q1 (9.04/1.0)				
	Biome = Subtropical: Q2 (8.03/3.03)				
	Biome = Temperate	Ecosystem_type = Forest: Q2 (33.0/17.0)			
		Ecosystem_type = Agriculture: Q1 (2.0/1.0)			
		Ecosystem_type = Grassland: Q2 (3.0)			
		Ecosystem_type = Savanna: Q1 (0.0)			
		Ecosystem_type = Shrubland: Q2 (3.0)			
		Ecosystem_type = Wetland: Q1 (50.38/21.0)			
	Biome = Tropical	Ecosystem_state = Managed: Q4 (3.0/1.0)			
Ecosystem_state = Natural		No_spp <= 3	MAP <= 4395: Q1 (14.09/7.0)		
			MAP > 4395: Q3 (4.93/2.03)		
Ecosystem_state = Unmanaged: Q3 (5.0/1.0)	No_spp > 3: Q4 (2.1/0.1)				
Biome = Boreal	No_spp <= 3	LAI <= 1.8	Ecosystem_state = Managed: Q2 (19.2/8.5)		
			Ecosystem_state = Natural	MAP <= 600: Q1 (41.6/9.94)	
			MAP > 600: Q2 (9.4/4.04)		
		Ecosystem_state = Unmanaged	Age_disturbance <= 33.5: Q1 (13.49/0.95)		
		Age_disturbance > 33.5: Q2 (3.77/1.11)			
	LAI > 1.8	Ecosystem_state = Managed: Q2 (24.32/10.76)			
		Ecosystem_state = Natural: Q1 (65.2/30.45)			
	Ecosystem_state = Unmanaged	Elevation <= 165: Q1 (7.98/1.35)			
		Elevation > 165: Q2 (13.27/3.05)			
	No_spp > 3	Leaf_habit = Evergreen: Q4 (8.37/3.37)			
	Leaf_habit = Deciduous: Q1 (2.68)				
	Leaf_habit = Mix: Q3 (2.07)				
Biome = Arctic: Q1 (19.03/2.03)					
Soil_drainage = Dry	Ecosystem_state = Managed	MAP <= 410	MAP <= 128: Q2 (2.47/1.35)		
			MAP > 128: Q1 (6.17/1.17)		
		MAP > 410: Q4 (34.54/10.94)			
	Ecosystem_state = Natural	Ecosystem_type = Forest	Leaf_habit = Evergreen	Elevation <= 345: Q2 (6.0/1.0)	
				Elevation > 345: Q1 (6.0/3.0)	
			Leaf_habit = Deciduous: Q3 (14.0/5.0)		
			Leaf_habit = Mix: Q3 (0.04)		
	Ecosystem_type = Grassland: Q1 (25.0/16.0)				
		Ecosystem_type = Savanna: Q2 (3.0/1.0)			
		Ecosystem_type = Shrubland: Q1 (11.0/6.0)			
Ecosystem_state = Unmanaged	MAP <= 417.6: Q2 (5.0)				
	MAP > 417.6	MAT <= 12.3: Q2 (4.0/2.0)			
		MAT > 12.3: Q4 (7.0/3.0)			

Conclusiones

El repensar al suelo desde la perspectiva de los sistemas complejos contribuye a entender procesos biogeoquímicos como la respiración del suelo. En este trabajo el análisis de la amplia base de datos ha demostrado que efectivamente el suelo de un sitio de estudio en Oklajoma-USA, se comporta como un sistema complejo auto-organizado como se observa en la serie de tiempo de su respiración, la cual está bien modelada por un ruido $1/f$, el cual fue calculado por dos métodos diferentes.

La complejidad del suelo podría resultar ser un elemento importante en cuanto a manejo del suelo pues se ha propuesto que la sostenibilidad está relacionada con el grado de complejidad de los sistemas socio-ambientales, donde a mayor complejidad, mayor nivel de sostenibilidad (López-Corona *et al.*, 2015). Por otro lado, al pensar en el suelo como un sistema complejo se debe tener en cuenta que implica una pérdida de predictibilidad y control a la hora de realizar planes de manejo y evaluaciones de impacto ambiental. Este enfoque brinda nuevas herramientas de análisis, lo cual es oportuno considerar al estar en medio de una “Revolución de los datos” como lo ha propuesto Chris Stephens en diferentes foros. Los datos están cambiando en tres componentes: la forma de adquisición, la cantidad y la forma como interactuamos con ellos. Hoy las estructuras computacionales de almacenamiento pueden albergar el orden de un zettabyte ($1 \text{ ZB} = 10^{21} \text{ B} = 1 \text{ billón de TB}$). La compañía IBM estima que en el 2012 se produjeron alrededor de 2.5 ZB al día, lo cual para poner en contexto es del orden del número de Avogadro. Esto implica que el 90% de los datos del mundo se han producido en los últimos cinco años, excediendo por mucho la capacidad humana para su procesamiento. Entonces se tiene ahora el problema de cómo generar conocimiento a partir de dichos datos. En este sentido el mismo Stephens ha planteado el problema de enfocarse solamente en el “Big data”, donde se tienen grandes bases de datos pero que no necesariamente están estructurados o permiten generar conocimiento a partir de ellos. Es necesaria la creación no solo de grandes bases de datos, sino de datos bien estructurados (“Deep data”) que permitan generar inferencias válidas y generalizables.

En el caso de esta investigación, al estudiar la SRDB mediante minería de datos quedó en evidencia que las diferencias metodológicas en la adquisición de datos sí influyen en los resultados obtenidos, de tal forma que una gran base de datos como la analizada, pierde poder de inferencia estadística. De hecho se intentó hacer una serie de tiempo de respiración del suelo global con ella pero tenía demasiados gaps temporales, lo cual invalida el uso de los métodos estandarizados de análisis de series de tiempo como el análisis de series de Fourier (Thieler *et al.*, 2013). Sin embargo, el árbol de clasificación permite conocer cómo interaccionan entre sí diferentes variables ambientales y cómo afecta esto a la R_s anual.

Así, este trabajo es una primer propuesta para entender cómo interaccionan entre sí diferentes factores ambientales y como afectan la respiración del suelo.

Bibliografía

- Anandhavalli, M., M. Ghose and K. Gauthaman. 2010. Mining Spatial Gene Expression Data Using Negative Association Rules. arXiv:1001.1991v1.
- Baldi, P. and S. Brunak. 1998. Bioinformatics - The Machine Learning Approach. MIT Press.
- Ball, N. and R. Brunner. 2009. Data mining and machine learning in astronomy. arXiv:0906.2173v1.
- Birkholtz, L., O. Bastien, G. Wells, D. Grando, F. Joubert, V. Kasam, M. Zimmermann, P. Ortet, N. Jacq, S. Roy, M. Hoffmann-Apitius, V. Breton, A. Louw and E. Maréchal. 2006. Integration and mining of malaria molecular, functional and pharmacological data: how far are we from a chemogenomic knowledge space?. arXiv:q-bio/0611053v1.
- Bond-Lamberty, B. and A. Thomson. 2010a. A global database of soil respiration data. Biogeosciences 7(6):1915-1926.
- Bond-Lamberty, B. and A. Thomson. 2010b. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. Nature 464(7288):579-582.
- Borne, K. 2009. Instrumentation and Methods for Astrophysics. Scientific Data Mining in Astronomy. arXiv:0911.0505v1.



- Boyer, D. and O. López-Corona. 2009. Self-Organization Scaling and Collapse in a Coupled Automaton Model of Foragers. *Journal of Physics A: Mathematical and Theoretical* 42(43):4014.
- Erhagen, B., M. Öquist, T. Sparrman, M. Haei, U. Ilstedt, M. Hedenström, J. Schleucher and M.B. Nilsson. 2013. Temperature response of litter and soil organic matter decomposition is determined by chemical composition of organic material. *Global Change Biology* 19:3858-3871.
- Fayyad, U., S. Djorgovski and N. Weir. 1996. Automating the Analysis and Cataloging of Sky Surveys. *In: Fayyad, U.M., G. Piatetsky-Shapiro, P. Smyth and R. Uthurusamy (Eds.). Advances in Knowledge Discovery and Data Mining.* AAIT Press and MIT Press. pp 471.
- Fischlin, A., G.F. Midgley, J.T. Price, R. Leemans, B. Gopal, C. Turley and A.A. Velichko. 2007. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ecosystems, their properties, goods, and services. pp 211-272.
- Gabriel, C.E. and L. Kellman. 2014. Investigating the role of moisture as an environmental constraint in the decomposition of shallow and deep mineral soil organic matter of a temperate coniferous soil. *Soil Biology and Biochemistry* 68:373-384.
- Gershenson, C. and N. Fernández. 2012. Complexity and information: Measuring emergence, self-organization, and homeostasis at multiple scales. *Complexity* 18(2):29-44.
- Gregorich, E.G. and H.H. Janzen. 2012. Microbially mediated processes: decomposition. *In: Huang, P.M., Y. Li, M.E. Sumner (Eds.). Handbook of Soil Sciences: Properties and Processes.* 2nd Ed. pp. 2632. CRC Press, Boca Raton, FL. Biochemistry 68:373-384.
- Hall, M., E. Frank, G. Holmes, B. Pfahringer, P. Reutemann and I.H. Witten. 2009. The WEKA data mining software: an update. *ACM SIGKDD Explorations Newsletter* 11(1):10-18.
- Hand, D. 1998. Data Mining: Statistics and more?. *The American Statistician* 52(2):112-118.
- Ikoma, E., K. Taniguchi, T. Koike and M. Kitsuregawa. 2006. Development of a Data Mining Application for Huge Scale Earth Environmental Data Archives. *International Journal of Computational Science and Engineering* 2:262-270.
- Janzen, H.H. 2006. The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it?. *Soil Biology and Biochemistry* 38(3):419-424.
- Janzen, H.H. 2015. Beyond carbon sequestration: soil as conduit of solar energy. *European Journal of Soil Science* 66(1):19-32.
- Jenny, H. 1941. *Factors of Soil Formation.* McGrawHill Book Company, Inc., New York.
- Kantardzic, M. 2003. *Data Mining: Concepts, Models, Methods, and Algorithms.* John Wiley & Sons.
- Kirschbaum, M.U. 2000. Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming?. *Biogeochemistry* 48(1):21-51.
- Kantelhardt, J.W., S.A. Zschiegner, E. Koscielny-Bunde, S. Havlin, A. Bunde and H.E. Stanley. 2002. Multifractal detrended fluctuation analysis of nonstationary time series. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications* 316(1):87-114.
- Kleber, M. and M.G. Johnson. 2010. Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: implications for interactions in the environment. *Advances in Agronomy* 106:77-142.
- Kormushev, P. 2009. Visual approach for data mining on medical information databases using Fastmap algorithm. Cornell University Library. arXiv:0904.0313v1.
- Kruse, J., J. Simon, H. Rennenberg. 2013. Soil respiration and soil organic matter decomposition in response to climate change. *Developments in Environmental Science* 13:131-149.
- Lavraã, N., E. Keravnou and E. Zupan, 1997. *Intelligent Data Analysis in Medicine and Pharmacology.* Kluwer.
- López-Corona, O., P. Padilla, O. Escolero, A. Frank and R. Fossion. 2013. Lévy Flights, $1/f$ Noise and Self Organized Criticality. *Journal of Modern Physics* 4:337-343 DOI:10.4236/jmp.2013.43046.
- López-Corona, O., P. Padilla, A. Huerta, D. Mustri-Trejo, K. Perez, A. Ruiz and F. Zamudio. 2015. Measuring social complexity and the emergence of cooperation from entropic principles. arXiv preprint arXiv:1502.05741.
- Morin, E. 2007. *Restricted complexity, general complexity. Worldviews, science and us: Philosophy and complexity.* Singapore: World Scientific 1-25.
- Post, W.M. and K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6(3):317-327.
- Quinlan, J.R. 2014. *C4.5: Programs for machine learning.* Elsevier.
- Raich, J.W. and C.S. Potter. 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles* 9(1):23-36.
- Rockström J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin, E.F. Lambin and J.A. Foley. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461(7263):472-475.
- Schimel, D.S. 1995. *Climate Change: The Science of Climate Change.* *In: Houghton, J.T. (Ed.). Cambridge Univ. Press.* pp 76-86.
- Schlesinger, W.H. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual review of ecology and systematics* 51-81.

- Schmidt, M.W., M.S. Torn, S. Abiven, T. Dittmar, G. Guggenberger, I. A. Janssens and S. Trumbore, 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478(7367):49-56.
- Stockmann, U., M.A. Adams, J.W. Crawford, D.J. Field, N. Henakaarchchi, M. Jenkins and M. Zimmermann. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164:80-99.
- Targulian, V.O. and S.V. Goryachkin. 2004. Soil memory: Types of record, carriers, hierarchy and diversity. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 21(1):1-8.
- Thieler, A.M., R. Fried and J. Rathjens. 2013. RobPer: An R Package to Calculate Periodograms for Light Curves Based on Robust Regression. Technical Report 2, Collaborative Research Center SFB 876, TU Dortmund University.
- Vaduvescu, O., L. Curelaru, M. Birlan, G. Bocsa, L. Serbanescu, A. Tudorica and J. Berthier. 2009. EURONEAR-Data Mining of Asteroids and Near Earth Asteroids. arXiv:0906.5030v1.
- Verma, A.K. and T.J. Kelleners. 2012. Depthwise carbon dioxide production and transport in a rangeland soil. *Soil Science Society of America Journal* 76:821-828.
- Wolfram, S. 2002. *A new kind of science* (Vol. 5). Champaign: Wolfram media.

5.23 Estimación de reservorios de C en biomasa aérea de la selva baja caducifolia en zonas semiáridas del noroeste de México

López-Verdugo Luz I.¹; Barreras-Apodaca Aylin C.¹; Díaz-Sánchez Eduardo¹; Barceló-Basañez A.¹; Medina-López Ana V.¹; Sánchez-Cervantes Daniela G.¹ y Sánchez-Mejía Zulia M.¹

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

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

Resumen

El 40% de la superficie terrestre es categorizada con un rango de aridez, el 28% de la población mundial depende de los servicios ecosistémicos que esta región provee. Las selvas bajas caducifolias (SBC) se distribuyen desde el norte de México hasta Centroamérica. Las SBC contribuyen a los flujos de C (*i.e.*, época de lluvia) y almacenan C en biomasa aérea (B_A) contribuyendo al secuestro de C en zonas semiáridas. A pesar del papel que juegan en el ciclo del C, poco ha sido documentado en cuanto al almacenamiento de C en el noroeste de México. Las ecuaciones alométricas (EA), son modelos empíricos empleados para obtener una estimación de biomasa y calcular el contenido de C almacenado. El objetivo de este estudio fue estimar la cantidad de C en B_A por medio del uso de EA generadas para SBC, e implementadas en Álamos, Sonora. Se generó una base de datos de las especies en Álamos usando el método del cuadrante, en el cual se registraron alrededor de 50 especies distintas, de las que se destacan: *Pistacia* sp., *Bursera bipinnata*, *B. copallifera*, y *Ceiba* sp. Se registró el diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura total (HT) de cada especie. Se utilizaron cinco EA (Brown, Chavel, Martínez, Convencional y Navar). La SBC secundaria de Álamos almacena entre 40-65 MgC ha⁻¹ en B_A , las EA empleadas no son significativamente diferentes. Sin embargo, las ecuaciones de Brown, Convencional y Navar tienen correlaciones casi del 80%, mientras que el resto alrededor de 60%.

Palabras clave: ecuaciones alométricas, Álamos, bosque tropical caducifolio.

Abstract

The 40% of land surface is categorized with a range of aridity; 28% of the world's population depends on ecosystem services that this region provides. Tropical dry forests (TDF) are distributed from the north part of Mexico to Central America. TDF contribute to carbon's fluxes (*i.e.*, rainy season), and store carbon in aboveground biomass (Bt) contributing to carbon's sequestration in semiarid zones. Even though the role that TDF play in the carbon cycle, little has been documented about carbon's storage in the northwest of Mexico. Allometric equations (AE) are empiric models employed to obtain a biomass's estimation and to calculate the amount of stored carbon. The objective of this study was to estimate the amount of carbon in Bt by using AE generated for TDF, and implemented in Álamos, Sonora. A database of Álamos's species was generated by using the quadrant method, in which 50 different species were recorded, of which *Pistacia* sp., *Bursera bipinnata*, *B. copallifera*, and *Ceiba* sp. are highlighted. Diameter at breast height (DBH) and total height (TH) measurements of each specie were recorded. Five AE were used (Brown, Chavel, Martínez, Conventional and Navar). Álamos's secondary TDF stores between 40 to 65 MgC ha⁻¹ in Bt, employed AE are not significantly different. However, Brown's, Conventional's and Navar's equations have correlations of about 80%, while the rest around 60%.

Key words: allometric equations, Álamos, tropical deciduous forest.

Introducción

La selva baja caducifolia (bosque tropical caducifolio o tropical dry forest) es continuamente amenazada por actividades antropogénicas (Alvarez-Yepiz *et al.*, 2008; Arnsteir, 2013; Alvarez-Yepiz y Dovciak, 2015). Actividades como la deforestación afectan el porcentaje de la cobertura mundial de los bosques en general (Birdsey *et al.*, 2013). Una de las estrategias para disminuir la deforestación son programas como de las Naciones Unidas, REDD+ (Reducción de Emisiones por Degradación y Deforestación), empleando actividades de desarrollo sustentable, los cuales necesitan programas de monitoreo, reporte y verificación (MRV) para ser implementados (UNREDD, 2013).

Los ecosistemas terrestres y el suelo son almacenes considerables de C (Figura 1 y Cuadro 1). Los bosques del mundo contienen un estimado de 340 Pg de C (1 Pg= 10¹⁵ g) (1 GtC= gigatonelada= billón de toneladas) en vegetación, y 620 Pg de C en suelo (Brown *et al.*, 2007). Los cambios en estos reservorios de C pueden tener un impacto considerable en el balance global de C.

Cuantificar la cantidad de carbono en cada reservorio es importante para validar productos satelitales y reducir incertidumbre en modelos de procesos (Figura 1) (Bonan *et al.*, 2003). Los dos procesos más importantes que afectan a este ciclo son la fotosíntesis de la vegetación y la respiración, en particular la respiración del suelo (RS) (Raich y Schlesinger, 1992). Por medio de la fotosíntesis es que aumenta la biomasa, que es lo que se utiliza para cuantificar el carbono en los reservorios, como lo muestra la Figura 1.

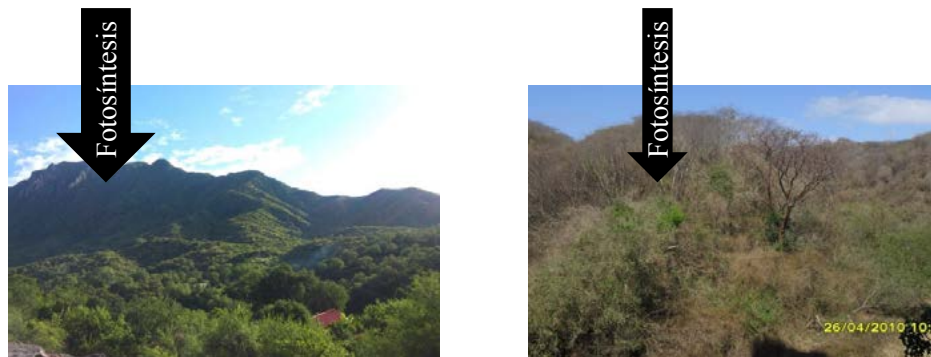


Figura 1. Variación estacional de la selva baja caducifolia en Álamos, Sonora. El lado izquierdo la SBC durante la época del monzón, en el lado derecho se observa durante la época seca.

Durante el proceso de MRV, existe incertidumbre en la cuantificación de carbono en los reservorios. Los factores que pueden influir en la confiabilidad de los resultados pueden ser la morfología de las especies vegetales en las cuales se lleva a cabo la cuantificación, error en las mediciones y/o captura de datos, tanto de biomasa como de respiración, entre otras (de Jong, 2013).

La SBC del noroeste de México ha sido poco caracterizada y monitoreada, se han realizado algunos estudios en Sonora (Alvarez-Yepiz *et al.*, 2008; Martínez-Yrizar *et al.*, 2010) y Sinaloa (Navar 2009a y b). Adicionalmente, la selva baja caducifolia en esta región tiene una marcada estacionalidad que influencia los flujos de carbono (Perez-Ruiz *et al.*, 2010).

La SBC es un ecosistema importante en México, por lo cual es crucial caracterizar y monitorear su función, especialmente ante el cambio climático que afectará la región (Joos *et al.*, 2001), especialmente considerando las interacciones y retroalimentaciones entre la vegetación y precipitación en zonas semiáridas (Berbert y Costa 2003; Sanchez-Mejia *et al.*, 2014).

El objetivo de este trabajo fue caracterizar el estrato secundario de la SBC de Álamos, Sonora, y cuantificar el C almacenado en biomasa aérea empleado ecuaciones alométricas. Plantemos las siguientes hipótesis: (i) los valores de C calculados con las ecuaciones alométricas serán significativamente distintos ya que fueron generadas en zonas geográficas diferentes, (ii) alta

correlación entre el DAP y la biomasa en C estimada y, (iii) alta variabilidad debido a las distintas ecuaciones empleadas.

Material y métodos

Área de estudio

El muestreo de árboles se llevó a cabo en “La Aduana”, Álamos, Sonora (Figura 2), latitud N 27°01’0.877”, longitud W 109°00’0.883”.

Álamos cuenta con un clima semiseco muy cálido y cálido (41.84%), semicalido subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad (19.95%), seco muy cálido y cálido (15.16%), semiseco semicálido (8.36%), donde 96.22% del área pertenece a la Sierra Madre Occidental (INEGI, 2003).

Tiene temperaturas que van de 16 a 26 °C, una precipitación anual de 300-900 mm y una altitud entre 50 y 2000 m s.n.m. (INEGI, 2003). El mes en el que se hizo el muestreo fue octubre, mes en el cual la vegetación en la zona era abundante.

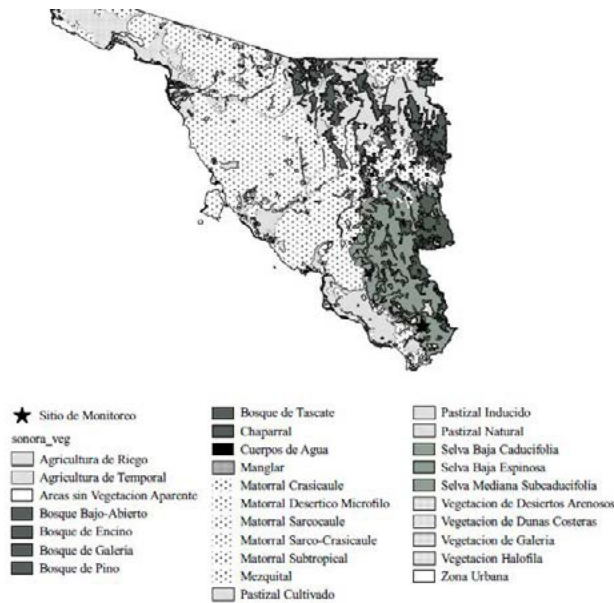


Figura 2. Vegetación de Sonora, en gris claro la distribución de la SBC, la estrella indica el sitio de estudio muestreado.

Método de muestreo

Para el muestreo de árboles se utilizó el método del cuadrante (Sanchez-Mejia *et al.*, 2007), con áreas de 20 x 20 m, donde a cada árbol se le midió la altura por estimación con una técnica indirecta, y el perímetro del tronco con una cinta, para obtener después el diámetro a la altura del pecho (DAP). La altura se estimó empleando la ecuación 1.

$$H = Dh/d \tag{1}$$

donde, H = altura del árbol (m), h = centímetros de la regla (m), D = distancia del árbol a la persona con la regla (m), d = distancia entre la mano y el ojo (m).

El DAP se estimó empleando la ecuación 2.

$$D = P/\pi \tag{2}$$

donde, π = 3.1416, D = Diámetro (cm), P = Perímetro (cm).

Para la base de datos, se utilizaron las mediciones de diez cuadrantes ubicados alrededor de las coordenadas dadas, dando así un total de 4000 m² como zona de muestreo. Se encontraron alrededor de cincuenta especies distintas en las que se pueden destacar las siguientes: *Pistacia lentiscus*, *Bursera bipinnata*, *Ceiba speciosa*, *B. copallifera*, *Cyrtocarpa procera*, *Spondias purpurea*, *Jatropha malacophylla*, *Bursera fagaroides* y *Erythroxylum mexicanum*.

Cálculo de biomasa

Las ecuaciones alométricas (Cuadro 1) empleadas se seleccionaron en base a la literatura, en la búsqueda de ecuaciones, se utilizaron las palabras clave allometric equations, biomass carbón, deciduous forest. Se empleó el programa R studio para generar los modelos.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas empleadas para estimar el C en biomasa aérea de la SBC, Álamos, Sonora.

Autor	Ecuación	Lugar de aplicación
Brown (1997)	Eq. 1: $AGB = \exp[-1.996 + 2.32 \cdot \ln[D]]$	
Chave <i>et al.</i> (2005)	Eq. 2: $AGB = 0.112 \cdot [(\rho D^2 H)]^{0.916}$	Chaco, Bolivia
Navar (2009b)	Eq. 3: $AGB = 0.1028 D^{2.2458}$	Este de Sinaloa
Martínez-Yrizar <i>et al.</i> (1996)	Eq. 4: $AGB = [10^{-0.8092}] \cdot [BA \cdot 1.14 \cdot TH]^{0.8247}$	Jalisco
Navar (2009a)	Eq. 5: $AGB = 0.0841 D^{2.41}$	Durango y Sinaloa

D= DAP; H= altura; ρ = densidad de madera; BA= área basal; TH= altura total.

Análisis estadísticos

Se realizó un análisis de ANOVA para ver diferencias significativas de la estimación de biomasa C entre cada ecuación, como prueba pos-hoc se realizó Student *t*, esto en el programa estadístico JMP.

Resultados y discusión

La SBC en un estrato secundario almacena en promedio entre 40 y 60 Mg C ha⁻¹, similar a lo que se ha observado en otros ecosistemas tropicales con disturbio antropogénico (Kotowska *et al.*, 2015). Los rangos pueden variar con respecto a la ecuación empleada (Navar, 2009b). Entre las ecuaciones que tienen un coeficiente de correlación más alto, con mayor certidumbre de los datos, fueron la de Navar 2009a y b y, la de Brown (1997) (Figura 3). Estas tres ecuaciones arrojaron gráficas similares, exponenciales, donde se muestra cómo la biomasa en C depende proporcionalmente al DAP, también existen otras variables ambientales (Alvarez-Yepiz *et al.*, 2008) y de competencia (Archer, 1990) que afectan esta proporcionalidad pero aquí no fueron evaluadas. Las gráficas obtenidas de las ecuaciones de un bajo coeficiente de correlación, menor certidumbre de los valores (Figura 3), arrojan gráficas similares donde pareciera que la biomasa en C se ve muy poco afectada en relación con el DAP.

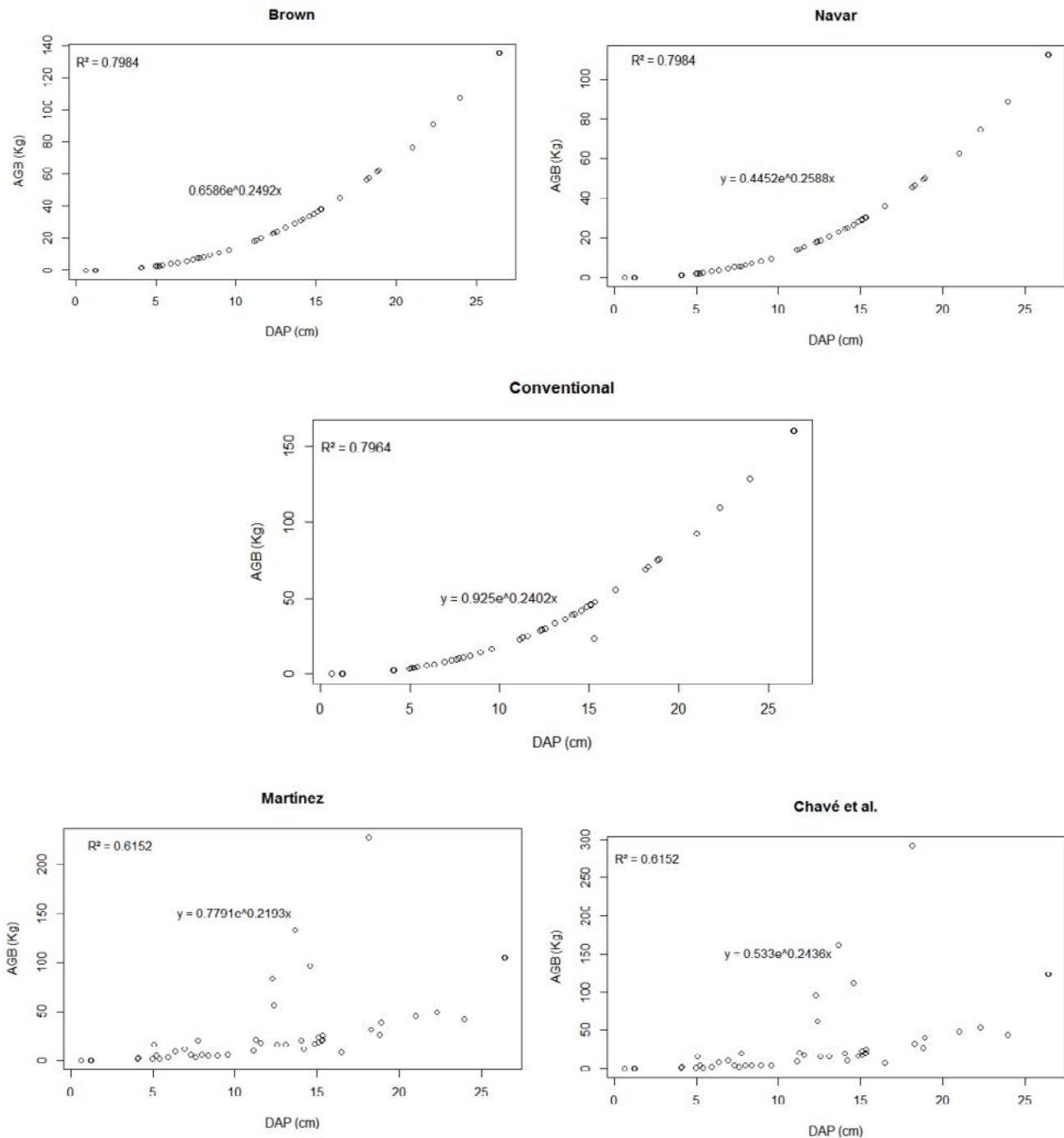


Figura 3. Modelos alométricos para la estimación de biomasa de C de la SBC en un estrato secundario.

Los estimaciones de C en biomasa aérea con las diferentes ecuaciones varían de una manera apreciable, pudiéndose deberse a que las ecuaciones han sido diseñadas para vegetación de una zona geográfica particular y por lo tanto no tienen la misma efectividad en lugares con misma vegetación pero diferente flora (von Humboldt y Bonpland, 2009). Esto se observa particularmente en este estudio, adicionalmente la composición florística varía no solo con la zona geográfica sino también con el estado de desarrollo del sistema, reportado antes para esta región por (Alvarez-Yepiz *et al.*, 2008).

Empleando la ecuación sugerida por (Martínez-Yrizar *et al.*, 1996) para BTD en bosques secundarios no existe una tendencia y la correlación entre DAP y Biomasa es baja.

Se observó una subestimación de las estimaciones de C (Figura 3). La cuantificación de C en biomasa aérea calculada con las diferentes ecuaciones arrojó valores bajos en comparación con los lugares donde las ecuaciones fueron desarrolladas. Para Navar (2009a y b) las medias resultantes (\pm desviación estándar) con la ecuación regional fueron 29.77 (\pm 26.88) Mg C ha⁻¹; 41.33 (\pm 31.47) Mg C ha⁻¹ y; 35.32 (\pm 21.71) Mg C ha⁻¹ para Durango; Tiniquis, Sinaloa; y Vado Hondo, Sinaloa, México, respectivamente. Martínez-Yrizar *et al.* (1996) obtuvieron un total de biomasa aérea de 81 Mg C ha⁻¹. Mientras que en el lugar estudiado se obtuvo para el valor más alto un resultado de 4.98 Mg C ha⁻¹ calculado con la ecuación convencional lo cual es por mucho un valor muy pequeño. Los otros promedios fueron 4.12 Mg C ha⁻¹, 4.15 Mg C ha⁻¹, 3.76 Mg C ha⁻¹ y 3.3 Mg C ha⁻¹ para Brown (2007), Chave *et al.* (2005), Martínez-Yrizar *et al.* (1996) y Navar (2009a y b), respectivamente.

Tener ecuaciones alométricas de la región y para cada estrato de la vegetación reduciría la incertidumbre de las estimaciones del C almacenado. A pesar de que las ecuaciones utilizadas son para zonas de condiciones secas, parecidas al lugar estudiado, existen diferencias en las zonas geográficas donde se encuentran y la flora local.

No existen diferencias significativas entre los modelos alométricos empleados (Figura 4). Comparando los resultados de la biomasa aérea obtenida con las distintas ecuaciones de cada autor se considera que la cantidad de biomasa obtenida con la ecuación de Chave *et al.* (2005) se obtiene la cantidad más elevada de biomasa aérea de 65.91 Mg C ha⁻¹, seguida de la obtenida con la ecuación de Brown (1997), en contraste con la ecuación de Convencional (Navar, 2009) que arroja un resultado de 40.33 Mg C ha⁻¹, siendo ésta la cantidad menor de biomasa calculada en esta área. Las estimaciones de C varían más empleando la ecuación de Chave *et al.* (2005), que el resto y es menor empleando la Convencional (Figura 4).

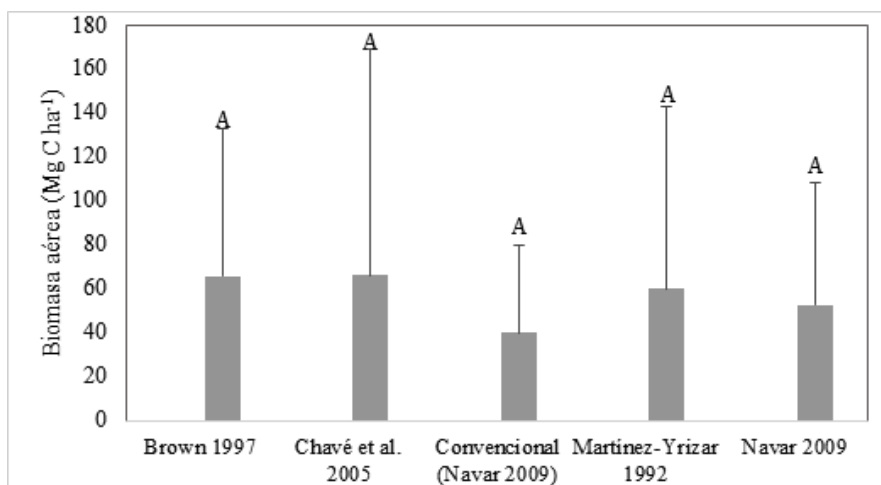


Figura 4. Promedio de C almacenado en biomasa aérea con cada modelo. Misma letra encima de la barra indica que no hay diferencias significativas, pos hoc Student *t*.

Conclusiones

Es posible aplicar tres de las ecuaciones alométricas en los árboles de las zonas semiáridas de Álamos, dado el coeficiente de correlación. Sin embargo, dada la ubicación geográfica, la Selva Baja Caducifolia estudiada es considerablemente distinta, y por lo tanto, para tener mejores estimaciones del C almacenado será necesario generar ecuaciones sitio-específicas. Adicionalmente, la SBC monitoreada en este estudio, es clasificada como secundaria debido al disturbio antropogénico dado principalmente por ganadería y agricultura, por lo que es necesario considerar esto durante el desarrollo de ecuaciones alométricas. Será ideal generar esta información para realizar un pronóstico de la funcionalidad de los ecosistemas de la región bajo distintos escenarios de disturbio y cambio climático.



Bibliografía

- Alvarez-Yepiz, J., A. Martínez-Yrizar, A. Burquez 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.
- Alvarez-Yepiz, J. and M. Dovciak. 2015. Enhancing ecosystem function through conservation: threatened plants increase local carbon storage in tropical dry forests. *Tropical Conservation Science* 8(4):999-1008.
- Archer, S. 1990. Development and stability of grass woody mosaics in subtropical savanna parkland, Texas, USA. *Journal of Biogeography* 17(4-5):453-462.
- Arnsteir, E. 2013. Forest Inventory and Quantification of Stored Carbon in the Bolivian Chaco. *Tropical Resources*.
- Berbert, M. and M. Costa. 2003. Climate change after tropical deforestation: Seasonal variability of surface albedo and its effects on precipitation change. *Journal of Climate* 16(12):2099-2104.
- Birdsey, R., G. Angeles-Perez, W.A. Kurz, A. Lister, M. Olguin, Y. Pan, C. Wayson, B. Wilson and K. Johnson. 2013. Approaches to monitoring changes in carbon stocks for REDD+. *Carbon Management* 4(5):519-537.
- Bonan, G.B., S. Levis, S. Sitch, M. Vertenstein and K.W. Oleson. 2003. A dynamic global vegetation model for use with climate models: concepts and description of simulated vegetation dynamics. *Global Change Biology* 9(11):1543-1566.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. Edited by F.F. Paper. FAO, Rome.
- Brown, S., M. Hall, K. Andrasko, F. Ruiz, W. Marzoli, G. Guerrero, O. Masera, A. Dushku, B. DeJong and J. Cornell. 2007. Baseline for land-use change in the tropics: application to avoid deforestation projects. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12:1001-1026.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M.A. Cairns, J.Q. Chambers, D. Eamus, H. Folster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.P. Lescure, B.W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riera and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145(1):87-99.
- de Jong, B.H.J. 2013. Spatial distribution of biomass and links to reported disturbances in tropical lowland forests of southern Mexico. *Carbon Management* 4(6):601-615.
- INEGI. 2003. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Álamos, Sonora*. Clave geoestadística. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Joos, F., I.C. Prentice, S. Sitch, R. Meyer, G. Hooss, G.K. Plattner, S. Gerber and K. Hasselmann. 2001. Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios. *Global Biogeochemical Cycles* 15(4):891-907.
- Kotowska, M., C. Leuschner, T. Triadiati, S. Meriem and D. Hertel. 2015. Quantifying above and belowground biomass carbon loss with forest conversion in tropical lowlands of Sumatra (Indonesia). *Global Change Biologu* 21(10):3620-3634.
- Martínez-Yrizar, A., J. Maass, L. Pérez-Jiménez and J. Sarukhán. 1996. Net primary production of a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Tropical Ecology* 12:169-175.
- Martínez-Yrizar, A., R. Felger y A. Búrquez. 2010. Los Ecosistemas de Sonora: un diverso capital natural. *En: Molina, F., y T. Van Devender (Eds.). Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM-CONABIO, México. pp. 129-156.
- Navar, J. 2009a. Allometric equations and expansion factors for tropical dry forest trees of eastern Sinaloa, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10:45-52.
- Navar, J. 2009b. Pan tropical biomass equations for Mexico's dry forest. *Agronomía Colombiana* 32:367-376.
- Perez-Ruiz, E.R., J. Garatuza-Payán, C.J. Watts, J.C. Rodriguez, E.A. Yopez and R.L. Scott. 2010. Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments* 74(5):556-563.
- Raich, J. and W. Schlesinger. 1992. The global carbon/dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 44(2):81-99.
- Sanchez-Mejia, Z., L. Serrano-Grijalva, O. Peñuelas-Rubio, E. Pérez-Ruiz, E. Siqueiros-Ruvalcaba y M. García-Calleja. 2007. Composición florística y estructura de la comunidad vegetal del límite del desierto de Sonora y la selva baja caducifolia (Noroeste de México). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 3(1):74-83.
- Sanchez-Mejia, Z.M., S.A. Papuga, J.B. Swetish, W.J.D. van Leeuwen, D. Szutu and K. Hartfield. 2014. Quantifying the influence of deep soil moisture on ecosystem albedo: The role of vegetation. *Water Resources Research* 50(5):4038-4053.
- UNREDD. 2013. *National Forest Monitoring Systems: Monitoring and Measurement, Reporting and Verification (M & MRV) in the context of REDD+ Activities*. United Nations Programme on Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation, FAO, Châtelaine, Geneva, Switzerland. 26 p.
- von Humboldt, A. and A. Bonpland. 2009. *Essay of the Geography of Plants with a physical tableau of the equinoctial regions voyages 1799 -1803*. *En: S. Romanowski (Ed). Essay on Geography of Plants*. The University of Chicago Press, Chicago and London.

5.24 Carbono orgánico total en suelos con diferente cobertura vegetal en San José Villa de Allende, Estado de México

Vela-Correa Gilberto¹; Reyes-López Aurora¹; Robledo-Hernández Edmundo²; Cano-Flores Oscar¹; López-Blanco Jorge³ y Rodríguez-Gamiño Ma. de Lourdes¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Departamento El Hombre y su Ambiente. Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Delegación Coyoacán, CP 04960, Ciudad de México.

²Comisión de Recursos Naturales (CORENA). Gobierno de la Ciudad de México. Vivero Netzahualcóyotl, Av 16 de Septiembre 3, CP 16600, Ciudad de México.

³Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). Periférico Sur 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco, Delegación Coyoacán, C P 04530, Ciudad de México.

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

Resumen

Los suelos forestales, contienen más carbono que cualquier otra forma de uso del suelo, sin embargo, el crecimiento de las zonas agrícolas y los asentamientos humanos ha causado problemas como: sobreexplotación de los mantos acuíferos, contaminación, deforestación, erosión y pérdida de la vegetación. A raíz de lo anterior, se estimó la cantidad de carbono orgánico total en los suelos (COS) de las áreas forestales del municipio de San José Villa de Allende, a efecto de generar una línea base que sirva de apoyo para la estimación del pago de bonos de carbono a los usuarios forestales y sea menos atractivo el cambio de uso de suelo. Se realizó un muestreo en 18 sitios, considerando tres repeticiones por tipo de cobertura vegetal (bosque de *Abies religiosa*, *Pinus* sp., *Pinus-Quercus*, *Quercus*, *Abies-Pinus* y *Cupressus lusitanica*). El carbono orgánico en suelos (COS) se calculó con base en la ecuación: $COS = CO (Da) (Ps)$ donde: COS= Carbono Orgánico de Suelos ($t\ ha^{-1}$), CO= Carbono orgánico total (%), Da= Densidad aparente ($g\ cm^{-3}$), Ps= Profundidad del suelo (m); Sup= Superficie (m^2). Los suelos con cobertura de *Abies religiosa* presentan las mayores concentraciones de COS, pero se encuentran en lugares poco accesibles y en altitudes mayores a 3000 m s.n.m. Los suelos entre los 2500 a 3000 m s.n.m., cubren en su mayoría los bosques de pino, encino, pino-encino, oyamel-pino y cedro, con un COS de $69.48\ t\ ha^{-1}$ mientras que los suelos de altitudes menores a los 2500 m s.n.m. se destinan al cultivo de maíz, con una concentración de COS de $45.42\ t\ ha^{-1}$

Palabras clave: suelos forestales, captura de carbono.

Abstract

Forest soils contain more carbon than any other form of land use; however, the growth of agricultural areas and human settlements has caused problems such as overexploitation of aquifers, pollution, deforestation, erosion and loss of vegetation. Following the above, the amount of total organic carbon in soils (COS) of forest areas in the municipality of San José Villa de Allende, in order to generate a baseline that serves as support for the estimated amount of Carbon bonds forest users and less attractive changing land use. Sampling at 18 sites, considering three replicates per type of vegetation forest the *Abies religiosa*, *Pinus* sp., *Pinus-Quercus*, *Quercus*, *Abies-Pinus* and *Cupressus lusitanica*. The organic carbon in soils (COS) was calculated based on the equation: $COS = CO (Da) (Ps)$ where: COS= Organic carbon ($t\ ha^{-1}$), CO= Total organic carbon (%), Da= Bulk density ($g\ cm^{-3}$), Ps= Soil depth (m); Area= Area (m^2). Soils with *Abies religiosa* coverage have the highest concentrations of COS, but are in inaccessible places and at higher altitudes to 3000 m. The soils between 2500 to 3000 m, covering mostly forests of pine, oak, pine-oak, fir-pine and cedar with a COS of $69.48\ t\ ha^{-1}$ while soils altitudes below 2500 m is used for growing corn, with a concentration of COS of $45.42\ t\ ha^{-1}$

Key words: forest soils, carbon sequestration.

Introducción

Los bosques representan importantes reservorios de carbono que corresponden al 80% del total contenido en los ecosistemas terrestres (Ordóñez y Masera, 2001). Los suelos de ecosistemas forestales contienen más carbono por unidad de superficie comparativamente a otra forma de uso del suelo. Se estima que estos tengan cerca del 40% del total del carbono, por lo tanto son de importancia primaria en el manejo de los bosques, ya que pueden acumularlo por miles de años (Schlesinger, 1990).

El Estado de México cuenta con más de 1 000 000 ha forestales, de las cuales la Protectora de Bosques (PROBOSQUE) protege, conserva y fomenta. Con este proyecto se pretende promover el pago de servicios ambientales por captura de carbono a los usuarios forestales de la entidad; donde se cuenta con un potencial territorial de más de 60 000 ha de plantaciones forestales comerciales, para la producción de madera, árboles de navidad, etc. Las áreas boscosas del Municipio, se encuentran principalmente en montañas o cañadas y están sujetas a la presión por el cambio de uso forestal a agrícola. Por informes de las autoridades municipales se considera que las áreas con más alto grado de depredación forestal se presentan en las zonas colindantes con el Estado de Michoacán. Por lo anterior, se propuso como objetivo: estimar la cantidad de carbono orgánico total, en los suelos de diversas áreas forestales del Municipio de San José Villa de Allende; a efecto de generar un indicador que coadyuve en la evaluación potencial de créditos de Pago de Bonos de Carbono para los usuarios forestales del municipio.

Materiales y métodos

Localización geográfica

El Municipio de San José Villa de Allende, cuenta con una superficie de 31 299.23 ha que se localizan en la porción oeste del Estado de México. Geográficamente, se encuentra en los 19°22' de latitud Norte y los 100°09' de longitud Oeste (Figura 1), dentro del Eje Neovolcánico Transversal. La geología del lugar, está representada por rocas volcánicas de tipo basálticas y andesíticas del Terciario y Cuaternario (INEGI, 2014). El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura promedio de 10 °C en invierno y de 18 °C, en primavera y verano. Los suelos están conformados principalmente por andosoles, que fijan grandes cantidades de fósforo, y son ricos en materia orgánica (GEM/SE, 1999).



Figura 1. Localización del municipio de San José Villa de Allende, Estado de México.

Muestreo en campo y análisis de laboratorio

Se estima que la superficie forestal del municipio es de 9311.83 ha. Se realizó un muestreo dirigido en 18 sitios, considerando tres sitios por cada tipo de cobertura vegetal (bosque de *Abies religiosa*, bosque de *Pinus* sp., bosque de *Pinus-Quercus*, bosque de *Quercus*, bosque de *Abies-Pinus* y bosque de *Cupressus*). En cada sitio se trazaron círculos de 17.8 m de radio para el muestreo de vegetación, donde se cuantificó la cantidad de árboles, se midió con un caliper el diámetro a la altura de pecho (DAP) y se estimó la altura de los árboles utilizando un clinómetro Suntuo. Las muestras de suelos se tomaron con una barrena tipo “holandés” a una profundidad de 0-30 cm (Figura 2).

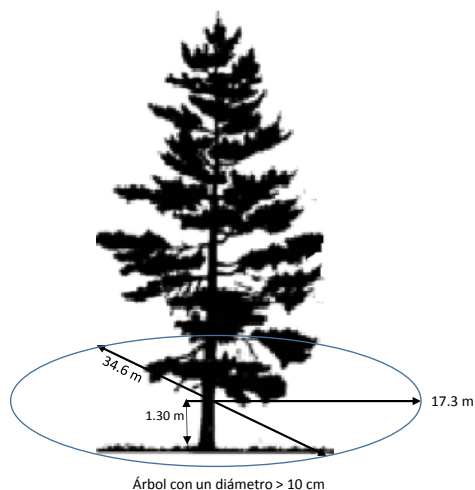


Figura 2. Muestreo de vegetación y suelos en campo.

Las determinaciones que se realizaron a las muestras de suelos fueron: humedad por el método Jackson; densidad aparente (D_a) a partir de muestras de suelo sin alterar (USDA, 2004); densidad real (D_r), por el método del picnómetro (SEMARNAT, 2002); el pH del suelo, se midió en una relación 1:2.5 en H_2O y suelo por medio del potenciómetro, con electrodo de vidrio y sensor en $AgCl_2$; la determinación de la materia orgánica (MO) se cuantificó por el método de combustión en húmedo de Walkley y Black (1947). El carbono orgánico total (COS) se estimó a partir de la ecuación: $CO = MO/1.298$ donde: $CO =$ carbono orgánico total (%); $MO =$ materia orgánica (%). El contenido de carbono orgánico en suelos se calculó con base en la ecuación: $COS = CO (Da) (Ps)$ donde: $COS =$ carbono orgánico de suelos ($t\ ha^{-1}$); $CO =$ carbono orgánico total (%); $Da =$ densidad aparente ($g\ cm^{-3}$); $Ps =$ profundidad del suelo (m); $Sup =$ superficie (m^2).

Resultados y Discusión

Principales cobertura de suelos

Se reportan siete coberturas de suelos en la superficie forestal del municipio incluyendo la agrícola, en la Figura 3 se aprecia que los suelos con cobertura de bosque de oyamel son los que más COS tienen con $101.53\ t\ ha^{-1}$ en promedio, seguido de los suelos con cobertura de pino-encino con una media de $79.01\ t\ ha^{-1}$ y, posteriormente se encuentran los suelos con cobertura de cedro con $71.77\ t\ ha^{-1}$, de todas las coberturas de suelos la que menos COS retienen es el uso agrícola de suelos con $45.42\ t\ ha^{-1}$. A continuación se describe cada una de estas coberturas de vegetación de suelos.

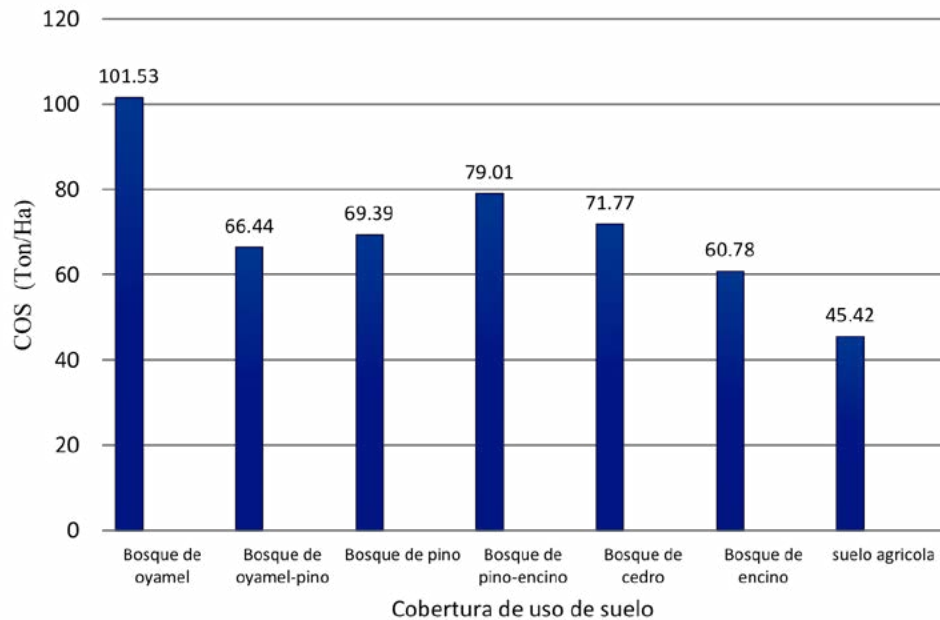


Figura 3. COS por tipo de cobertura vegetal.

Suelos con bosque de oyamel (Abies religiosa)

Son bosques densos, que llegan a sobrepasar los 30 m y que se desarrollan en clima semifrío y húmedo. Presentan una concentración promedio de COS 101.53 t ha^{-1} , siendo los sitios con mayores cantidades de COS en el municipio. Estos sitios, se caracterizan por tener un difícil acceso lo cual hace que no sean frecuentemente vigilados, por lo que la tala clandestina es usual. Además los individuos de esta especie son buscados como árboles de navidad y sus ramas son utilizadas en algunas comunidades como elementos de ornato religioso. Se han hecho sustituciones de oyameles por cedros, situación que habría que evaluarse debido a que los bosques de oyamel son parte de los recursos forestales que dan abrigo a la mariposa monarca en la región.

Suelos con bosque de oyamel-pino (Abies religiosa–Pinus sp.)

En promedio estos suelos cuentan con una concentraciones de COS de 66.44 t ha^{-1} . Si se considera la pequeña diferencia que existe entre ambas coberturas se puede atribuir a que el bosque de oyamel-pino se encuentra a una altitud ligeramente mayor que el de pino-encino lo cual a su vez al ser los oyameles arboles demandantes de profundidad de suelos y de humedad las concentraciones de carbono son más estables, que las que se presentan con un bosque de pino-encino, donde ambas especies no son tan demandantes de profundidad de suelos, particularmente los encinos y donde a su vez por el tipo de hoja que tienen (latifoliadas), tiende a descomponerse más rápido y hay una menor acumulación de carbono que con los pinos que son especies con mayor grado de celulosa.

Suelos con bosque de pino (Pinus sp.)

Este tipo de bosque, por su abundancia, crecimiento y resistencia, es de fuerte importancia económica en el municipio. Las diferentes especies de pino que lo componen presentan alturas que van de 15 a 30 m en promedio. Las especies encontradas en este tipo de vegetación, son: *Pinus montezumae*, *P. pseudostrobus*, *P. patula* y *P. leiophylla*. Las concentraciones de COS en los suelos de bosque de *Pinus* sp., es de 69.39 t ha^{-1} .

Suelos con bosque de pino-encino (Pinus-Quercus)

Es el predominante en el municipio y se localiza de los 2200 a 2700 m s.n.m. Respecto a su estructura vertical, este tipo de vegetación presenta de dos a tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. El estrato arbóreo, tiene alturas entre los 15 y 25 m. Las especies dominantes son *Pinus montezumae*, *P. leiophylla* y *P. pseudostrobus*, mientras que de los *Quercus*, son *Quercus rugosa* y *Q. mexicana*, las cuales suelen ir acompañadas por *Arbutus*, *Buddleia*, *Alnus* y *Cupressus*. Se estima que la cantidad de COS en los suelos es de 79.01 t ha⁻¹.

Suelos con bosque de cedro (Cupressus lusitanica)

Generalmente son árboles con altura superior a los 15 m, comparte características ecológicas con los géneros de *Pinus*, *Abies* y *Quercus* con quienes frecuentemente se mezcla, se desarrolla en zonas semifrías y húmedas del municipio. La principal especie que los forman son: *Cupressus lusitanica*, que reciben el nombre común de cedro blanco o cedro. Estas especies son muy apreciadas por su madera, lo cual está provocando la desaparición de estas comunidades dando lugar a otros usos como el agrícola y pecuario. La estimación de COS en los suelos con este tipo de cobertura es de 71.77 t ha⁻¹.

Suelos con bosque encino (Quercus sp.)

Esta comunidad se ubica en los principales escurrimientos y áreas donde son frecuentes los afloramientos de rocas ígneas y los suelos son someros. El bosque de encino presenta los individuos distribuidos de manera dispersa; las copas de los árboles cubren entre un 50 y 60% de la superficie. Su altura promedio es de 9 m y está acompañada por algunos ejemplares del género *Buddleia* sp. Las estimaciones de COS en este tipo de cobertura es de 60.78 t ha⁻¹.

Suelos con uso de suelo agrícola

Se caracterizan por un uso de la tierra bastante intensivo, mediante la siembra y aplicación de altas cantidades de fertilizantes químicos y materia orgánica, así como frecuentes aplicaciones de plaguicidas. Básicamente se utilizan para cultivos alrededor de 20 411.10 ha para la siembra de maíz, frijol y calabaza donde se estima que el COS es de 45.42 t ha⁻¹.

Conclusiones

Los suelos con cobertura de *Abies religiosa* son los que más concentraciones de COS tienen, con 101.53 t ha⁻¹ pero se caracterizan por encontrarse en altitudes mayores a los 3000 m s.n.m.

Los suelos que se encuentran en un rango altitudinal de los 2500 a 3000 m abarcan la mayoría de bosques del municipio (Bosque de pino, encino, pino-encino, oyamel-pino y cedro) y tienen en promedio un COS de 69.48 t ha⁻¹.

Las parcelas dedicadas al cultivo de maíz de temporal, en promedio se encuentran en altitudes menores a los 2500 m s.n.m. y tienen una concentración de COS de 45.42 t ha⁻¹.

Agradecimientos

Al personal de la Protectora de Bosques del Estado de México (PROBOSQUE), por el apoyo otorgado en las actividades de gabinete y campo, para la realización de este trabajo.



Bibliografía

- GEM/SE. 1999. Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México. Gobierno del Estado de México. Secretaría de Ecología, México. 213 p.
- INEGI. 2014. Carta Topográfica “Villa de Allende” Clave E14A36. Escala: 1:50,000 Proyección UTM. DATU: ITRF08 época 2010.0. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- Ordóñez, J.A.B. y O. Masera. 2001. La captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques* 7(1):3-12.
- Schlesinger, W.H. 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon storage potencial of soils. *Nature* 348:232-234.
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Publicado el 31 de diciembre de 2002 en el Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 73p.
- USDA. 2004. Soil survey laboratory methods manual. Burt, R. (Ed.). Soil Survey Investigations Report, No. 42, version 4.0, United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Services.
- Walkley, A. and I.A. Black. 1947. An examination of the deghthareff method for determining soil organic and a proposed modification of chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.

5.25 Los manglares como almacenes de carbono en la Reserva de la Biósfera La Encrucijada, Chiapas

Valdés-Velarde Eduardo¹; Salgado-Campuzano Ana P.¹; Vázquez-Rodríguez José C.¹; Ayala-Arreola Juan¹ y Sánchez-Hernández Rufo²

¹Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera Federal México-Texcoco S/N, Col. Chapingo, CP 56230, Texcoco, Estado de México.

²División Académicas de Ciencias Agropecuarias, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Av. Universidad S/N, Centro, Magisteria, CP 86040, Villahermosa, Tabasco.

Autor para correspondencia: evaldesv@yahoo.com.mx

Resumen

En los manglares de la Reserva de la Biósfera La Encrucijada, Chiapas, se determinaron carbono y fósforo en 72 muestras de suelo de 24 tratamientos con tres repeticiones cada uno, en tres geoformas presentes: Borde, Cuenca y Ribera; cuatro tipos de manglar: *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* y, dos orientaciones: norte y sur, en dos profundidades (0-10 y 40-50 cm). Se presentaron diferencias significativas en el contenido de carbono, encontrándose mayor contenido (21.45 Mg C ha⁻¹) en la geoforma Borde y la profundidad de 40-50 cm. En cuanto al tipo de manglar, el mixto presentó el mayor contenido (18.31 Mg C ha⁻¹) en ambas profundidades muestreadas. Los mayores contenidos de fósforo se presentaron en la combinación de la geoforma Borde y manglar monoespecífico con *Laguncularia racemosa*. Con esto se concluye que los manglares de La Encrucijada pueden contribuir a disminuir la cantidad de CO₂ atmosférico, por su capacidad para almacenar carbono en el suelo.

Palabras clave: clase de geoforma, tipo de manglar, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*.

Abstract

In mangroves of biosphere reserve "La Encrucijada", Chiapas, carbon and phosphorus were determined in 72 soil samples of 24 treatments with three replicates each, in three classes of landforms present: Edge, Basin and Bank; four mangrove types: *A. germinans*, *L. racemosa* and *R. mangle*; two directions: north and south and two depths (0-10 and 40-50 cm). There were significant differences in carbon content, being higher content (21.45 Mg C ha⁻¹) in the edge landform and depth of 40 to 50 cm. Regarding the type of mangrove, the mixed one had the highest content (18.31 Mg C ha⁻¹) in both sampled depths. The highest contents of phosphorus were presented at the combination of the Edge landform and monospecific mangrove type with *L. racemosa*. With this it is concluded that the mangroves of "La Encrucijada" can help reduce the amount of atmospheric CO₂, because their capacity to store carbon in the soil.

Key words: class of landform, type of mangrove, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*.

Introducción

Los manglares se distinguen por su riqueza natural y los servicios ambientales que sostienen y su importante papel ecológico y económico reconocido tanto nacional como internacionalmente. Los manglares se desarrollan en las planicies costeras de los trópicos y subtropicos, principalmente alrededor de esteros y lagunas costeras, cerca de las desembocaduras de ríos y arroyos. Este tipo de

ecosistemas son una zona de transición entre los ecosistemas terrestres y los marinos, y frecuentemente existe una conectividad entre los manglares, los pastos marinos y los arrecifes de coral que permite el flujo de las especies que viven en ellos (CONABIO, 2013). La Encrucijada es una de las reservas naturales más bellas del estado de Chiapas; fue decretada Zona Protegida el 6 de junio de 1995 a través del Diario Oficial. Tiene una superficie de 144 868 ha de terrenos ejidales, comunales, particulares y nacionales.

En los suelos orgánicos de manglares los promedios de descomposición pueden ser más bajos, y por lo tanto el potencial de almacenamiento de C del suelo puede ser más alto que en sistemas de agua dulce, aportando grandes bienes y servicios al medio ambiente.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Reserva de “La Encrucijada” se localiza al sur del estado de Chiapas, en la región fisiográfica denominada Planicie Costera del Pacífico, geográficamente ubicada entre los 14°43’ y 15°40’ latitud Norte y 92°26’ y 93°20’ longitud Oeste.

Ubicación de los sitios

Se trabajó en seis sitios de muestreo (Cuadro 1), los cuales pertenecen a dos municipios del sur de Chiapas: Acapetahua y Mapastepec. Los muestreos se realizaron en los meses de abril, junio y julio, dos sitios cada mes, tomando parte de las dos épocas del año (sequía y lluvias).

Cuadro 1. Sitos de muestreo en la Reserva de la Biosfera "La Encrucijada", Chiapas (2014).

Nombre del Sitio	Clave	Coordenadas	msnm
Cuenca Mono (<i>A. germinans</i>) La Palma	CAP-01	Long: 15°09'55.8" Lat: 92°49'44.3"	16
Ribereño Mono (<i>R. mangle</i>) Paixtalón	RRP-02	Long: 15°10'97.4" Lat: 92°49'60.7"	14
Borde Mono (<i>L. racemosa</i>) Campito	BLC-06	Long: 15°13'78.5" Lat: 92°53'06.7"	7
Borde Mixto Catrin	BMC-12	Long: 15°13'08.1" Lat: 92°53'47"	21
Ribereño Mixto Salida Río Camargo	RMRC-14	Long: 15°12'05.7" Lat: 92°50'53.4"	12
Cuenca Mixto Nanche	CMN-15	Long: 15°13'96.7" Lat: 92°53'59"	6

msnm = metros sobre el nivel del mar.

Se eligieron 21 sitios de muestreo: en tres clases de geoforma (Cuenca, Borde y Ribereño) y cuatro tipos de manglar (*L. racemosa*, *A. germinans*, *R. mangle* y mangle mixto). En cada sistema se eligió un sitio de muestreo que consistirá en una sección de forma circular colocada al centro de cada sistema, en el cual se colocaron cuatro unidades de muestreo (UM). El diseño de muestreo fue sistemático. Las UM fueron marcos rectangulares de 25 x 4 m (100 m²) (Etchevers *et al.*, 2005) para la obtención de muestras de suelo en las que se determinó de contenido de carbono (C).

En cada UM se colocó un reloj al centro de la misma, consistente en un círculo de 1 m de diámetro, cuya periferia estuvo dividida imaginariamente en las mismas horas de un reloj convencional, donde la marca de las 12:00 estará orientada hacia el norte geográfico o la parte más alta de la pendiente, según sea el caso. De este reloj se tomaron muestras de suelo (a las 12:00 y a las 18:00 h) para ser consistente con la metodología del IPCC recomendada por Etchevers *et al.* (2005), las cuales se dividieron en cuatro secciones [0-10, 10-20, 20-30, y 40-50 cm]. Las muestras de suelo se tomaron con una barrena de PVC de 10 cm de largo y 5.5 cm de diámetro. La muestra de suelo para la determinación de C fue exactamente la misma que para la medición de la densidad aparente (D_a), dado que pueden existir variaciones espaciales de la D_a incluso en secciones de suelo contiguas separadas apenas por unos cuantos centímetros. Todas las muestras de suelos colectadas fueron transportadas en bolsas de plástico selladas al Laboratorio de Ecología del Departamento de Fitotecnia en la Universidad Autónoma Chapingo. En el laboratorio se vació el contenido de las bolsas de plástico en charolas de aluminio y se metieron a la estufa a secar durante 24 h a una temperatura constante de 75-80 °C para posteriormente medir el peso seco. Posteriormente las muestras se guardaron en bolsas de plástico que contenían, por separado, cada una de las secciones de profundidad de muestreo antes señaladas, para cada reloj y para cada UM por sistema, con el objeto de determinar posteriormente el C (Etchevers *et al.*, 2005).

Factores de estudio

Se tuvieron cuatro factores de estudio: clase de geoforma, tipo de manglar, orientación y profundidad, con cinco variables: carbono, materia orgánica, fósforo, pH y conductividad eléctrica (Cuadro 2).

Cuadro 2. Factores y variables en el estudio de investigación en manglares (2015).

Factores				
Geoforma	Tipo de manglar	Orientación	Profundidad	
Borde	M. blanco	1N	0-10	
Cuenca	M. negro	2O	40-50	
Ribereño	M. rojo			
	Mixto			
Variables				
Carbono	Materia orgánica	Foósforo	pH	Conductividad eléctrica

Diseño experimental

El diseño experimental empleado en este trabajo de investigación fue completamente al azar con un arreglo tipo factorial, con 24 tratamientos (Cuadro 3) y sus tres repeticiones, obteniendo un total de 72 muestras de suelo, no se tuvo un factorial definido por el número de niveles de cada factor, y la presencia de dos tipos de manglar en cada Geoforma, las dos orientaciones y dos profundidades, teniendo un arreglo de 3 x 2 x 2 x 2.

**Cuadro 3.** Tratamientos evaluados en suelos de manglar para obtener las concentraciones de carbono, materia orgánica, fósforo, pH y conductividad eléctrica (2015).

Geoforma	Tipo de Manglar	Orientación	Profundidad	Repeticiones
Borde	Blanco	1N	0-10	3
			40-50	3
		2O	0-10	3
	Mixto	1N	40-50	3
			0-10	3
		2O	0-10	3
Cuenca	Negro	1N	40-50	3
			0-10	3
		2O	0-10	3
	Mixto	1N	40-50	3
			0-10	3
		2O	0-10	3
Ribereño	Rojo	1N	40-50	3
			0-10	3
		2O	0-10	3
	Mixto	1N	40-50	3
			0-10	3
		2O	0-10	3
Total				72

Determinación de Carbono y materia orgánica

Para obtener el carbono y la materia orgánica (MO) se procesó el suelo ya tamizado y se colocó en los respectivos recipientes, obteniendo al final los porcentajes de C y MO que contenían los suelos, siguiendo la metodología de Walkey y Black (1934).

Determinación de fósforo

Se utilizó el método Mehlich #3 (1984) para tener un extracto del que se tomó una parte para determinar el porcentaje de fósforo mediante el método del ácido ascórbico-azul de molibdeno, tomando en cuenta la metodología de Benton-Jones y colaboradores (1991).

Determinación de pH y conductividad

Se pesaron 10 g de suelo y se colocaron en vasos de precipitado de plástico (50 ml), se le agregaron 20 ml de agua destilada, se agitaron todas las muestras por 1 min y se dejaron reposar por 30 min.

Después de tener la solución con una relación 1:2.5 se utilizó un medidor de pH y conductividad Hanna, obteniendo así los datos de cada muestra.

Análisis estadístico

Se realizó el análisis de varianza y pruebas de Tukey con el programa SAS versión 9.0 (SAS V9 Institute Inc., 2002).

Resultados y discusión

Los contenidos de carbono en el suelo dependen de los principales factores a largo plazo relacionados con la formación del suelo pero pueden ser fuertemente modificados, degradados o mejorados por los cambios en el uso y el manejo de la tierra, según Batjes (1996).

La capacidad de los ecosistemas forestales para almacenar carbono en forma de biomasa aérea varía en función de la composición florística, la edad y la densidad de población de cada estrato por comunidad vegetal (Schulze *et al.*, 2000).

El ANAVA (Análisis de Varianza) mostró que existen diferencias significativas con una prueba de Tukey ($\alpha \leq 0.05$) en las variables de concentración de C (9.93%) y conductividad eléctrica (164.05 mS/cm) (Cuadro 4), con una significancia para el F.V. geoforma*profundidad en C y Ce en los suelos de manglar en la Reserva de la Biosfera "La Encrucijada", varió en las profundidades de los diferentes tipos de manglar en las geoformas presentes, a causa de las mareas, precipitaciones, mayor afluencia de desechos orgánicos y los altos grados de salinidad que se presentan por la evaporación.

Cuadro 4. Análisis de varianza combinado factorial de geoformas, orientaciones y profundidad del suelo en los manglares de la Reserva de la Biosfera "La Encrucijada", Chiapas, para cinco variables (2015).

F.V.	G.L.	C (%)	MO (%)	P (%)	pH	CE (mS/cm)
Reps	2	0.01	0.02	0.00001	0.0004	0.17
Geoformas (geo)	2	26.65	82.21	0.00209	4.5943	541.79
Orientaciones (orient)	1	6.55	21.82	0.00136	0.0213	0.44
Profundidades (prof)	1	0.54	0.97	0.00023	0.0032	7.64
Geo*orient	2	16.19	49.31	0.00090	0.1873	13.93
Geo*prof	2	9.93*	32.23	0.00038	6.3674	164.05*
Orient*prof	1	17.79	56.54	0.00005	2.2542	7.70
Geo*orient*prof	2	0.97	2.54	0.00170	1.3950	20.52
Error	58	2.13	6.34	0.00017	0.8722	46.50
C.V.		36.87	36.85	29.70516	18.8288	60.08

F.V.= fuente de variación; G.L.= grados de libertad; C= carbono; MO= materia orgánica; P= fósforo; pH= potencial de hidrógeno; CE= conductividad eléctrica; Reps= repeticiones y C.V.= coeficiente de variación.

*= nivel de significancia al 0.05; mS= milisiemens por centímetro.

Evaluación del carbono orgánico por clase de geoforma

La productividad de los manglares se relaciona con la fisiografía y el origen geológico del paisaje donde se sitúan, así como de sus respectivas características hidrológicas. A nivel global, el promedio de exportación de carbón desde los manglares es aproximadamente $210 \text{ g Cm}^2 \text{ año}^{-1}$, con variación entre $1.86 \text{ gCm}^2 \text{ año}^{-1}$ y $420 \text{ gCm}^2 \text{ año}^{-1}$ y aproximadamente el 75% de este material es carbón orgánico disuelto (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1999).

En los suelos de las tres clases de geoforma que se encuentran en la Reserva se encontró que el contenido de C es baja en la geoforma Cuenca, al igual que las concentraciones de MO y P (fósforo), pero con resultados positivos en pH y conductividad eléctrica en la misma geoforma (Cuadro 5) con las medias del contenido promedio de las variables, resultado del ANAVA.

Cuadro 5. Medias de las clases de geoforma con respecto a las variables analizadas (2015).

Geoforma	F.V.				
	C (%)	MO (%)	P (%)	pH	CE (mS)
Borde	4.83 A	8.4 A	0.05 A	5.03 A B	10.73 B
Cuenca	2.78 B	4.79 B	0.03 B	5.35 A	16.37 A
Ribereño	4.25 A	7.3 A	0.04 B	4.48 B	6.93 B
DMS	1.2	2.09	0.01	0.7	4.71

F.V.= fuente de variación; C= carbono; MO= materia orgánica; P= fósforo; pH= potencial de hidrógeno; CE= conductividad eléctrica y DMS= diferencia mínima significativa.

A, B= letras iguales indican similitud estadística y letra distinta presenta lo contrario.

mS= milisiemens por metro.

Valdés (2010) encontró que en los manglares de Marismas Nacionales, Nayarit, México, los promedios más altos de C se encontraron en las geoformas Isa (Isla) e Ise (Islote) (117.6 y 128.5 Mg C ha⁻¹) para ambas temporadas (lluvia y sequía). Los menores, se encontraron en las clases de geoforma Bar (Barra arenosa) y Bra (Barra arcillosa) (61.1 y 54.6 Mg C ha⁻¹, para ambas temporadas) todos los datos obtenidos se refieren a la profundidad de muestreo 0-20 cm.

La investigación anterior en comparación a las geoformas de los manglares de la reserva “La Encrucijada” en Chiapas, presentaron menores contenidos; los mayores contenidos se encontraron en la geoforma Borde y Ribereño en las dos profundidades 0-10 cm (8.028 y 18.46 Mg C ha⁻¹) y 40-50 cm (21.45 y 14.83 Mg C ha⁻¹) a diferencia de la geoforma Cuenca en la profundidad 0-10 cm (7.46 Mg C ha⁻¹) y en la profundidad de 40-50 cm (14.17 Mg C ha⁻¹). Lo encontrado por Valdés (2010) en las Marismas Nacionales de Nayarit, se manifiesta a causa de la ubicación geográfica de los lugares estudiados y sus diferentes densidades arbóreas.

En una revisión reciente de la productividad de los bosques de manglares y de las estimaciones de biomasa, Komiyama *et al.* (2008) señalan que los "procesos de producción primaria son relativamente altos y la descomposición baja en los suelos de manglares, son considerados inusuales para llevar a cabo la dinámica del carbono". Este punto de vista se basa en estudios recientes que caracterizan a los manglares como sumideros de C altamente productivos y eficientes (Bouillon *et al.*, 2008; Donato *et al.*, 2011), a pesar de desarrollar y prosperar en ambientes costeros dinámicos donde la interacción entre la hidrología (por ejemplo: las mareas, la frecuencia y la duración de la inundación) y la geomorfología, define una gama más amplia de ecotipos de manglares con la estructura del bosque altamente distintivo.

Por otra parte, la alta productividad primaria neta (NPP) (por ejemplo, NPP= 17.7±7 Mg de peso seco ha⁻¹ año⁻¹) y la biomasa aérea (169±112 Mg de peso seco ha⁻¹) según Komiyama *et al.* (2008), lo observado en estos diversos ecotipos de manglares están regulados por las interacciones clave entre los recursos (*e.g.*, N, P), los reguladores (*e.g.*, la salinidad) e hidroperíodo (*e.g.*, la duración de la inundación). Las interacciones entre estos tres gradientes son considerados como una sobre restricción para definir la estructura y la producción primaria neta de manglares basado en el grado relativo de las condiciones de estrés, especialmente cuando la evaluación de potencial de secuestro de C en manglares en el contexto del cambio climático global. Debido a la gran diversidad de escenarios geomorfológicos donde los manglares se desarrollan, incluso en la misma latitud, existen grandes diferencias en el tipo de servicios de los ecosistemas que proveen los manglares (Ewel *et al.*, 1998). En dicho informe realizado en los manglares de África Central concluyeron que estos ecosistemas son muy ricos en carbono, calculando que los manglares inalterados contienen 1520.2±163.9 t ha⁻¹, de las cuales 982.5

(el 65% del total) están presentes los componentes subterráneos (suelos y raíces) y 537.7 (el 35% del total), en la biomasa aérea. La cantidad total mínima de carbono en el ecosistema, de $807.8 \pm 235.5 \text{ t ha}^{-1}$ (64.1 t ha^{-1} o el 7.2% del total por encima del suelo y, de 743.6 t ha^{-1} o el 92.8% del total bajo el suelo), se detectó en las zonas más explotadas. No obstante, estos resultados deben valorarse con cautela, dado el número relativamente bajo de muestras y la variabilidad probable de los datos. No fue más que una primera exploración de las reservas de carbono de los manglares de África Central, por lo que es necesario recabar más muestras y realizar investigaciones adicionales para completar los datos, situación similar en la presente investigación, encontrando que el contenido de C en los seis sitios muestreados fue de $14\,746.66 \text{ Mg C ha}^{-1}$, tomando en cuenta todos los factores (geoforma, tipo de manglar, orientación y profundidad), se trabajó con 24 tratamientos y sus tres repeticiones, demostrando que con estos pocos elementos se puede partir para iniciar una aproximación de la dinámica de los manglares en su almacenamiento de C. Es por esta razón que parte de los resultados obtenidos manifiestan estos comportamientos en la producción y almacenaje de C (Figura 1).

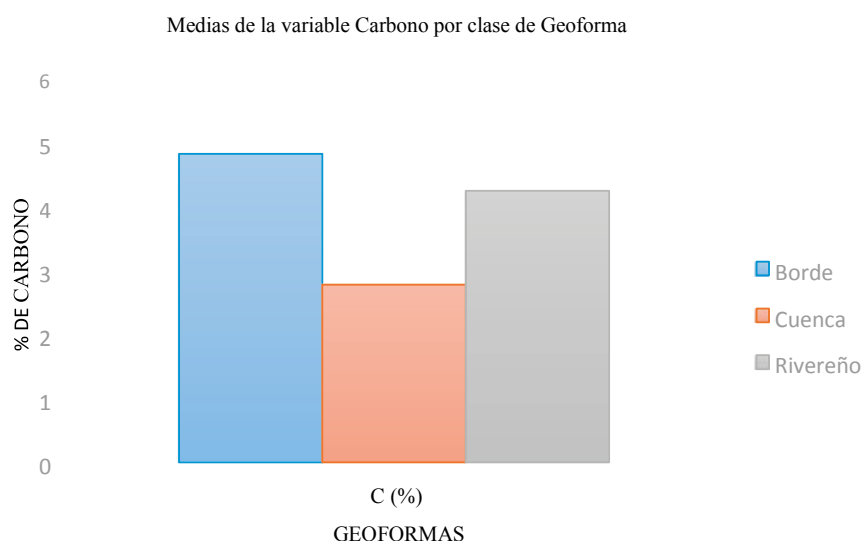


Figura 1. Comportamiento de la variable en las geoformas presentes de la Reserva de "La Encrucijada" (2015).

Evaluación del carbono orgánico por tipo de manglar

En una investigación realizada por Razo-Zárate *et al.* (2013), encontraron que el bosque conservado de *Abies religiosa* dentro del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, tuvo el menor valor ($62.6 \text{ ton C ha}^{-1}$), mientras que el bosque alterado tuvo el mayor valor de $166.6 \text{ ton C ha}^{-1}$, este último es el que más se acerca al escenario perfecto para el almacenamiento y secuestro de C por los bosques de oyamel, debido a que se encuentran árboles de diferentes edades, categorías diamétricas y alturas, lo que permite que las masas forestales se mantengan dinámicas almacenando C por periodos de tiempo prolongado, en contraste del bosque conservado la mayoría de los árboles son sobremaduros y no muestran incrementos considerables en el almacenamiento de C; en relación a este trabajo en manglares de "La Encrucijada", los mangles mixtos (*A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*), presentaron los contenidos de C más altos en la profundidad de 40-50 cm ($21.83 \text{ Mg C ha}^{-1}$), debido a la gran producción de materia orgánica y las variaciones de sus árboles (diferentes edades, categorías diamétricas y alturas), similares en el bosque alterado de *A. religiosa*.

Con respecto a esta investigación, en los tipos de manglar presentes en cada geoforma de la Reserva, se observó que los contenidos de C y MO son más altos en las tres geoformas con mangle mixto, pero los contenidos más altos de P se presentaron en la cuenca de Borde con mangle blanco, en donde los

niveles salinos son relativamente más bajos y no provocan sedimentación del P, en la cuenca el mangle mixto y en el ribereño el mangle rojo. Con respecto al pH y conductividad eléctrica los valores más altos se encontraron en la Cuenca con mangle negro y en el Ribereño con mangle rojo, esto debido a los altos niveles de salinidad, el factor diferenciador más importante son las mareas: cuanto más alejada de la costa se sitúe una planta, más tiempo y a mayor profundidad se encontrará sumergida por agua salada en cada pleamar (aunque en las costas de regiones semiáridas la salinidad puede invertirse a causa de la intensa evaporación y resultar más alta de cara al continente que frente al océano). Ello genera una zonación: las distintas especies se distribuyen en franjas paralelas a la costa en función de su tolerancia a la sal. En la geoforma de Borde con mangle blanco se registró el valor de pH más alto y en cuanto a la conductividad el valor más alto se registró en el tipo de manglar mixto (Cuadro 6), los rangos de pH fueron de 2.93 a 6.7 para todos los sitios con sus respectivas profundidades, siendo la geoforma Ribereño con mangle Mixto la que presento los suelos más ácidos, compartiendo las fuentes de variación que llevan a los resultados presentados, se respaldó la información con un ANAVA.

Cuadro 6. Carbono orgánico por tipo de manglar en el área de estudio (2015).

Geoforma	Tman	C (%)	F. V.							
			DMS	MO (%)	DMS	P (%)	pH	DMS	CE (mS/cm)	DMS
Borde	Blanco	4.52 ^B		7.97 ^B		0.068 ^A	5.55 ^A		9.64 ^B	
	Mixto		0.08		0.11	0.001		0.05		0.04
Cuenca	Mixto	5.14 ^A		8.83 ^A		0.041 ^B	4.51 ^B		11.82 ^A	
	Mixto	3.82 ^A		6.57 ^A		0.043 ^A	5.16 ^B		6.87 ^B	
Ribereño	Negro		0.14		0.25	0.001		0.06		0.36
	Mixto	1.74 ^B		3.00 ^B		0.030 ^B	5.54 ^A		25.88 ^A	
Ribereño	Mixto	6.02 ^A		10.35 ^A		0.035 ^B	3.47 ^B		4.91 ^B	
	Rojo		0.07		0.12	0.001		0.06		0.2
	Rojo	2.47 ^B		4.24 ^B		0.049 ^A	5.5 ^A		8.95 ^A	

F.V.= fuente de variación; Tman= tipo de manglar; C= carbono; MO= materia orgánica; P= fósforo; pH= potencial de hidrógeno; CE= conductividad eléctrica y DMS= diferencia mínima significativa. A, B= Letras iguales indican similitud estadística y letra distinta presenta lo contrario. mS= milisiemens por centímetro.

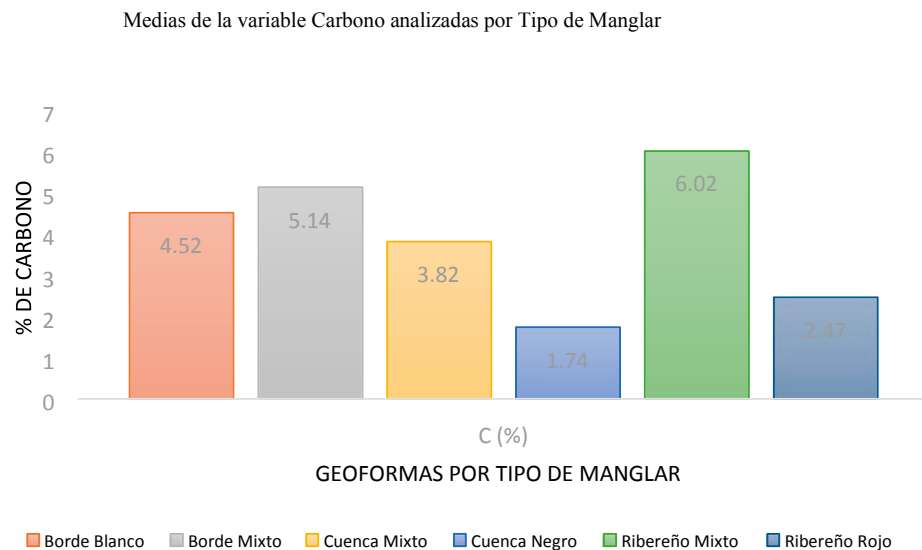


Figura 2. Comportamiento de las variables en las Geoformas por Tipo de Manglar presentes de la Reserva de "La Encrucijada" (2015).

En la Figura 2 se pueden observar como la variable C analizada y su presencia en cada Geoforma con los Tipos de Manglar correspondiente. La reserva total de C puede calcularse con la suma de todos los componentes (árboles, madera muerta, suelos). Según Moreno *et al.* (2002), en la parte oeste del estado de Tabasco, en cuanto a los contenidos de C en un sitio con *R. mangle* tuvo un contenido total de 47.1 kg m², esta acumulación tiene un grosor de 90 cm de profundidad y en el segundo sitio con *L. racemosa* tuvo un contenido mayor, esto es 82.2 kg m² con un grosor de aproximadamente 200 cm de profundidad, en Mg C ha⁻¹ es 471.9 y 822, en comparación con los resultados obtenidos en los manglares de “La Encrucijada” en Chiapas, los contenidos de C anteriores son mayores a los que se presentan en el mangle Mixto en sus dos profundidades (14.79 Mg C ha⁻¹ en la profundidad 0-10 cm y 21.83 Mg C ha⁻¹ para 40-50 cm), seguido por *L. racemosa* con un mayor contenido de 23.31 Mg C ha⁻¹ en la profundidad 40-50 cm, posteriormente *R. mangle* con 13 Mg C ha⁻¹ en la profundidad 0-10 cm y 9.13 Mg C ha⁻¹ para 40-50 cm y *A. germinans* con 17.78 Mg C ha⁻¹ en la profundidad 0-10 cm y 15.2 Mg C ha⁻¹.

Evaluación de las variables por geoforma y por orientación

Los contenidos de C y MO en la orientación 2O de la geoforma Cuenca y Ribereño fueron más altas con el 5.50 y 5.12% para C y 9.65 y 8.8% para MO, respectivamente, y en el borde la orientación 1N con 4.16%. En las concentraciones de P la geoforma borde y cuenca presentan los valores más altos en la 1N (0.05 y 0.04%) y en la geoforma ribereño en ambas orientaciones no presenta diferencias. Con el pH y conductividad eléctrica el borde con la orientación 2O presenta los valores más altos (5.15 pH y 10.99 mS/cm), en la cuenca el pH con mejor valor se presenta en la 1N (5.38 pH) y la conductividad en la 2O (16.38 mS/cm), en el ribereño tuvo el mayor valor la 1N en ambos casos (Cuadro 7), esto a causa de su cercanía con los esteros, estos resultados se trabajaron de igual manera en un ANAVA.

La mayoría de estas diferencias se debe a las características que presenta cada orientación (1N y 2O), encontrando que la profundidad que va de 40-50 cm contuvo los mayores resultados (17.86 Mg C ha⁻¹ en 1N y 16.97 Mg C ha⁻¹ en 2O) en ambas orientaciones, como se observa en la Figura 3 con la esquematización de la unidad de muestreo (UM) utilizada. Los factores que pudieron influir en las variaciones de C, MO, P, pH o Ce conforme a las orientaciones, son: lo cercano a los esteros, desembocadura de ríos, bocabarras o sitios en reforestación el tipo de manglar que predomine, dragados y la altitud.

Cuadro 7. Evaluación de las variables C, MO, P, pH y Ce en interacción con las geoformas por las orientaciones a las que se tomaron las muestras de suelo (2015).

Geoforma	F. V. C (%)			MO (%)			P (%)			pH 2O	CE (mS/cm)			DMS	
	IN	2O	DMS	IN	2O	DMS	IN	2O	DMS		IN	2O	DMS		
Borde	4.16 ^B	5.50 ^A	0.08	7.15 ^B	9.65 ^A	0.11	0.057 ^A	0.052 ^B	0.001	4.91 ^B	5.15 ^A	0.05	10.47 ^B	10.99 ^A	0.04
Cuenca	3.42 ^A	2.14 ^B	0.14	5.88 ^A	3.69 ^B	0.25	0.048 ^A	0.025 ^B	0.001	5.38 ^A	5.32 ^A	0.06	15.92 ^B	16.83 ^A	0.36
Ribereño	3.37 ^B	5.12 ^A	0.07	5.8 ^B	8.8 ^A	0.12	0.041 ^A	0.042 ^A	0.001	4.52 ^A	4.45 ^B	0.06	7.88 ^A	5.98 ^B	0.2

F.V.= fuente de variación; 1N= 1 norte; 2O= 2 oeste; C= carbono; MO= materia orgánica; P= fósforo; pH= potencial de hidrógeno; CE= conductividad eléctrica y DMS= diferencia mínima significativa.

A, B = Letras iguales indican similitud estadística y letra distinta presenta lo contrario.

mS= milisiemens por centímetro.

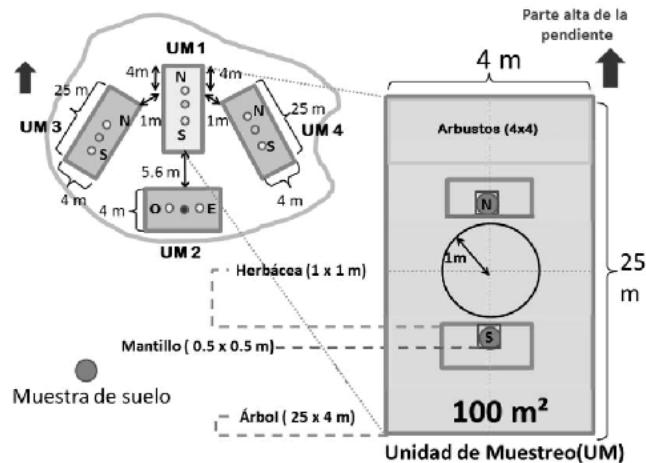


Figura 3. Esquematación de la unidad de muestreo (UM) utilizada en el sistema agroforestal (Masuhara, 2012).

Evaluación de las variables por geoforma y por profundidad

Recientemente, Batjes (1996) llevó a cabo una revisión de las estimaciones de contenidos de C usando la base de datos *Wise* con 4353 perfiles (19 222 análisis de carbono), con una representación geográfica más significativa. Este estudio confirmó un total de carbono del suelo de cerca de 1500 Pg^1 en los horizontes superiores (0-100 cm) pero a su vez reveló la presencia de existencias importantes y estables de carbono a profundidades entre 100 y 200 cm de profundidad, especialmente en suelos tropicales. El autor consideró que el sistema general de información de suelos no estaba completamente adaptado como para permitir la estimación de cambios en las propiedades del suelo inducidas por los cambios en el uso de la tierra u otros factores, por ejemplo, el cambio climático. Este estudio a diferencia del que se presenta, realizó sus análisis con suelos de manglar provenientes de La Encrucijada, Chiapas, pero con las diferentes profundidades tomadas que van de 0-10 y 40-50 cm, se logró determinar que la mejor profundidad con mayores concentraciones de C para este lugar es la que va de 40-50 cm ($18.37 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en promedio de las tres geoformas: Borde, Ribereño y Cuenca, coincidiendo con la investigación anterior, que a mayor profundidad se encontraran mayores concentraciones de C.

Los contenidos de carbono en el suelo dependen de los principales factores a largo plazo relacionados con la formación del suelo pero pueden ser fuertemente modificados, degradados o mejorados por los cambios en el uso y el manejo de la tierra. Batjes (1996) también discutió la distribución del total de las existencias de carbono del suelo según las principales zonas ecológicas. Tales zonas muestran grandes diferencias en el almacenamiento del carbono orgánico, sobre todo en relación a la temperatura y a la lluvia.

En el Cuadro 8 se muestran los factores de variación analizados a dos profundidades (0-10 y 40-50 cm) por las tres geoformas presentes en la reserva. La mayor concentración de C, MO y P es la de 40-50 cm en la geoforma Borde y la de 0-10 cm en la geoforma Cuenca y Ribereño. En el pH la profundidad de 0-10 cm la geoforma el Borde presenta un mayor valor con 5.35, en la geoforma Cuenca la profundidad de 40-50 cm con 5.94 y en la geoforma Ribereño la de 0-10 cm con 4.78. En la conductividad eléctrica la geoforma Borde con una profundidad de 40-50 cm tiene el mayor valor (13.24 mS/cm), en la geoforma Cuenca y Ribereño los mejores resultados se encuentran de los 0-10 cm (19 y 7.78 mS/cm) (Cuadro 8), con un ANAVA se hicieron estas mismas determinaciones.

¹ $\text{Pg} = 10^{15} \text{ g} = \text{Gt} = 10^9 \text{ ton métricas}$.

Cuadro 8. Evaluación de las variables C, MO, P, pH y Ce en interacción con las geoformas por las profundidades a las que se tomaron las muestras de suelo (2015).

Geoforma	F. V.																
	C (%)			MO (%)			P (%)			pH		Ce (mS/cm)					
	0-10	40-50	DMS	0-10	40-50	DMS	0-10	40-50	DMS	0-10	40-50	40-50		0-10	DMS		
Borde	4.2 ^B	5.4 ^A	0.1	7.22 ^B	9.58 ^A	0.11	0.052 ^B	0.058 ^A	0.00	5.35	A	4.72 ^B	0.05	8.22 ^B	A	0.04	
Cuenca	3.4 ^A	2.17 ^B	0.1	5.84 ^A	3.74 ^B	0.25	0.041 ^A	0.032 ^B	0.00	1	1	4.76 ^B	5.94 ^A	0.06	19.0 ^{2A}	13.73 ^B	0.36
Ribereño	4.52 ^A	3.97 ^B	0.1	7.78 ^A	6.82 ^B	0.12	0.045 ^A	0.038 ^B	0.00	1	1	4.78 ^A	4.19 ^B	0.06	7.78 ^A	6.09 ^B	0.2

F.V.= fuente de variación; 0- profundidad en cm; C= carbono; MO= materia orgánica; P= fósforo; pH= potencial de hidrógeno; Ce= conductividad eléctrica y DMS= diferencia mínima significativa. A, B= Letras iguales indican similitud estadística y letra distinta presenta lo contrario. mS= milisiemens por centímetro

Moreno-May *et al.* (2010), encontraron que los contenidos de carbono orgánico fueron más altos a 30 cm de profundidad durante la época de nortes, cuando tuvieron lugar lluvias intensas y periodos de mareas que inundaron los sitios, con bajo contenido de materia orgánica y manteniendo condiciones anóxicas en los primeros 30 cm de suelo. Las conclusiones de estos investigadores coinciden con lo determinado en este trabajo con respecto a las profundidades.

En la Figura 4 se muestran profundidades representativas en un muestreo de suelo (Masuhara, 2012), las profundidades que se tomaron para el análisis de los suelos de manglar, son dos: de 0-10 cm y de 40-50 cm, considerando que a menor profundidad se encuentran condiciones con grandes diferencias, en comparación con las de mayores profundidades.

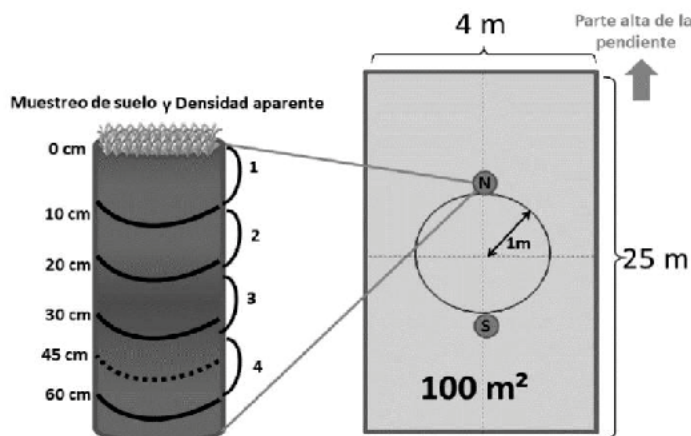


Figura 4. Esquematización de las profundidades del muestreo del suelo (Masuhara 2012).

Conclusiones

En los manglares de la Reserva de la Biosfera “La Encrucijada”, Chiapas, se determinó que la aportación de carbono es mayor en la geoforma Borde con la profundidad que va de 40-50 cm con el tipo de manglar Mixto. Para la materia orgánica se presenta el mismo caso.

Las mayores concentraciones de fósforo las presenta la geoforma Borde con *Laguncularia racemosa*.

Con el pH y conductividad eléctrica el Borde con la orientación 2O presenta los valores más altos (5.15 pH y 10.99 mS/cm), en la Cuenca el pH con mejor valor se presenta en la 1N (5.38 pH) y la

conductividad en la 2O (16.38 mS/cm), en el Ribereño tuvo el mayor valor la 1N en ambos casos (4.52 pH y 7.88 mS/cm). Se demostró estadísticamente ($p \leq 0.05$) que a mayores profundidades las concentraciones de C y MO son más elevadas en las tres Geoformas presentes en la Reserva.

Con esto se concluye que los manglares de “La Encrucijada” tienen una importante capacidad de almacenamiento de C en los suelos, debido a que las frecuentes condiciones de anaerobiosis a que están sometidos los suelos de manglar y a sus características fisonómicas intrínsecas.

Bibliografía

- Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:151-163.
- Benton-Jones, J., H.A. Mills and B. Wolf. 1991. Plant analysis handbook: a practical sampling, preparation, analysis and interpretation guide. Micro-Macro Publishing. Athens, GA, USA. Preparation and Analysis (Chapter 4). pp. 23-26.
- Bouillon, S., A.V. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N.C. Duke, E. Kristensen, S.Y. Lee, C. Marchand, J.J. Middelburg, V.H. Rivera-Monroy, T.J. Smith III and R.R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochem. Cycles* 22:GB2013.
- 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. 549.
- 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.
- Etchevers, J., C. Hidalgo, J. Padilla, R.M. López, C. Monreal, C. Iturralde, B. Rapidez, F. de León, M. Acosta, A. Vergara, K. Quednow, A. Fernández y C. Figueroa. 2002. Subproyecto II: Metodología de la medición de la captura de carbono. Proyecto Manejo Sostenible de Laderas (PMSL). Regiones Cuicateca, Mazateca y Mixe, Oaxaca, México. Colegio de Postgraduados de Montecillo. SAGARPA-GEF-Banco Mundial. México, D. F. México. pp. 23-45.
- Ewel, K.C., R.R. Twilley and J.E. Ong. 1998. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography* 7:83-94.
- Komiyama, A., J.E. Ong and S. Pongpan. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89:128-137.
- Masuhara, A. 2012. Evaluación del contenido de carbono en sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. Tesis de Maestría. Maestría en Ciencias en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible (MADS). Universidad Autónoma Chapingo, México. 146 p.
- Mehlich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: a modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 15:1409-1416.
- Moreno, C., A. Guerrero, M.C. Gutiérrez, C.A. Ortiz y D.J. Palma. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques* Número especial:115-128.
- Moreno-May, G.J., J.G. Cerón-Bretón, R.M. Cerón-Bretón, J.J. Guerra-Santos, L.E. Amador del Ángel y E. Endañú-Huerta. 2010. Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de Isla del Carmen. *U. Tecnociencia* 4(1)23-39.
- Razo-Zárate, R., A.J. Gordillo-Martínez, R. Rodríguez-Laguna, C.C. Maycotte-Morales y O.A. Acevedo-Sandoval. 2013. Escenarios de carbono para el bosque de oyamel del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 9(1):17-21.
- SAS Institute Inc. 2002. The SAS System for Windows; Version 9.0. Cary, NC, EUA.
- Schulze, E., Ch. Wirth and M. Heimann. 2000. Managing Forest after Kyoto. *Science* 289:2058-2059.
- Valdés, E. 2010. Evaluación del carbono y nutrientes edáficos por clases de geoforma y tipo de manglar en Marismas Nacionales, Nayarit. COLPOS, Montecillo, Texcoco, Estado de México. 157 pp.
- Walkey, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.
- Yáñez-Arancibia, A. y A.L. Lara-Domínguez. 1999. Los manglares de América Latina en la Encrucijada. *En: Yáñez-Arancibia, A. y A.L. Lara-Domínguez (Eds.). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.*

5.26 Almacén de carbono en el suelo de un bosque húmedo de niebla del Eje Neovolcánico Transversal

Olivares-Martínez Luis D.¹; Anaya Carlos A.^{2,3}; Mendoza Manuel²; Rivera Mercedes⁴ y Páez Rosaura²

¹Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Michoacán. Antigua carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán.

²Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán.

³Escuela 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.

⁴Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Edificio "R", Ciudad Universitaria, Gral. Francisco J. Mugica S/N, Ciudad Universitaria, CP 58030, Morelia, Michoacán.

Autor para correspondencia: ldolivares@enesmorelia.unam.mx

Resumen

Los bosques húmedos de niebla (BHN) están expuestos a una fuerte presión de extracción forestal y de cambio de uso de suelo a agricultura, las cuales pueden afectar las funciones ecológicas de los suelos. En el presente estudio se identificaron los principales suelos de un BHN en Michoacán, México, y se evaluaron sus contenidos de carbono orgánico (COS). El diseño del muestreo fue estratificado, considerando diferentes posiciones de ladera, con ocho perfiles de suelo de hasta 1 m de profundidad caracterizados con métodos estándar. Los grupos de suelo identificados, Andosol, Alisol, Umbrisol, mostraron un grado de lixiviación relativamente alto: acidez de alta a neutra y saturación de bases baja. El contenido de COS osciló entre 92 y 152 Mg ha⁻¹; el 55% de éste se distribuyó en los primeros 30 cm, y no se observaron marcadas diferencias de contenido entre grupos de suelo. El trabajo confirma la importancia del BHN en el almacenamiento de COS y complementa la información edafológica para el BHN en México. Con este trabajo se contribuye a mejorar la representación cartográfica de la distribución del suelo en Michoacán. Dada la acumulación de COS en los horizontes de suelo superficiales, la retención de carbono puede ser muy sensible a las perturbaciones antropogénicas.

Palabras clave: bosque mesófilo de montaña, carbono orgánico del suelo, servicios ecosistémicos, Andosol, Alisol.

Abstract

Cloud Forests (CF) are highly exposed to logging and land use change to agriculture, which can affect the ecological functions of the soil. In this study we identified the main soils of a CF in Michoacan, Mexico, and evaluated their soil organic carbon (SOC) contents. The sampling design was stratified, considering different slope positions, with eight soil profiles up to 1m depth characterized with standard methods. The soil groups identified, Andosol, Alisol, Umbrisol, displayed a relatively-high leaching status: high to neutral acidities and low saturation bases. The SOC fluctuated between 92 y 152 Mg ha⁻¹; 55% of this was distributed in the first 30 cm and there were no clear differences between soil groups. This study confirms the importance of CF for SOC storing and complements the pedological information for CF. This work contributes to improve the cartographic representation of soil distribution in Michoacan. Because the SOC is accumulated on topsoil, carbon sequestration could be very sensible to human perturbations.

Key words: cloud forest, soil organic carbon, ecosystem services, Andosol, Alisol.

Introducción

El bosque húmedo de niebla (BHN) o bosque mesófilo de montaña es considerado de gran importancia biológica y ecológica para el país debido a que alberga una alta biodiversidad y tiene un papel determinante en los ciclos biogeoquímicos del agua, carbono y nutrientes (INEGI, 2007; CONABIO, 2010). A pesar de ello, estos ecosistemas experimentan una fuerte presión de extracción de recursos maderables y no maderables, así como de cambio de uso de suelo a agricultura, que afectan su capacidad de proveer servicios ecosistémicos (Martínez *et al.*, 2009). Por ejemplo, se estima que más del 50% de la superficie original del BHN (8800 km²) ha sido remplazada por cultivos agrícolas, potreros, plantaciones de café y otros usos del suelo (CONABIO, 2010; Toledo-Aceves *et al.*, 2011).

El BHN se ha definido por su ubicación en regiones montañosas y por la persistencia o alta frecuencia de nubes a nivel del dosel a lo largo del año (Hamilton *et al.*, 1995). En México, este bioma se distribuye de manera discontinua a altitudes de entre 1200 y 2500 m s.n.m. en las vertientes de los océanos Pacífico y Atlántico y dentro del Eje Neovolcánico Transversal (EVT), con climas templados y tropicales húmedos y subhúmedos (CONABIO, 2010). El conocimiento que se tiene sobre el BHN en México es relativamente amplio en cuanto a su estructura y composición florística (Rzedowski, 1996; CONABIO, 2010; Villaseñor, 2010; González-Espinosa *et al.*, 2011), pero es exiguo en cuanto al suelo, entre otros de sus componentes. Esta deficiencia ha limitado tener una visión más integral del BHN.

Aunque existen características geofísicas del BHN, como su clima y ubicación en zonas montañosas, que sugieren que puede haber una cierta homogeneidad en sus características edáficas y florísticas, en realidad tienden a exhibir una considerable heterogeneidad espacial en ellas. En México, este bosque se ubica en regiones montañosas donde convergen especies vegetales neárticas y neotropicales, por lo que tienden a presentar un alto grado de endemismo en su flora. Asimismo se ubican en zonas con relieves y sustratos altamente heterogéneos que promueven una alta variación en las características de sus suelos (Cotler, 2003).

En vista de este panorama, existe la necesidad de incrementar nuestro conocimiento sobre aspectos ecológicos de los fragmentos remanentes del BHN para entender su funcionamiento, evaluar las consecuencias ecológicas de su conservación o transformación, y proponer estrategias de manejo, brindando opciones de uso sustentable y justificando su conservación. En Michoacán, México, el BHN se ubica principalmente sobre el EVT en fragmentos aislados, ocupando cañadas y laderas donde la humedad atmosférica se concentra (CONABIO, 2010; Santana *et al.*, 2014). Estos bosques enfrentan una fuerte presión de extracción de recursos maderables y cambio de uso de suelo hacia cultivos de aguacate que están generando su degradación y pérdida de superficie (CONABIO, 2010; Mendoza *et al.*, 2011; Bravo-Espinosa *et al.*, 2012). Es por ello que en el presente estudio¹ se planteó el objetivo de clasificar los suelos con el sistema WRB y determinar su contenido de carbono en un BHN de la porción central del EVT en Michoacán.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en un BHN ubicado en los municipios de Villa Madero y Tacámbaro, Michoacán, México. Dicho bosque se encuentra en la parte central del EVT y abarca una superficie aproximada de 16.6 km² entre las coordenadas 19°22' y 19°16' N y 101°19' y 101 23W (Figura 1). El área forma parte de un conjunto de domos y conos volcánicos con una gran depresión hacia el sur,

¹Para más información véase Anaya, C.A., M. Mendoza, M. Rivera, R. Páez y L.D. Olivares-Martínez. 2016. Almacenes de Carbono orgánico y retención de agua en suelos de un bosque de niebla en Michoacán, México. *Agrociencia* 50:251-269.

originada por el colapso de una caldera volcánica (Garduño-Monroy *et al.*, 1999). Las estructuras volcánicas de la zona forman una sierra con pendientes irregulares de inclinaciones medias ($10\text{-}15^\circ$) a muy pronunciadas de $40\text{-}70^\circ$ (Garduño-Monroy *et al.*, 1999). La litología es de composición intermedia (dacítica-andesítica) proveniente tanto del vulcanismo anterior como el posterior a la formación de la caldera, durante el Mioceno medio y tardío (Gómez-Tuena, *et al.*, 2005). A una escala 1:250 000, de nivel exploratorio, se considera que el Acrisol es el grupo de suelo predominante en la zona (INEGI, 2007). El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano. Las estaciones meteorológicas de Tacámbaro (No. 16 123) y Villa Madero (No. 16 140) de la base de datos del IMTA (2013), ubicadas a una distancia aproximada de 10 km del área de estudio, registran precipitaciones y temperaturas promedio anual (1960-2010) de 1153 y 1194 mm y 18.5 y 15.8°C , respectivamente.

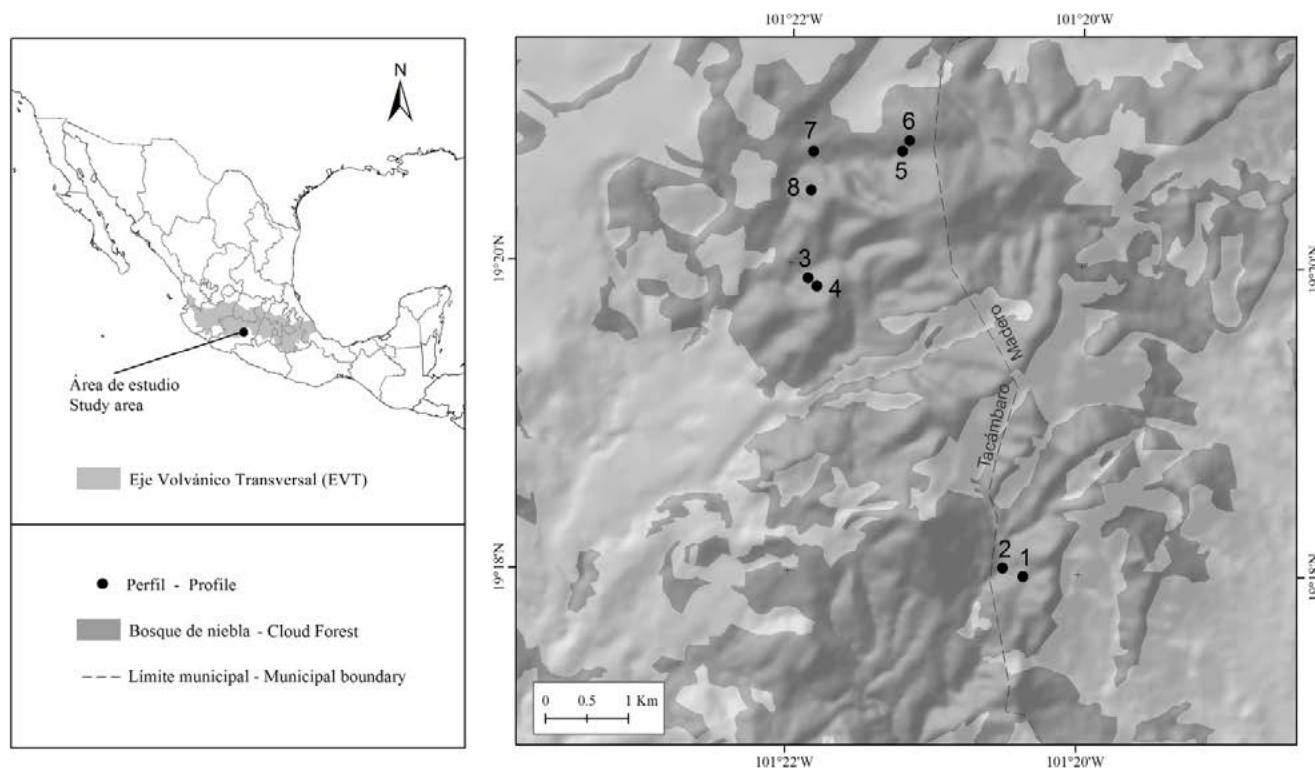


Figura 1. Localización del área de estudio. Los puntos indican la ubicación de los perfiles de suelo y su etiqueta de identificación.

El BHN estudiado se ubica en laderas y cañadas entre los 2000 y 2650 m s.n.m., en donde la humedad se concentra, rodeado de bosques de pino y pino-encino (CONABIO, 2010; Santana *et al.*, 2014). Las áreas forestales presentan perturbaciones asociadas a tala selectiva ilegal y extracción de resina y exhiben una fragmentación natural y otra asociada al cambio de uso de suelo hacia cultivos agrícolas, particularmente cultivos de aguacate (Mendoza *et al.*, 2011; Santana *et al.*, 2014). Entre las especies de árboles más abundantes se incluyen *Alnus acuminata* Kunth, *Clethra mexicana* DC., *Quercus laurina* Bonpl., *Quercus rugosa* Née y *Styrax argenteus* (C. Presl.) Miers (Santana *et al.*, 2014).

Muestreo de suelos

En el área de estudio se seleccionaron ocho sitios entre marzo y junio del 2013, distribuidos en cuatro zonas de muestreo de acuerdo con la posibilidad de acceso al bosque (incluido el consentimiento de los propietarios). Dentro de cada zona se seleccionaron dos sitios de muestreo, ubicados en

diferentes posiciones de ladera: alta, media, baja, o en pie de ladera, geoformas en las que predomina el BHN (Cuadro 1). En cada uno de ellos se colectaron ocho muestras de mantillo de un área circular de 25 cm de diámetro cada una, y se cavó una calicata en el suelo de 1 m de profundidad (o hasta encontrar una capa o material limitante) para la descripción de un perfil del suelo y la toma de muestras por horizonte. A cada perfil se hizo una descripción de rutina (FAO, 2006) con métodos estándar (Siebe *et al.*, 2006).

Cuadro 1. Ubicación de los perfiles de suelo.

Perfil	Coordenadas UTM 14N			Exposición de ladera	Pendiente (grados)	
	Latitud norte	Longitud oeste	Altitud (m s.n.m.)			
1	254 147	2 135 650	2 130	LA	Noroeste	10-15
2	253 902	2 135 752	2 170	LB	Noroeste	15-20
3	251 560	2 139 230	2 298	PL	Norte	0-2
4	251 665	2 139 133	2 369	LM	Norte	15-20
5	252 783	2 140 872	2 530	LM	Sur	15-20
6	252 700	2 140 747	2 525	LB	Sur	10-15
7	251 627	2 140 745	2 454	LM	Sur	10-15
8	251 601	2 140 285	2 456	PL	Norte	2-5

LA: ladera alta; LM: ladera media; LB: ladera baja; PL: pie de ladera.

Por cada horizonte de suelo se tomó una muestra de suelo de 2 kg para la determinación de sus propiedades físicas y químicas en laboratorio, excepto del pH, el cual se determinó in situ con un medidor de pH Spectrum IQ-150. Asimismo, para determinar la densidad aparente del suelo, de cada capa se tomaron dos núcleos de suelo inalterados con anillos metálicos de 40 cm³.

Análisis de laboratorio

Los núcleos de suelo se secaron en un horno a 105 °C, hasta obtener un peso constante. La densidad aparente (DA) se calculó dividiendo el peso del suelo entre el volumen del núcleo; los valores se corrigieron por el peso y volumen de las gravas (Elliott *et al.*, 1999).

Las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente en laboratorio, se tamizaron por una malla de 2 mm de apertura para obtener la fracción fina del suelo, y se almacenaron a temperatura ambiente para sus análisis físicos y químicos. La textura del suelo se determinó por el método de Bouyoucos, con la eliminación previa de la materia orgánica (Gee y Bauder, 1986). La conductividad eléctrica se determinó en extractos de suelo con agua destilada a una relación 1:5 (ISO 11265, 1994), usando un conductímetro Oakton 8CU28. La retención de fósforo (RP) se determinó por el método de Blakemore (ISRIC-FAO, 2002), usando para la determinación de las concentraciones de fósforo un espectrofotómetro Jenway 6505 UV/Vis. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó por el método de saturación de sodio (Chapman, 1965). Las concentraciones de las bases intercambiables (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ y Na⁺) se determinaron por cromatografía iónica en un cromatógrafo Metrohm Basic 883 IC-plus. El Al y Fe se extrajeron con oxalato de amonio durante 4 horas en la oscuridad a pH 3. Las concentraciones de Al_o y Fe_o (*i.e.*, Al y Fe en oxalato) fueron cuantificados en un espectrómetro de absorción atómica SpectrAA 220 Varian.

La concentración del carbono orgánico del suelo (COS) se determinó por coulometría (Huffman, 1977) en un Analizador de Carbono Total UIC CM5012. El contenido de COS (Mg ha⁻¹) en cada horizonte se determinó mediante la multiplicación de la concentración de C, por la densidad aparente, por el grosor del horizonte, por un factor de corrección de la concentración de pedregosidad (1-fracción de rocas) y por una unidad de conversión espacial (Amundson, 2001). El contenido de COS

total en el perfil del suelo se determinó a través de la suma de los contenidos de C de todos sus horizontes. Las muestras de mantillo se secaron en horno a 70 °C por 72 h, y se pesaron. La masa de mantillo por unidad de área se determinó dividiendo la masa entre el área muestreada.

Clasificación de los suelos

Los suelos se clasificaron de acuerdo con la Base Mundial Referencial del Recurso Suelo (IUSS Working Group WRB, 2014). La clasificación se realizó a un segundo nivel, incluyendo los calificadores principales y suplementarios que apliquen según el grupo de suelo. Se omitió el uso de los calificadores que requirieran análisis de laboratorio no contemplados previamente. Para identificar el grupo Andosol se determinaron los valores de Al_0 y Fe_0 de horizontes que, en su conjunto, sumaran más de 30 cm y tuvieran características de campo que sugirieran propiedades ándicas.

Descripción estadística

Para describir los cambios de las concentraciones y contenidos de COS en función de la profundidad del suelo se usaron los cuatro modelos de regresión propuestos por Jobbágy y Jackson (2000): (i) logaritmo base 10 (log) de la profundidad promedio del horizonte contra la concentración de COS del mismo, (ii) log de la profundidad promedio del horizonte contra el log de la concentración de COS del mismo, (iii) log de la profundidad del horizonte contra el contenido acumulado de COS y, (iv) log de la profundidad del horizonte contra el log del contenido acumulado de COS.

Resultados y discusión

Clasificación de los suelos

Dentro de los ocho perfiles se identificaron tres grupos de suelo: Andosols (AN), Alisols (AL) y Umbrisols (UM) (Cuadro 2). No se identificó en ninguno de los perfiles el grupo Acrisol, a pesar de estar reportado para la zona de estudio (INEGI, 2007). El grupo más cercano que se identificó fue el grupo Alisol, el cual también presenta un horizonte árgico con una baja saturación de bases, pero la capacidad de intercambio catiónico de su fracción arcillosa es comparativamente mayor (IUSS Working Group WRB, 2014).

Los perfiles 3, 5, 7 y 8 se clasificaron como Andosols, y por su baja saturación de bases tuvieron en común el calificador de Dystric. Aunque no se hicieron análisis de aluminio extraído con pirofosfato para diferenciar los calificadores Silandic y Aluandic, es probable de que tengan el calificador Silandic por la presencia de colores claros y la ausencia de valores de pH extremadamente ácidos en todos los horizontes con propiedades ándicas (IUSS Working Group WRB, 2014). Los calificadores Silandic y Aluandic denotan diferencias en los cocientes Al/Si , y en la estabilización de la materia orgánica por la formación de complejos organominerales (Shoji *et al.*, 1993; Campos-Cascaredo, 2000).

**Cuadro 2.** Principales características físicas y químicas de los perfiles de suelo.

Ho	Pr	pH	Col-H	Col-S	Pd	R	L	A	DA	CIC	SB	Al _o	Fe _o	RP	CO
Perfil 1.			Haplic Alisol (Clayic, Cutanic)										AL-ha-ce.ct		
Ah	0-9	5.2	10YR 4/4	10YR 5/3	3	43	27	30	0.92	41	18	nd	nd	47	5.4
Bw	9-19	4.5	10YR 3/3	10YR 5/3	1	40	45	15	0.74	33	11	nd	nd	49	1.6
2Bt	19-43	4.6	10YR 4/4	10YR 6/6	1	44	52	4	1.06	33	8	nd	nd	51	1.6
3Bt1	43-64	4.8	10YR 5/6	10YR 6/6	5	62	38	0	1.12	31	3	nd	nd	41	0.4
3Bt2	46-100	5.1	10 YR 5/8	10YR 6/6	8	60	40	0	1.05	52	2	nd	nd	46	0.2
Perfil 2.			Alic Umbrisol (Clayic, Loxic, Tonguic)										UM-al-ce.la.to		
Ah	0-11	7.2	10 YR 3/1	10YR 4/3	3	49	35	16	0.84	51	4	nd	nd	69	5.1
BA	11-27	7.4	10YR 3/3	10YR 5/5	5	44	35	21	1.05	20	33	nd	nd	53	1.7
E	27-50	7.4	10YR 3/3	10YR 6/3	15	23	23	54	0.89	41	9	nd	nd	35	0.7
2Bt	50-100	7.6	10YR 3/4	10YR 5/4	30	42	31	27	1.01	34	18	nd	nd	60	1.4
Perfil 3.			Dystric Leptic Andosol (Loamic)										AN-le.dy-lo		
Ah	0-8	5.6	10YR 3/2	10YR 4/4	2	25	57	18	0.53	68	8	2.2	0.7	94	10.4
Bw	8-30	6.1	7.5YR 3/4	7.5YR 5/6	3	27	50	23	0.7	58	11	2.5	0.7	96	3.7
2Bw1	30-44	5.2	7.5YR 4/6	7.5YR 6/4	3	40	38	22	0.85	33	15	nd	nd	71	1.1
2Bw2	44-88	5.0	7.5YR 4/6	7.5YR 6/4	20	45	44	11	1.19	33	10	nd	nd	44	0.4
Perfil 4.			Leptic Alisol (Clayic, Colluvic, Cutanic, Magnestic, Endoakroskeletal)										AL-le-ce.co.ce.mg.kkn		
Ah	0-8	5.1	10YR 2/1	10YR 4/2	8	36	43	20	0.71	53	8	nd	nd	90	11.6
Bt1	8-18	5.0	10YR 4/3	10YR 6/2	3	37	36	27	0.81	51	10	nd	nd	42	2.2
Bt2	18-33	5.2	10YR 3/3	10YR 7/2	8	41	42	17	0.93	36	19	nd	nd	35	0.8
BtC	33-49	5.3	10YR 4/4	10YR 7/3	15	41	34	25	1.11	37	18	nd	nd	46	0.4
C	49-72	5.1	10YR 4/2	10YR 7/2	50	39	33	28	1.02	48	15	nd	nd	40	0.3
Perfil 5.			Dystric Andosol (Loamic)										AN-dy-lo		
Ah	0-9	5.4	10YR 2/2	10YR 4/4	1	19	59	22	0.56	90	5	nd	nd	100	10.5
Bw1	9-28	5.4	7.5YR 3/3	7.5YR 4/3	5	27	48	25	0.59	92	8	3.1	0.5	100	2.4
Bw2	28-43	5.7	7.5YR 3/4	7.5YR 6/3	1	38	39	23	0.8	29	20	nd	nd	72	0.4
Bw3	43-57	6.1	7.5YR 3/4	7.5YR 6/3	1	41	40	19	0.84	30	22	2.4	0.2	93	0.5
Bw4	57-70	4.9	5YR 3/4	5YR 6/3	1	44	34	22	1.01	16	37	nd	nd	55	0.3
2Bw1	70-89	5.8	7.5YR 3/4	7.5YR 5/6	5	44	20	36	0.78	38	14	nd	nd	85	0.5
2Bw2	89-100	5.8	5YR 4/3	5YR 6/3	30	28	20	52	0.98	43	13	nd	nd	43	0.3
Perfil 6.			Leptic Alisol (Clayic, Cutanic, Loaminovic, Profondic, Ruptic)										AL-le-ce.ct.lj.pn.rp		
ABw	0-22	5.2	7.5YR 5/2	7.5YR 4/3	1	46	45	9	0.88	26	22	nd	nd	82	2.3
Bw	22-43	5.6	7.5YR 2.5/2	7.5YR 4/3	1	45	39	16	0.92	19	10	nd	nd	88	1.4
2Bt	43-56	5.2	7.5YR 4/4	7.5YR 6/4	8	54	38	8	1.21	32	15	nd	nd	48	0.4
3Bt	56-90	5.5	7.5YR 4/4	7.5YR 6/3	20	52	38	10	1.2	13	40	nd	nd	49	0.5
Perfil 7.			Dystric Umbric Andosol (Loamic)										AN-um.dy-lo		
Ah1	0-3	5.3	10YR 2/1	10YR 2/2	1	41	42	18	0.4	95	3	nd	nd	91	9.6
Ah2	3-17	6.0	10YR 2/2	10YR 4/3	1	31	48	21	0.43	77	7	nd	nd	98	5.4
2BC1	17-44	6.5	10YR 3/3	10YR 6/4	2	13	56	31	0.67	85	8	nd	nd	100	2.0
2BC2	44-111	7.1	10YR 3/6	10YR 5/6	5	12	48	40	0.64	84	8	3.0	0.9	100	1.1
Perfil 8.			Dystric Andosol (Loamic)										AN-dy-lo		
Ah	0-15	5.7	10YR 2/1	10YR 2/2	1	38	52	10	0.4	118	3	nd	nd	88	8.7
BC	15-46	6.0	10YR 2/2	10YR 4/4	3	25	42	34	0.7	64	10	2.9	0.7	93	1.9
2Bwb	46-86	6.6	10YR 3/4	10YR 6/4	10	29	38	34	0.81	45	14	nd	nd	76	0.8
3Bw	86-113	6.6	10YR 3/3	10YR 4/4	10	15	68	17	0.67	44	13	4.4	1.0	100	2.2

Ho: horizonte; Pr: profundidad (cm); Col-H: color en húmedo; Col-S: color en seco; Pd: pedregosidad (%); R: arcillas (%); L: limos (%); A: arenas (%); DA: densidad aparente (g cm⁻³); CIC: capacidad de intercambio catiónico (Cmol kg⁻¹); SB: saturación de bases (%); Al_o: aluminio en oxalato (%); Fe_o: hierro en oxalato (%); RP: retención de fósforo (%); CO: carbono orgánico (%); nd: no determinado.

Los perfiles 1, 4 y 6 se clasificaron como Alisols dadas las características físicas y químicas en sus horizontes con argiluvación como proceso pedogenético (Cuadro 2). Asimismo, estos suelos tuvieron una elevada RP, un pH ácido y una baja saturación de bases, lo que sugiere la presencia de minerales ricos en aluminio (Shoji *et al.*, 1996), lo cual sugiere que podrían calificarse como Alumic, empero, para validar el uso de este calificador se deben realizar los análisis correspondientes. No obstante, estas características son similares a la de los Andosols, suelos con los que podrían guardar una relación en términos de su desarrollo y evolución edáfica.

El perfil 2 se clasificó dentro del grupo Umbrisol (Cuadro 2). Además de presentar todos los procesos y características de los Alisols, este suelo cuenta con un horizonte úmbrico lo suficientemente profundo como para diferenciarse en tal grupo (IUSS Working Group WRB, 2014). Si bien el pH no es un criterio de diferenciación entre grupos, es interesante notar que este suelo tuvo valores de pH neutros, a diferencia de los del grupo Alisol, que fueron más ácidos.

Los ocho perfiles mostraron, en términos generales, similitudes químicas entre sí, tales como una acidez de alta a neutra, baja saturación de bases y altos contenidos de materia orgánica, las cuales son características que se han identificado en suelos de BHN de otras regiones (Bruijnzeel y Proctor, 1995; Kitayarna, 1995). No obstante, la presencia de tres diferentes grupos de suelo bajo un mismo tipo de vegetación denota también una heterogeneidad edáfica importante en el área de estudio.

Esta heterogeneidad puede asociarse a la actuación de diferentes condiciones ambientales como la posición topográfica, el régimen de humedad del suelo y tiempos de desarrollo diferenciales, las cuales determinan los procesos de formación de los suelos, tales como la erosión, la acumulación del suelo, la argiluvación y la tasa de intemperismo del material parental (Binkley y Fisher, 2013).

Contenido de carbono orgánico

El contenido de COS tuvo un ámbito de variación entre perfiles de 92 a 152 Mg C ha⁻¹, con un promedio de 118±7 Mg C ha⁻¹ (Figura 2). Estos valores están en la porción inferior de los intervalos reportados para bosques de niebla en Chiapas (102 a 461 Mg C ha⁻¹) y Oaxaca (158 a 222 Mg C ha⁻¹) por de Jong *et al.* (1999) y Álvarez-Arteaga *et al.* (2013), respectivamente. Sin embargo, en estos estudios no se reporta que los contenidos de COS hayan sido ajustados por el porcentaje de pedregosidad en las capas del suelo, por lo que sus valores pudiesen resultar sobreestimados en comparación a nuestro estudio. Por otro lado, nuestro valores se encuentran dentro del intervalo reportado para Andosols de bosque de oyamel (115 a 207 Mg C ha⁻¹) y bosque de pino-encino (70 a 136 Mg C ha⁻¹) sin perturbar, de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca en el EVT (Pérez-Ramírez *et al.*, 2013).

Los modelos de regresión mostraron una relación negativa entre la profundidad y la concentración de COS, y una positiva entre la profundidad y el contenido acumulado de COS (Cuadro 3). Los modelos con mejor ajuste fueron los log-log, los cuales explicaron cerca del 78% ($R^2= 0.78$) de la variación de las concentraciones y contenidos de COS con la profundidad (Cuadro 3). El ajuste significativo de estos modelos indica que la relación entre dichas variables es no-lineal, es decir, la magnitud de los cambios en la concentración y contenido de COS entre capas de suelo disminuye drásticamente con la profundidad.

El ajuste significativo de los modelos de Jobbágy y Jackson (2000) indican que la relación entre dichas variables es no-lineal, es decir, la magnitud de los cambios en la concentración y contenido de COS entre capas de suelo disminuye con la profundidad. La mayor concentración de COS en la parte superficial del suelo se ha relacionado con una mayor incorporación de materia orgánica proveniente de la descomposición del mantillo superficial y del recambio de raíces finas en esta capa, en comparación con capas más profundas (Jobbágy y Jackson, 2000). No obstante, los mecanismos que controlan la distribución vertical de la materia orgánica en el perfil del suelo todavía no están bien entendidos, más

aún, estos mecanismos pueden diferir entre suelos (Jobbágy y Jackson, 2000; Rasse *et al.*, 2005; Rumpel y Kögel-KnaBHNer, 2011).

Cuadro 3. Modelos de regresión de la variación del carbono orgánico del suelo en función de la profundidad.

Modelo	Ecuación	R ²	p
Log COS - log Pr	Log COS = -0.9422 (log Pr) + 1.451	R ² = 0.74	<0.0001
COS - log Pr	COS = -0.014 (log Pr) + 0.6689	R ² = 0.58	<0.0001
Log [COS] - log Pr	Log [COS] = 0.4529 (log Pr) + 1.1861	R ² = 0.78	<0.0001
[COS] - log Pr	[COS] = 0.0048 (log Pr) + 1.6537	R ² = 0.58	<0.0001

Log: logaritmo base diez; COS: contenido de COS por horizonte; Pr: profundidad; [COS]: contenido acumulado de COS.

En promedio, el 55% del contenido total de COS en los perfiles se concentró en los primeros 30 cm del suelo (Figura 2). Similarmente, en un análisis de 1017 perfiles de suelo en bosques de Estados Unidos de Norte América, Jobbágy y Jackson (2000) encontraron que el 50% del contenido de COS se concentra en los primeros 20 cm en perfiles de un metro de profundidad. La capa superficial del suelo (<30 cm) es muy sensible a las perturbaciones humanas directas o indirectas, tales como deforestación y cambio de uso de suelo a sistemas agrícolas (García-Oliva *et al.*, 1999; Guo y Gifford, 2002; Don *et al.*, 2011), por lo tanto, una implicación de la alta acumulación de COS en el suelo superficial es que la perturbación de los bosques por actividades antropogénicas puede resultar en pérdidas significativas de COS.

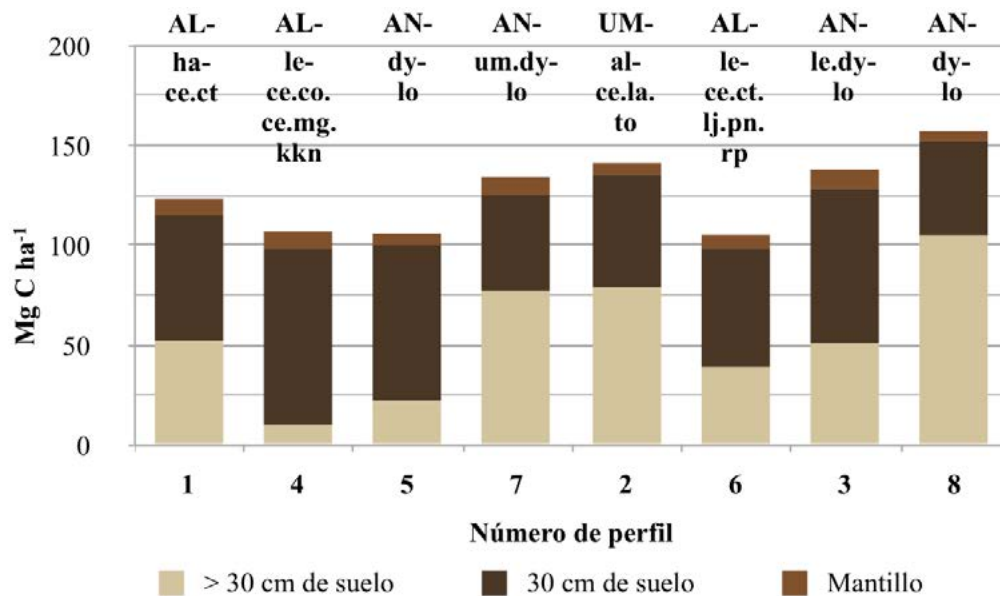


Figura 2. Estimación del almacén de carbono orgánico en el suelo y mantillo de los 8 sitios muestreados. Perfiles ordenados por su posición en la ladera: alta (1), media (4, 5, 7), baja (2, 6) y pie de ladera (3, 8).

Considerando los contenidos COS por posición en la ladera y grupo de suelo se pueden destacar los siguientes aspectos: (i) comparativamente, los suelos de los pies de ladera presentan los mayores contenidos de carbono, ambos son AN y aunque el contenido del perfil 3 es equiparable al de laderas medias y bajas se debe notar la presencia del calificador Leptic como limitante para lograr una mayor acumulación de carbono; (ii) suelos con un horizonte úmbrico (perfiles 7 y 2) muestran altos contenidos de carbono, no sólo en los primeros 20 cm (característica de diagnóstico del horizonte úmbrico), sino distribuidos a lo largo de todo el perfil; (iii) excluyendo a los suelos con limitaciones serias para el desarrollo raíces (*i.e.*, los perfiles 4, 6 y 3 por sus calificadores Leptic o Endoakroskeletal), se puede apreciar una tendencia de acumulación de carbono de las partes altas a las

partes bajas, donde las laderas altas y medias son equiparables, pero menores que la ladera baja, y ésta a su vez, que el pie de ladera. Es importante destacar que, si se considerase sólo la información del mantillo o de los primeros 30 cm del suelo no serían evidentes estas inferencias.

La masa de mantillo tuvo un intervalo de variación amplio entre sitios, oscilando entre 10.0 ± 2.4 y 19.7 ± 3.2 Mg ha⁻¹, con un promedio de 15 ± 1.3 Mg ha⁻¹. Asumiendo una concentración de carbono en la materia orgánica de 50% (IPCC, 2003), estos valores equivalen a un almacén de carbono orgánico de entre 5.0 ± 1.2 y 9.8 ± 1.6 Mg C ha⁻¹, con un promedio de 7.5 ± 0.6 Mg C ha⁻¹. El promedio de masa es mayor a los valores reportados para diferentes BHN, por ejemplo en Jamaica hay valores de 8.1 y 11.7 Mg ha⁻¹ (Tanner, 1980), o de 4.3 Mg ha⁻¹ (McDonald *et al.*, 2000). En México los registros no son muy diferentes, hay reportes de 2.0-4.2 Mg ha⁻¹ (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007). La mayor acumulación de mantillo en el BHN de este estudio sugiere que en éste la tasa de descomposición de la materia orgánica es lenta. En los BHN, la lenta tasa de descomposición del mantillo ha sido asociada con bajas concentraciones de nutrientes en la materia orgánica, bajas temperaturas en los sitios y con la generación de condiciones anaeróbicas como consecuencia de la alta humedad del suelo (Benner *et al.*, 2010; Giambelluca y Gerold, 2011), condiciones congruentes con las de la región de este estudio. Considerando el mantillo y el suelo mineral el almacén de carbono en el suelo osciló de 99 a 157 Mg ha⁻¹, con un promedio de 126 ± 7 Mg ha⁻¹.

Conclusiones

El presente estudio generó información edafológica de un bosque húmedo de niebla de Michoacán poco estudiado. Se identificaron Andosols, Alisols y Umbrisols a un segundo nivel de detalle y se reportaron datos de contenidos de carbono orgánico. Los resultados pueden usarse en inventarios de carbono estatal y nacional para evaluar el papel de los ecosistemas terrestres en el ciclo de carbono.

La concentración de carbono decreció con la profundidad del suelo, de tal forma que, en promedio, el 55% del carbono total se concentró en los 30 cm superficiales del suelo. Comparativamente, el contenido promedio de carbono del suelo estuvo entre los valores más bajos reportados para el bosque húmedo de niebla en México y en la parte media del intervalo reportado para Andosols en el Eje Neovolcánico Transversal.

Dado que la mayor proporción del carbono orgánico se concentra en los primeros 30 cm del suelo, este almacén puede ser muy sensible a las perturbaciones naturales y antropogénicas.

Agradecimientos

Se agradece a Hilda Rivas, Zaira Pérez y Lorenza Sebastián por su apoyo técnico en campo y laboratorio, a Maribel Nava Mendoza por realizar los análisis de carbono, a Juliana Padilla Cuevas por realizar los análisis de Al y Fe, a Gabriela Cuevas García por la elaboración de mapas y a Raquel González García por su apoyo técnico en cómputo. Este trabajo fue financiado por CONACYT; proyecto: "Evaluación de la importancia relativa de bosque húmedo de niebla bajo un enfoque de paisaje".

Bibliografía

- Álvarez-Arteaga, G., N.E. García, P. Krasilnikov y F. García-Oliva. 2013. Almacenes de carbono en bosques montanos de niebla de la sierra norte de Oaxaca, México. *Agrociencia* 47:171-180.
- Amundson, R. 2001. The carbon budget in soils. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 29:535-562.
- Benner, J., P.M. Vitousek and R. Ostertag. 2010. Nutrient cycling and nutrient limitation in tropical montane cloud forests. *In: Bruijnzeel, L.A., F.N. Scatena and L.S. Hamilton (Eds.). Tropical montane cloud forests: science for conservation and management. Cambridge University Press, London. pp: 90-100.*
- Binkley, D. and R. Fisher. 2013. *Ecology and management of forest soils. John Wiley & Sons. Fourth Edition. 347 p.*



- Bravo-Espinosa, M., M. Mendoza, T. Carlón-Allende, L. Medina, J.T. Sáenz and R. Páez. 2012. Effects of converting forest to avocado orchards on loss ground cover and topsoil properties in the Trans-Mexican Volcanic System. *Land Degradation & Development* 25:452-457.
- Bruijnzeel, L.A., and J. Proctor. 1995. Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know?. *In: Hamilton, L.S., J.O. Juvik and F.N. Scatena (Eds.). Tropical montane cloud forests. Ecological studies* 110, Springer, New York. pp. 38-78.
- Campos-Cascaredo, A., K. Oleschko, L. Cruz-Huerta, J.D. Etchevers and C. Hidalgo. 2001. Estimation of allophane and its relationship with other chemical parameters in mountain andisols of the Volcano Cofre de Perote. *Terra* 19:105-116.
- Chapman, H.D. 1965. Cation-exchange Capacity. *In: Black, C.A. (Ed.). Method of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Inc. Madison, USA.* pp. 891-900.
- CONABIO. 2010. 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, México, D.F. 196 p.
- Cotler, H. 2003. Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña. *En: Sánchez, Ó., E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis (Eds.). Conservación de los ecosistemas templados de montaña en México. INE, México, D.F.* pp: 153-162.
- de Jong, B.H., M.A. Cairns, P.K. Haggerty, N. Ramirez-Marcial, S. Ochoa-Gaona, J. Mendoza-Vega and I. March-Mifsut. 1999. Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in central highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 23:373-385.
- Don, A., J. Schumacher and A. Freibauer. 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. *Global Change Biology* 17:1658-1670.
- Elliott, E.T., J.W. Heil, E.F. Kelly and H.C. Monger. 1999. Soil structural and other physical properties. *In: Robertson, G., D. Coleman, C. Bledsoe and P. Sollins (Eds.). Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford University Press Inc., NY.* pp. 74-85.
- FAO. 2006. Guidelines for soil description. Food and Agriculture Organization, Rome. pp. 5-6.
- García-Oliva, F., R.L. Sanford Jr and E. Kelly. 1999. Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma* 88:1-12.
- Garduño-Monroy, V.H., P. Corona-Chávez, I. Israde-Alcántara, L. Mennella, E. Arreygue, B. Bigioggero y S. Chiesa. 1999. Carta geológica de Michoacán 1:250 000. 111 p.
- Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. *In: Klute, A. Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Inc. Madison, USA.* pp 383-411.
- Giambelluca, T. and G. Gerold. 2011. Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests. *In: Forest hydrology and biogeochemistry. Springer, Netherlands.* pp: 221-259.
- Gómez-Tuena, A., T. Orozco-Ezquivel y L. Ferrari. 2005. Petrogénesis ígnea de la faja volcánica trans-mexicana. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 3:227-283.
- González-Espinosa, M., J.A. Meave, F.G. Lorea-Hernández, G. Ibarra-Manríquez and A.C. Newton. 2011. The red list of mexican cloud forest trees, fauna and flora international. Cambridge, UK. 120 p.
- Guo, L.B. and R.M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8:345-360.
- Hamilton, L.S., J.O. Juvik and F.N. Scatena. 1995. The Puerto Rico tropical cloud forest symposium: introduction and workshop synthesis. *In: Hamilton, L.S., J.O. Juvik and F.N. Scatena (Eds.). Tropical montane cloud forests. Ecological Studies* 110. Springer Verlag, New York. pp. 1-18.
- Huffman, E.W.D. 1977. Performance of a new carbon dioxide coulometer. *Microchemical Journal* 22:567-573.
- IMTA. 2013. Extractor Rápido de Información Climatológica III, v. 3.2. Información climatológica disponible en formato electrónico. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México.
- INEGI. 2007. Conjunto de datos vectorial edafológico escala 1:250 000 Serie II. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México.
- IPCC. 2003. Good practice guidance for land use, land-use change, and forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Intergovernmental Panel on Climate Change, IGES, Japan. 300 p.
- ISO 11265. 1994. Soil quality-Determination of the specific electrical conductivity. International Organization for Standardization. 3 p.
- ISRIC. 2002. Procedures for soil analysis. Technical paper 9. International Soil Reference and Information Centre, FAO, Italia. pp 14-7.
- IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 181 p.
- Jobbágy, E.G. and R.B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.

- Kitayarna, K. 1995. Biophysical conditions of the montane cloud forests of Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. *In*: Hamilton, L.S., J.O. Juvic and F.N. Scatena (Eds.). Tropical montane cloud forests. Springer-Verlag, NY. USA. pp. 183-197.
- Martínez, M.L., O. Pérez-Maqueo, G. Vázquez, G. Castillo-Campos, J. García-Franco, K. Mehltreter, M. Equihua and R. Landgrave. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management* 258:1856-1863.
- McDonald, M.A. and J.R. Healey. 2000. Nutrient cycling in secondary forests in the Blue Mountains of Jamaica. *Forest Ecology and Management* 139:257-278.
- Mendoza, M.E., E. López-Granados, D. Geneletti, D.R. Pérez-Salicrup and V. Salinas. 2011. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: a multitemporal study in the lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography* 31:237-250.
- Negrete-Yankelevich, S., C. Fragoso, A.C. Newton and O.W. Heal. 2007. Successional changes in soil, litter and macroinvertebrate parameters following selective logging in a Mexican Cloud Forest. *Applied Soil Ecology* 35:340-355.
- Pérez-Ramírez, S., M.I. Ramírez, P.F. Jaramillo-López y F. Bautista. 2013. Contenido de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: reserva de la biosfera mariposa monarca. *RCHSCFA* 19:158-173.
- Rasse, D.P., C. Rumpel and M.F. Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon?. Mechanisms for a specific stabilization. *Plant Soil* 269:341-356.
- Rumpel, C. and I. Kögel-KnaBHNer. 2011. Deep soil organic matter-a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant Soil* 338:143-158.
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 35:25-44.
- Santana, H.G., M. E. Mendoza, M.V. Salinas, D.R. Perez-Salicrup, R.Y. Martínez and M.I. Aburto. 2014. Análisis preliminar de la diversidad y estructura arbórea-arbustiva del bosque mesófilo en el sistema volcánico transversal de Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:1104-1116.
- Siebe, C., R. Jahn y K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. México, Universidad Autónoma Chapingo, México. 2ª edición. 57 p.
- Shoji, S., M. Nanzio and R.A. Dahlgren. 1993. Volcanic ash soils. Genesis, properties, and utilization. *Developments in Soil Science* 21. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands. 287 p.
- Shoji, S., M. Nanzio, R.A. Dahlgren and P. Quantin. 1996. Evaluation and proposed revisions of criteria for Andosols in the World Reference Base for Soil Resources. *Soil Science* 161:605-615.
- Tanner, E.V.J. 1980. Studies on the biomass and productivity in a series of montane rain forests in Jamaica. *Journal of Ecology* 68:573-588.
- Toledo-Aceves, T., J.A. Meave, M. González-Espinosa and N. Ramírez-Marcial. 2011. Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management* 92:974-981.
- Villaseñor, J.L. 2010. El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF. 42 p.

5.27 Metano producido durante la fermentación ruminal *in vitro* de heno de avena con alta concentración de selenio

Del Razo-Rodríguez Oscar E.¹; Almaráz-Buendía Isaac¹; Ramírez-Bribiesca Efrén²; Campos-Montiel Rafael¹; Espinoza-Muñoz Verónica¹ y Salinas-Martínez Jesús A.¹

¹Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Rancho Universitario, Av. Universidad km 1, Ex Hacienda de Aquetzalpa AP 32, CP 43600. Tulancingo. Hidalgo.

²Posgrado en Ganadería, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: oscare@uaeh.edu.mx

Resumen

La metanogénesis es un proceso que requiere enzimas microbianas dependientes de selenio, pero éste también puede ser tóxico para los microorganismos. Se utilizó la técnica de producción de gas para evaluar el efecto de selenio adicional (0 o control, 20, 40, 60 y 80 mg kg⁻¹ MS) sobre la producción de metano y otras características de la fermentación ruminal. Se incubó heno de avena en frascos de vidrio a 39 °C por 72 h, con líquido ruminal y una solución amortiguadora con minerales. Se registró el volumen de gas a diferente tiempo y se analizó metano (CH₄) a las 9, 12, 24, 32 y 48 h. Se obtuvo el volumen máximo (*V*), la velocidad (*S*) y tiempo de retardo (*L*), de la producción de gas. Se registró *pH*, se determinó digestibilidad de la materia seca (*DMS*) y se analizó la concentración de ácidos grasos volátiles (*AGV*). Se usó el procedimiento MIXED de SAS con LSMEANS para obtención de las medias. Todas las variables disminuyeron linealmente con mayor concentración de selenio, excepto *pH* que incrementó. La *DMS*, *AGV*, butirato y CH₄ fueron menores ($P \leq 0.05$) con 80 mg kg⁻¹ MS, respecto al control. Destacó la disminución de CH₄ en poco más del 30%. La producción de gas total disminuyó a partir de las 24 h de incubación con 60 y 80 mg de selenio ($P \leq 0.05$). Los resultados muestran un efecto inhibitorio en la actividad microbiana a partir de 60 mg de selenio.

Palabras clave: selenito de sodio, líquido ruminal, producción de gas, ácidos grasos volátiles, digestibilidad.

Abstract

Methanogenesis requires selenium-dependent microbial enzymes, but this element can also be toxic to microorganisms. Gas production technique was used to assess the effect of additional selenium (0 or control, 20, 40, 60 and 80 mg kg⁻¹ DM) on the production of methane and other characteristics of the ruminal fermentation. Oat hay was incubated in glass flask with ruminal fluid and a mineral solution at 39 °C for 72 h. The volume of gas was recorded at different times and methane (CH₄) was analyzed at 9, 12, 24, 32 and 48 h. Maximum volume (*V*), rate (*S*) and lag phase (*L*) of gas production was estimate. *pH* was recorded, dry matter digestibility (*DMD*) was determined and the concentration of volatile fatty acids (*VFA*) was analyzed. SAS MIXED procedure and LSMEANS were used to estimate the means. All variables decreased linearly as concentration of selenium increase, except *pH* which increased. *DMD*, *VFA*, butyrate and were lower ($P \leq 0.05$) with 80 mg kg⁻¹ DM, regard to control. It was relevant the reduction of CH₄ over 30% compared to control. Total gas production decreased from 24 hours of incubation with 60 and 80 mg of selenium ($P \leq 0.05$). This results show an inhibitory effect on microbial activity from 60 mg of selenium.

Key words: sodium selenite, ruminal fluid, gas production, volatile fatty acids, digestibility.

Introducción

El selenio es un microelemento esencial para muchos organismos, incluidos animales y microorganismos, ya que participa en funciones catalíticas de enzimas dependientes de este elemento (Stock y Rother, 2009). El requerimiento de selenio es bajo ya que puede resultar tóxico incluso para los microorganismos. El nivel máximo tolerable de selenio para rumiantes es de 5 mg kg^{-1} MS (NRC, 2005), pero algunos investigadores han sugerido que puede ser mayor basados en sus estudios toxicológicos en ovinos (Cristaldi *et al.*, 2005; Davis *et al.*, 2006a y b; 2008).

Por otro lado, el metano es uno de los productos de la fermentación de carbohidratos en el rumen (Hill *et al.*, 2016). Los microorganismos asociados a la producción de este gas de efecto invernadero incluyen un consorcio de arqueas como *Methanobrevibacter ruminantium* y *M. gottschalkii* sp., y otros géneros como *Methanosphaera*, *Methanimicrococcus* y *Methanobacterium* (Yang *et al.*, 2016). Las enzimas microbianas implicadas en la producción y utilización de gases de efecto invernadero, frecuentemente contienen cofactores metálicos (Glass y Orphan, 2012). Algunas arqueas metanogénicas requieren selenio para su metabolismo, ya que se han identificado diversas enzimas conteniendo selenio en forma de selenocisteína en su sitio activo, como la formato deshidrogenasa (Stock y Rother, 2009).

Actualmente se sabe que las bacterias ruminales son capaces de incorporar selenio en su masa microbiana y de reducir las formas inorgánicas a formas químicas menos absorbibles como selenio elemental o selenuro (Mainville *et al.*, 2009). Recientemente ha surgido el interés por investigar el efecto de altas concentraciones de selenio sobre la producción de metano, sin embargo, la información existente es limitada (Datt *et al.*, 2013; Eun *et al.*, 2013). Por lo que el presente estudio tuvo el objetivo evaluar el efecto de altas concentraciones de selenio sobre la producción de metano y otras características de la fermentación ruminal, durante la fermentación *in vitro* de heno de avena.

Materiales y métodos

Localización

La investigación se realizó de julio a diciembre del año 2015 en el Instituto de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, específicamente en los laboratorios de Nutrición Animal y de Análisis Especiales.

Diseño experimental y tratamientos

Se realizó una prueba de digestibilidad *in vitro*, con la técnica utilizada por Ramirez-Bribiesca *et al.* (2011). Se utilizó un diseño completamente al azar, considerando cada frasco como una unidad experimental. Los tratamientos evaluados estuvieron representados por la concentración de selenio adicional, en mg por kg de materia seca (mg kg^{-1} MS) de heno de avena. Los tratamientos fueron:

Sin selenio adicional o control

20 mg kg^{-1} MS

40 mg kg^{-1} MS

60 mg kg^{-1} MS

80 mg kg^{-1} MS

Para alcanzar la concentración de selenio deseada, se prepararon cuatro soluciones de selenito de sodio con una concentración de selenio de 20, 40, 60 y 80 mg L^{-1} .

Animales

Se utilizaron ovejas de dos años de edad cruce Suffolk x Rambouillet para la obtención de líquido ruminal. Su dieta durante el experimento estuvo constituida de heno de avena a libre acceso y 500 g por día de alimento comercial con 15% de proteína cruda. Cada oveja se alojó en un corral elevado de 1.25 m x 1.25 m con comedero y bebedero, libre de humedad, corrientes de aire y radiación solar. El uso de animales canulados fue autorizado por el Comité Institucional de Ética para el Cuidado y Uso de Animales de Laboratorio de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo y los cuidados se realizaron conforme a la Norma Oficial Mexicana NOM-062-ZOO-1999.

Preparación del inóculo

El inóculo se preparó con la metodología de Theodorou *et al.* (1994). En un matraz de bola con fondo plano de 6 L, con flujo constante de CO₂, se mezclaron 10 ml de líquido ruminal con 90 ml de una solución amortiguadora con minerales y rezasurina. Se agregó 1 ml de solución reductora, a base de sulfato de sodio anhidro e hidróxido de sodio, por cada 30 ml de inóculo. La preparación se realizó sobre un plato caliente con agitador magnético (Thermo Scientific, Mod. SP131325; China) para mantener la temperatura del inóculo a 39 °C.

El líquido ruminal se obtuvo con bomba de vacío (Felisa, Mod. FE 1500; México) vía cánula ruminal de las ovejas. La extracción se realizó a las ocho de la mañana, antes del consumo de alimento.

El líquido ruminal se filtró con dos capas de manta de cielo y se mantuvo en estufa de cultivo celular a 39 °C hasta su uso.

Incubación

La incubación de la muestra se realizó en frascos de antibiótico de vidrio transparente con capacidad de 120 ml. En cada frasco se incubaron 500 mg de heno de avena molido con 500 µl de la solución de selenito de sodio (según el tratamiento) y 40 ml de inóculo. Los frascos se sellaron herméticamente y se colocaron a 39 °C en baño maría con recirculación (Thermo Scientific, Mod. 2864; USA) durante 72 h.

Registro de datos, obtención de muestras y análisis de laboratorio

El volumen de gas se registró a las 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 12, 24, 32, 48 y 72 h de incubación. La medición se realizó por desplazamiento de agua acoplado a una bureta de 100 ml. Adicionalmente, se colectó un volumen de 3 ml del gas producido a las 9, 12, 24, 32 y 48 h, para analizar metano. Esta muestra se capturó en frascos de 15 ml completamente llenos con solución saturada de cloruro de sodio.

Al final de la incubación se registró el *pH* del medio con un potenciómetro de mesa (Hanna instruments HI 2211; Rumania). También se obtuvo una muestra de 0.8 ml del medio, se mezcló con 0.2 ml de ácido metafosfórico al 25% (v/v) y se congeló a -20 °C, para posteriormente analizar la concentración de Ácidos Grasos Volátiles (*AGV*) por cromatografía de gases (Zinn, 1988).

Se determinó el porcentaje de materia seca (MS; 86.5%) y proteína cruda (PC; 9.4%) en el heno de avena (AOAC, 2003). Para MS se usó un horno de secado a 105 °C (Terlab T-H-45DM; México), mientras que para PC se usó un digestor y destilador Micro-Kjeldahl (Figursa; México).

Para obtener el materia residual se transfirió el contenido de los frascos a tubos de policarbonato de 80 ml para centrifuga refrigerada (Hermle Z 326 K; Alemania) y se centrifugó a 13 500 rpm. La materia seca residual se obtuvo eliminando el sobrenadante y secando el material residual a 65 °C en un horno de secado por 72 h (Terlab TH-45DM; México). El pesaje de la muestra inicial y la materia seca residual se realizó con balanza analítica (Ohaus AV 264C; USA).

Finalmente, se analizó metano (CH₄) inyectando 200 µl del gas en un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer, Autosystem XL; USA) equipado con metanizador y detector de ionización de flama (FID). Las condiciones del equipo fueron 200 °C para el detector y el inyector y 50 °C para el horno. Se usó una columna capilar Elite Plot Q 30 m x 0.53 mm, Series GC (USA). La concentración de CH₄ se calculó usando estándares 30:70, 50:50 y 100:00 de CH₄:CO₂.

Procesamiento de datos y análisis estadístico

La digestibilidad de la materia seca (*DMS*) se calculó con fórmula 1.

$$DMS = \left(\frac{PIM - PMR}{PIM} \right) * 100 \quad (1)$$

donde, *DMS*= digestibilidad de la materia seca (%); *PIM*= peso inicial de la muestra (g) y *PMR*= peso de la materia residual (g).

Los valores registrados de producción de gas se utilizaron para calcular el volumen acumulado de gas (*Va*) por gramo de MS (mL g⁻¹ MS), conforme a la fórmula 2.

$$Va_i = Vf_i + Vf_{i-1} \quad (2)$$

donde, *Va_i*= volumen de gas acumulado en ml por g de materia seca a la hora *i*; *Vf_i*= volumen fraccional de gas en ml por g de materia seca a la hora *i* y *Vf_{i-1}*= volumen fraccional de gas en ml por g de materia seca a la hora *i-1*.

También se calcularon los parámetros de la cinética de producción de gas (volumen máximo, *V*; tasa de producción de gas, *S*; y tiempo de retardo, *L*) ajustando los datos de *Va* al modelo 3 de Schofield y Pell (1995).

$$Va = \frac{V}{1 + e^{2-4S(t-L)}} \quad (3)$$

Los datos se analizaron con el procedimiento MIXED de SAS. Se consideró como factores fijos la concentración de selenio adicional y la hora de incubación; mientras que la unidad experimental se consideró como factor aleatorio. Se realizó el análisis como medidas repetidas en el tiempo con mediciones a intervalos de diferente magnitud, por lo que se usó una estructura de covarianza espacial utilizando el enunciado TYPE=SP(POW). Las medias de mínimos cuadrados se obtuvieron con el enunciado LSMSEAN y se obtuvieron las diferencias entre medias con PDIFF. EL comportamiento lineal y cuadrático de las medias se obtuvo con el enunciado ESTIMATE (SAS, 2000).

Se aplicó el modelo estadístico 4, para *Va* y CH₄.

$$Y_{ijkl} = \mu + Se_i + T_j + (Se * T)_{ij} + M_k + R_l + \varepsilon_{ijkl} \quad (4)$$

Para *V*, *S*, *L*, *pH*, *DMS* y *AGV*, se utilizó el modelo 5.

$$Y_{ijk} = \mu + Se_i + M_j + R_k + \varepsilon_{ijk} \quad (5)$$

donde, *Y*= variable de respuesta; *μ*=media general; *Se*= efecto fijo de tratamiento; *T*= efecto fijo de tiempo; *M*= efecto aleatorio de la muestra; *R*= efecto aleatorio de la repetición y *ε*= efecto aleatorio del error experimental.

Resultados y discusión

Digestibilidad, pH y ácidos grasos volátiles

La concentración de selenio tendió a afectar la *DMS* (P= 0.0664), la cual fue menor (P≤ 0.05; 3.2 unidades porcentuales) con 80 mg de selenio, respecto a control (Cuadro 1). Además, se observó efecto de tratamiento sobre la concentración total de *AGV* (P= 0.0978) y la concentración de acetato (P=

0.0691) y butirato ($P= 0.0638$). También con 80 mg de selenio, la concentración de *AGV*, acetato y butirato fue 14.4, 15.1 y 20% menor ($P\leq 0.05$), respectivamente, que con el tratamiento control. También, la concentración de selenio afectó el valor de *pH* de los medios a las 72 horas de incubación ($P\leq 0.05$). El *pH* fue mayor con 60 y 80 mg de selenio respecto al control ($P\leq 0.05$). En todos los casos, la tendencia de las medias fue lineal, siendo mayor el valor de *pH* y menor el valor de las otras variables, a medida que la concentración de selenio crecía ($P\leq 0.05$).

Cuadro 1. Medias de mínimos cuadrados de la digestibilidad de la materia seca (*DMS*), *pH*, concentración total ácidos grasos volátiles (*AGV*), concentración de acetato, propionato y butirato (*A*, *P*, *B*) y relación acetato:propionato (*A:P*), obtenidas a las 72 h de incubación de heno de avena con diferente concentración de selenio adicional.

Variable	Concentración de selenio (mg kg ⁻¹ MS)					EE
	0	20	40	60	80	
<i>pH</i> *	6.74 ^b	6.75 ^b	6.77 ^b	6.81 ^a	6.82 ^a	0.02
<i>DMS</i> *	61.0 ^a	61.7 ^a	60.8 ^a	59.7 ^a	57.8 ^b	0.91
<i>AGV</i> (mMol L ⁻¹)*	46.4 ^a	47.0 ^a	46.1 ^a	44.5 ^a	39.7 ^b	1.81
<i>A</i> (mMol L ⁻¹)*	30.4 ^a	30.6 ^a	29.9 ^a	28.8 ^a	25.8 ^b	1.12
<i>P</i> (mMol L ⁻¹)	13.0 ^a	13.4 ^a	13.3 ^a	13.0 ^a	11.5 ^a	0.64
<i>B</i> (mMol L ⁻¹)*	3.0 ^a	3.0 ^a	2.9 ^a	2.8 ^a	2.4 ^b	0.13
<i>A:P</i>	2.3 ^a	2.3 ^a	2.3 ^a	2.2 ^a	2.3 ^a	0.04

* Tendencia lineal de las medias ($P\leq 0.05$).

^{a,b} Medias con diferente literal entre columnas son diferentes ($P\leq 0.05$) respecto al control (0 mg de selenio adicional).

Al respecto, Eun *et al.* (2013) no encontraron efecto sobre el *pH* del medio al incubar heno de Orchardgrass en un sistema de doble flujo continuo, con una concentración de selenio de 50 mg kg⁻¹ MS, usando selenato de sodio. Tampoco encontraron efecto del selenio adicional sobre la concentración total de *AGV* ($P> 0.05$), la cual estuvo entre 52.2 y 55.5 mM L⁻¹.

Por otro lado, Datt *et al.* (2013) obtuvieron menor digestibilidad verdadera de la materia orgánica (de 65.17 a 59.37%) con una concentración de selenio adicional de 60 y 70 mg kg⁻¹ MS, incubando paja de arroz (40%) mezclada con concentrado (60%) con jeringas de vidrio y con selenito de sodio como fuente de selenio. Además, encontraron menor concentración molar de *AGV* (de 12.50 a 10.1 mM 100 mL⁻¹), menor proporción de propionato (de 21.11 a 17.95%) y mayor de butirato (de 9.9 a 14.29%).

Producción de gas

Se encontró interacción significativa entre tratamientos y tiempo de incubación ($P\leq 0.01$) para la variable *Va* (Figura 1). Se observó efecto de tratamiento a partir de las 24 h de incubación ($P\leq 0.01$). Una concentración de selenio de 60 y 80 mg kg⁻¹ MS provocaron menor valor de *Va* respecto al control ($P\leq 0.05$). Esto concuerda con Datt *et al.* (2013) quienes encontraron menor producción de gas a las 24 h (de 29.13 a 27.34 ml) y 48 h (de 41.75 a 34.50 ml), con una concentración de selenio adicional de 60 y 70 mg kg⁻¹ MS.

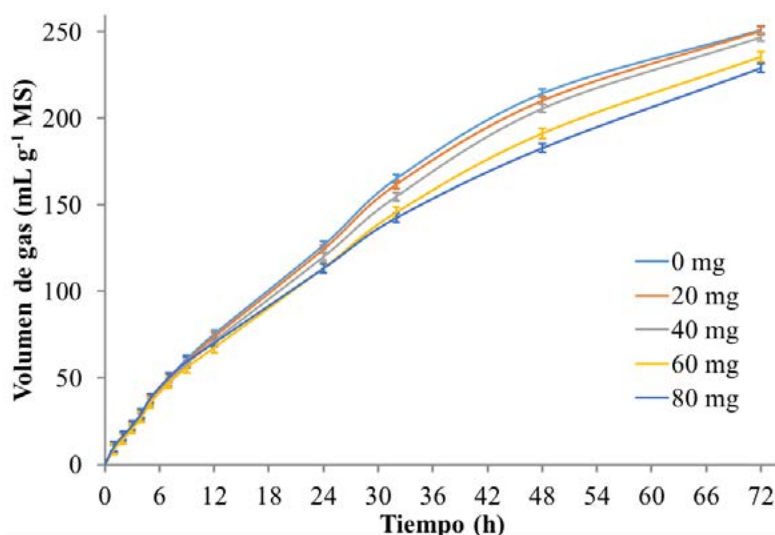


Figura 1. Medias de mínimos cuadrados del volumen acumulado (V_a) de gas producido durante la fermentación *in vitro* de heno de avena con diferentes concentraciones de selenio adicional (mg kg^{-1} MS).

Los resultados de V_a son congruentes con los obtenidos respecto a los parámetros de la cinética de producción de gas, los cuales también fueron afectados ($P \leq 0.05$) por la concentración de selenio adicional (Cuadro 2). Los valores más bajos de V y S se obtuvieron con una concentración de 60 y 80 mg kg^{-1} MS, respecto al control ($P \leq 0.05$), observándose una disminución lineal de las medias con el incremento de dicha concentración ($P \leq 0.01$). Por su parte, el valor de L fue menor solamente con 80 mg de selenio, respecto al control ($P \leq 0.05$).

Cuadro 2. Medias de mínimos cuadrados de los parámetros de la cinética de producción de gas (volumen máximo, V ; tasa de producción, S ; y tiempo de retardo, L) obtenidas por la fermentación *in vitro* de heno de avena con diferente concentración de selenio adicional.

Parámetro	Concentración de selenio (mg kg^{-1} MS)					EE
	0	20	40	60	80	
V (ml g^{-1} MS)*	244.0 ^a	243.0 ^a	240.5 ^a	229.1 ^b	221.2 ^b	4.3
S (ml h^{-1})*	0.025 ^a	0.024 ^a	0.023 ^a	0.023 ^b	0.022 ^b	0.001
L (h)	3.00 ^a	3.11 ^a	3.32 ^a	2.93 ^a	1.53 ^b	0.51

* Tendencia lineal de las medias ($P \leq 0.05$).

^{a,b} Medias con diferente literal entre columnas son diferentes ($P \leq 0.05$) respecto al control (0 mg de selenio adicional).

No se encontró información en la literatura sobre la cinética de producción de gas por efecto de selenio adicional para comparación. Los parámetros de la cinética de producción de gas obtenidos significan que con una concentración de 80 mg de selenio la fermentación del sustrato inició antes que con los otros tratamientos (1.53 h), aunque con menor tasa de producción de gas (0.022 ml h^{-1}), por lo que el volumen máximo de gas esperado fue también menor (221 ml kg^{-1} MS).

Producción de metano

La interacción entre tratamientos y tiempo de incubación también fue significativa para CH_4 ($P \leq 0.01$), observándose una disminución lineal ($P \leq 0.01$) de los valores de esta variable, principalmente a las 32 y 48 h de incubación, a medida de que la concentración de selenio incrementaba (Cuadro 3). Sin embargo, con 80 mg de selenio se obtuvo menos metano que con 0 mg ($P \leq 0.01$).

Cuadro 3. Medias de mínimos cuadrados del volumen de metano (ml g^{-1} MS) acumulado a diferente tiempo de incubación, durante la fermentación *in vitro* de heno de avena con diferente concentración de selenio adicional.

Tiempo (h)	Concentración de selenio (mg kg^{-1} MS)					EE
	0	20	40	60	80	
9	0.4 ^a	0.4 ^a	0.4 ^a	0.3 ^a	0.3 ^a	0.61
12	1.0 ^a	1.0 ^a	1.0 ^a	0.9 ^a	0.7 ^a	0.61
24*	3.6 ^a	3.7 ^a	3.7 ^a	2.5 ^a	2.5 ^a	0.61
32*	6.0 ^a	5.8 ^a	5.7 ^a	4.6 ^a	3.9 ^b	0.61
48*	9.5 ^a	8.2 ^a	9.3 ^a	7.8 ^a	6.4 ^b	0.61

* Tendencia lineal de las medias ($P \leq 0.05$).

^{a,b} Medias con diferente literal entre columnas son diferentes ($P \leq 0.05$) respecto al control (0 mg de selenio adicional).

La información referente al efecto de selenio adicional sobre la producción de metano aún es limitada. Sin embargo, Eun *et al.* (2013) encontraron que la concentración de metano tendió cambiar ($P = 0.10$) por la adición de 50 mg kg^{-1} de selenio en heno de Orchardgrass, aunque sin diferencia significativa.

Los resultados obtenidos en este estudio reflejan un efecto inhibitorio sobre la fermentación ruminal *in vitro*, a partir de una concentración de selenio adicional de 60 mg kg^{-1} MS. Es posible que la actividad microbiana disminuya a partir de esta concentración, lo cual concuerda con lo observado por Datt *et al.* (2013) quienes obtuvieron una reducción del 28% en la producción de biomasa microbiana con una concentración de selenio de 60 y 70 mg kg^{-1} MS. Sin embargo, aunque la actividad microbiana disminuya con esta concentración de selenio, la fermentación es posible debido a que puede haber adaptación de bacterias reductoras de selenio como lo demostró Eun *et al.* (2013) con 50 mg kg^{-1} MS.

Conclusiones

Hay un efecto inhibitorio de la producción de CH_4 *in vitro* con heno de avena con una concentración de selenio adicional de 80 mg kg^{-1} MS, aunque la *DMS*, *AGV*, pH y *Va* de gas cambiaron a partir de 60 mg kg^{-1} MS. Este efecto inhibitorio puede estar relacionado a una menor actividad microbiana por efecto de estas concentraciones de selenio.

Agradecimientos

Se agradece a Victor Sánchez Oliver y Alba Lizbeth Reynoso Zacarías, estudiantes de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, por su apoyo en las actividades realizadas en el presente estudio.

Bibliografía

- AOAC. 2003. Official methods of analysis. 17th edition. Association of Official Analytical Chemist. Washington, D.C. 2200 pp.
- Cristaldi, L.A., L.R. McDowell, C.D. Buergelt, P.A. Davis, N.S. Wilkinson and F.G. Martin. 2005. Tolerance of inorganic selenium in wether sheep. *Small Ruminant Research* 56:205-213.
- Datt, C., A. Kumar and S.S. Kundu. 2013. Effect of different levels of added selenium without or with arsenic on rumen fermentation parameters in buffaloes under *in vitro* conditions. *Indian Journal of Animal Sciences* 83:1203-1206.

- Davis, P.A., L.R. McDowell, N.S. Wilkinson, C.D. Buergelt, R. Van Alstyne, R.N. Weldon and T.T. Marshall. 2006a. Effects of selenium levels in ewe diets on selenium in milk and the plasma and tissue selenium concentrations of lambs. *Small Ruminant Research* 65:14-23.
- Davis, P.A., L.R. McDowell, N.S. Wilkinson, C.D. Buergelt, R. Van Alstyne, R.N. Weldon and T.T. Marshall. 2006b. Tolerance of inorganic selenium by range-type ewes during gestation and lactation. *Journal of Animal Science* 84:660-668.
- Davis, P.A., L.R. McDowell, N.S. Wilkinson, C.D. Buergelt, R. Van Alstyne, R.N. Weldon, T.T. Marshall and E.Y. Matsuda-Fugisaki. 2008. Comparative effects of various dietary levels of Se as sodium selenite or Se yeast on blood, wool, and tissue Se concentrations of wether sheep. *Small Ruminant Research* 74:149-158.
- Eun, J.-S., T.Z. Davis, J.M. Vera, D.N. Miller, K.E. Panter and D.R. ZoBell. 2013. Addition of high concentration of inorganic selenium in orchardgrass (*Dactylis glomerata* L.) hay diet does not interfere with microbial fermentation in mixed ruminal microorganisms in continuous cultures. *The Professional Animal Scientist* 29:39-45.
- Glass, J.B. and V.J. Orphan. 2012. Trace metal requirements for microbial enzymes involved in the production and consumption of methane and nitrous oxide. *Frontiers in Microbiology* 3:20.
- Hill, J., C. McSweeney, A.D.G. Wright, G. Bishop-Hurley and K. Kalantar-zadeh. 2016. Measuring Methane Production from Ruminants. *Trends in Biotechnology* 34:26-35.
- Mainville, A.M., N.E. Odongo, W.J. Bettger, B.W. McBride and V.R. Osborne. 2009. Selenium uptake by ruminal microorganisms from organic and inorganic sources in dairy cows. *Canadian Journal of Animal Science* 89:105-110.
- NRC. 2005. Mineral tolerance of animals. Second revised edition. National Academy Press. Washington, D.C. 510 pp.
- Ramirez-Bribiesca, J.E., Y. Wang, L. Jin, T. Canam, J.R. Town, A. Tsang, T.J. Dumonceaux and T.A. McAllister. 2011. Chemical characterization and in vitro fermentation of Brassica straw treated with the aerobic fungus, *Trametes versicolor*. *Canadian Journal of Animal Science* 91:695-702.
- SAS. 2000. SAS/STAT User's guide. Version 8. SAS Institute Inc. Cary, NC. 1464 p.
- Schofield, P. and A.N. Pell. 1995. Validity of using accumulated gas-pressure readings to measure forage digestion *in-vitro*-a comparison involving 3 forages. *Journal of Dairy Science* 78:2230-2238.
- Stock, T. and M. Rother. 2009. Selenoproteins in Archaea and Gram-positive bacteria. *Biochimica Et Biophysica Acta-General Subjects* 1790:1520-1532.
- Theodorou, M.K., B.A. Williams, M.S. Dhanoa, A.B. McAllan and J. France. 1994. A simple gas-production method using a pressure transducer to determine the fermentation kinetics of ruminant feeds. *Animal Feed Science and Technology* 48:185-197.
- Yang, C.J., J.A. Rooke, I. Cabeza and R.J. Wallace. 2016. Nitrate and Inhibition of Ruminal Methanogenesis: Microbial Ecology, Obstacles, and Opportunities for Lowering Methane Emissions from Ruminant Livestock. *Frontiers in Microbiology* 7.
- Zinn, R.A. 1988. Comparative feeding value of supplemental fat in finishing diets for feedlot steers supplemented with and without Monensin. *Journal of Animal Science* 66:213-227.



5.28 Variabilidad espacial de la biomasa aérea en un bosque templado manejado

Soriano-Luna María de los A.¹; Ángeles-Pérez Gregorio¹; Guevara Mario²; Vargas Rodrigo²; Vaquera-Huerta Humberto¹; Valdez-Lazalde José R.¹; Birdsey Richard³ y Pan Yude³

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56239, Texcoco, Estado de México.

²Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware. 531 South College Avenue 152 Townsend Hall, Newark, DE 19716, USA.

³Northern Research Station, US Forest Service. 11 Campus Blvd Suite 200, Newtown Square, Pennsylvania.

Autor para correspondencia: maryan1sluna@gmail.com

Resumen

Estimar adecuadamente los almacenes de biomasa aérea es fundamental para determinar el potencial de mitigación del cambio climático global por los bosques, sin embargo el entendimiento de su variabilidad espacial es un reto vigente para la ciencia del ciclo del carbono en México. El objetivo del estudio fue analizar la variabilidad espacial de la biomasa aérea en un paisaje forestal manejado, identificando su relación con variables de manejo, topografía y clima. Los datos de campo provienen de 148 parcelas permanentes de 400 m² en el sitio de monitoreo intensivo de carbono en Atopixco, Hidalgo. Se ajustó una secuencia de modelos lineales multivariados (paramétricos), modelos aditivos generalizados (semiparamétricos) y árboles de regresión (no paramétricos) para relacionar estos datos con sus factores predictivos. La edad, la humedad del suelo y la topografía explicaron hasta un 70% de la variabilidad espacial. Con esta información se generaron mapas base (píxeles de 15 m) de biomasa aérea útiles para tomar decisiones sobre manejo forestal en sitios sin información disponible. Se concluye que el uso de los modelos digitales de elevación para la caracterización espacial de los almacenes de biomasa aérea abre nuevas posibilidades para la síntesis de datos de inventario forestal a diversas escalas espaciales.

Palabras clave: biomasa forestal, *Pinus patula*, GAM, árboles de regresión, modelación espacial.

Abstract

Properly estimating aboveground biomass stocks is fundamental to determine the mitigation of global climate change by forests; however, the understanding of spatial variability is a challenge for science of the carbon cycle in Mexico. The aim of the study was to analyze the spatial variability of aboveground biomass in a managed forest landscape using as predictors variables related to forest management, topography and climate. Field data come from 148 permanent sites of 400 m² at the intensive carbon-monitoring site in Atopixco, Hidalgo. A sequence of multivariate linear models (parametric), generalized additive models (semiparametric) and Random forest (not parametric) was fitted to relate these data with their predictors. We found that age, soil moisture and topography explain up to 70% of the spatial variability at 15 m resolution. With this information, we generate base maps (15 pixels) necessary for decisions making about forest management in sites with no biomass information available. We conclude that the use of digital elevation models for spatial characterization of aboveground biomass stocks opens new possibilities for the synthesis of forest inventory data at different spatial scales

Key words: forest biomass *Pinus patula*, GAM, random forest, spatial modeling.

Introducción

Los bosques manejados abarcan 30% de la superficie forestal mundial (FAO, 2010; Birdsey y Pan, 2015). A pesar de su gran importancia, sigue habiendo dudas acerca de la cantidad de biomasa en estos ecosistemas y su distribución espacial (Mascaro *et al.*, 2011). Los países involucrados con REDD+ (Reducción de las emisiones derivadas de la deforestación, la degradación forestal, la conservación de las reservas forestales de carbono, el manejo forestal sostenible y el mejoramiento de los almacenes de carbono) enfrentan la dificultad de producir mapas precisos de biomasa aérea para reportar estimaciones considerando el nivel 1 sugerido por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) (Romijn *et al.*, 2012). Sin embargo, en bosques manejados, se requieren estimaciones precisas que consideren datos espaciales específicos (nivel 2 y nivel 3) (Baker *et al.*, 2010; Guitet *et al.*, 2015). Las principales técnicas de mapeo se basan en: (a) la interpolación espacial; (b) Modelos determinísticos y (c) percepción remota (Guitet *et al.*, 2015). La topografía influye sobre la variabilidad espacial de la vegetación y puede ser representada por modelos digitales de elevación. La modelación de biomasa aérea debe tomar en cuenta la estructura y autocorrelación espacial de los datos disponibles, así como los procesos deterministas donde la biomasa aérea se relaciona con otros componentes ambientales (Guitet *et al.*, 2015).

La biomasa aérea tiende a aumentar con la edad de los bosques después de alguna perturbación (Chapin *et al.*, 2011), pero el nivel máximo de biomasa y el tiempo requerido en alcanzar el nivel máximo es variable a través del paisaje (Turner, 2010). Las condiciones ambientales al igual que las propiedades del suelo (Baker *et al.*, 2009), la topografía y la diversidad de especies arbóreas propician la variabilidad espacial de la biomasa aérea.

El conocimiento de la variabilidad de la biomasa aérea y su respuesta a diversos factores ambientales son fundamentales para un manejo forestal eficiente. Con la finalidad de entender la variabilidad espacial de la biomasa aérea en un pasaje forestal bajo manejo, el objetivo del presente estudio fue el cuantificar y predecir la variabilidad espacial de la biomasa aérea en los bosques manejados de Zacualtipán, Hidalgo. Se puso atención especial en la capacidad predictiva de los modelos digitales de elevación. Estas fuentes de información tienen una cobertura nacional de hasta 15 m de resolución espacial. Son de libre acceso y podrían ser una base determinante para la caracterización espacial de los almacenes de carbono en diversos ecosistemas forestales de México.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el sitio de monitoreo intensivo de carbono en Atopixco, Hidalgo; México. El sitio abarca una superficie aproximada de 900 ha y 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 (Figura 1).

La zona presenta topografía accidentada y una altitud promedio de 2050 m. Los suelos predominantes son de tipo Luvisol crómico (Lc) y Feozem háplico (Hh) (INEGI, 2001). El clima predominante es C(fm) templado húmedo en la parte norte del área y (Cw2) templado sub-húmedo con lluvias la mayor parte del año hacia al sur (García, 2004). La temperatura media anual varía entre 12 y 18 °C y la precipitación anual oscila entre 700 y 2050 mm (Hernández *et al.*, 2013). El área se caracteriza por la presencia de humedad la mayor parte del año (Figuroa *et al.*, 2010). En las últimas décadas, el manejo forestal se ha orientado a generar bosques coetáneos dominados por *Pinus patula* (Ángeles-Pérez *et al.*, 2012).

Estimación puntual de biomasa aérea y edad del rodal

La estimación de biomasa a nivel sitio se generó a partir de un muestreo en sitios permanentes de 400 m², cuyo diseño es similar al utilizado en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (CONAFOR-SEMARNAT, 2011). El diseño general es el sugerido por Hollinger (2008) para sitios de monitoreo intensivo de carbono (Ángeles-Pérez *et al.*, 2012). Se utilizaron ecuaciones locales de biomasa de la especie *Pinus patula* y latifoliadas generadas por Soriano-Luna *et al.* (2015a) para obtener estimaciones a nivel árbol y posteriormente a nivel sitio mediante la sumatoria de biomasa de árboles individuales (Soriano-Luna *et al.*, 2015b). La edad fue obtenida a nivel de rodal en campo y de los planes de manejo forestal, la cronosecuencia en el bosque manejado abarca 33 años. El bosque de referencia (sin manejo) tiene una edad aproximada de 80 años.

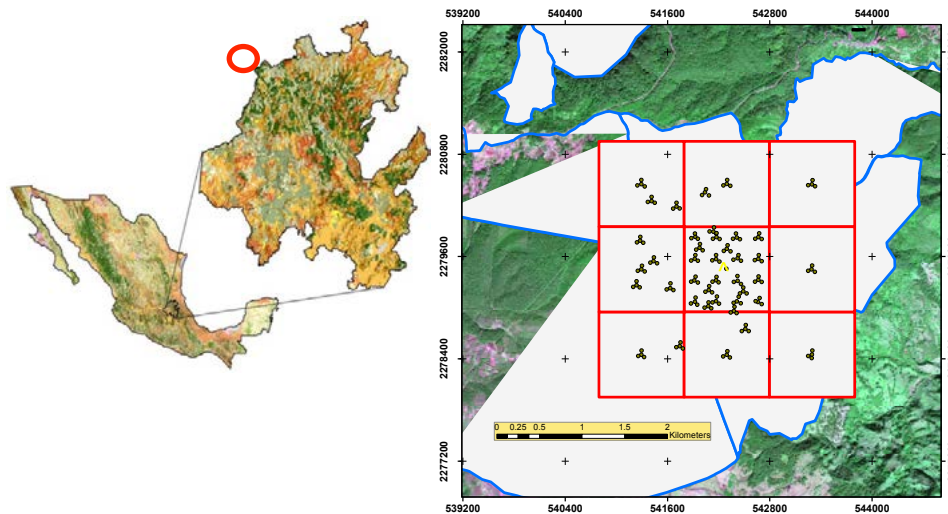


Figura 1. Localización del sitio de monitoreo intensivo de carbono.

Generación de variables climáticas y topográficas

Las variables climáticas utilizadas fueron temperatura media anual y humedad del suelo. La temperatura se estimó usando la ecuación 1 para la zona de barlovento en la región.

$$t = 25.7 - 0,0051h \quad (1)$$

donde, t es la temperatura en °C y h es la altitud en metros (m).

La profundidad de suelo para el área de estudio se generó a partir de datos de campo en 40 parcelas y modelada para toda el área a partir de atributos del terreno a 1 m de resolución. La humedad promedio del suelo (2000-2013) y la profundidad del suelo fue modelada empleando geoestadística básica (kriging simple) combinada con parámetros topográficos de acuerdo con el enfoque y fuentes propuestas por Guevara y Vargas (2015).

Se derivaron variables topográficas utilizando un modelo digital del terreno (MDT) basado en tecnología LIDAR (Light Detection and Ranging) de 1 m de resolución y del MDT generado por INEGI (2013) con resolución de 15 m. A través del software SIG SAGA y el paquete estadístico R se calcularon atributos de terreno como la pendiente (rad), el sombreado (rad), la exposición (rad), la curvatura transversal (rad⁻¹), la curvatura longitudinal (rad⁻¹), el índice de convergencia, el índice de depresiones cerradas, el índice topográfico de humedad, el factor de longitud de la pendiente, la densidad de la red tributaria, la distancia vertical de la red de drenaje, el índice profundidad de valles y la posición relativa de la pendiente.

Análisis estadístico

Para entender la relación entre la biomasa aérea y los factores ambientales empleados para su predicción espacial se realizó un análisis de componentes principales (PCA). Se identificaron los factores más importantes que influyen en la biomasa aérea incluyendo las variables climáticas, topográficas y de manejo. Este análisis también ayuda reducir la redundancia estadística de los predictores y por tanto el ajuste excesivo del modelo a los datos.

Se exploraron modelos lineales para relacionar la biomasa aérea con las variables de manejo (edad), topográficas y climáticas (temperatura). Se analizaron todas las combinaciones posibles entre las variables ambientales con el fin de entender qué componentes ambientales tenían más peso en la variación espacial de la biomasa y con esto poder interpretar los principales efectos significativos; así como producir el mapa de predicción más eficiente. Los criterios para calificar la bondad de ajuste de los modelos que mejor explican la variabilidad de los datos de biomasa se basaron en un análisis numérico: coeficiente de determinación ajustado (R^2 a) y la raíz del error cuadrado medio (RMSE) (Corral *et al.*, 2007; Hernández *et al.*, 2013).

Predicción de la biomasa forestal mediante análisis multifactorial

Se utilizaron modelos aditivos generalizados (GAM), un enfoque semi-paramétrico para predecir las respuestas no lineales de la biomasa al conjunto de variables predictoras (manejo forestal, la topografía y las condiciones climáticas). Se utilizó el Criterio de Información de Akaike (CIA) para seleccionar los mejores modelos y los de mayor parsimonia. Con fines comparativos se usaron también ensambles de árboles de regresión tipo Random Forest (Breiman, 2001) validados de manera cruzada dejando conjuntos de $n=10$ fuera en cada iteración.

Resultados y discusión

La biomasa aérea en el bosque

La biomasa aérea osciló de 0.001 Mg ha^{-1} en un sitio de reciente cosecha (0 años de edad) a 144.6 Mg ha^{-1} en un sitio ubicado en un rodal de 27 años, cifra cercana a las obtenidas previamente en la zona por Figueroa *et al.* (2010). Se observa la influencia de la edad del rodal en la cantidad de biomasa acumulada toda vez que es una variable directamente influenciada por el manejo forestal en la zona (Soriano-Luna *et al.*, 2015b).

Factores que influyen en la biomasa aérea

Las relaciones entre la biomasa aérea y sus predictores se muestran en la Figura 2. El análisis de componentes principales mostró que los cuatro primeros componentes principales explican 64 % de la varianza. El componente más importante, que aporta aproximadamente el 27.5% de la varianza total, está influenciado principalmente por la edad del rodal. A fin de probar la importancia de los diferentes factores que influyen en la biomasa aérea, se analizaron por separado las correlaciones entre la edad, que es el indicador más valioso de la biomasa, y cada factor de sitio.

Los resultados de la regresión lineal son consistentes con los resultados de PCA. Los principales factores que influyen en la acumulación de la biomasa aérea son la edad del rodal, la humedad del suelo, la altitud, el sombreado analítico y la pendiente. Las ecuaciones de regresión significativas ($P < 0.001$) se enumeran en el Cuadro 1. La contribución de los factores a la biomasa aérea se pueden enumerar como: edad del bosque, la humedad del suelo, sombreado analítico, altitud, pendiente,

distancia vertical a la red tributaria y temperatura. El efecto de la humedad del suelo en la biomasa aérea es positivo mientras que el efecto de la temperatura es negativo.

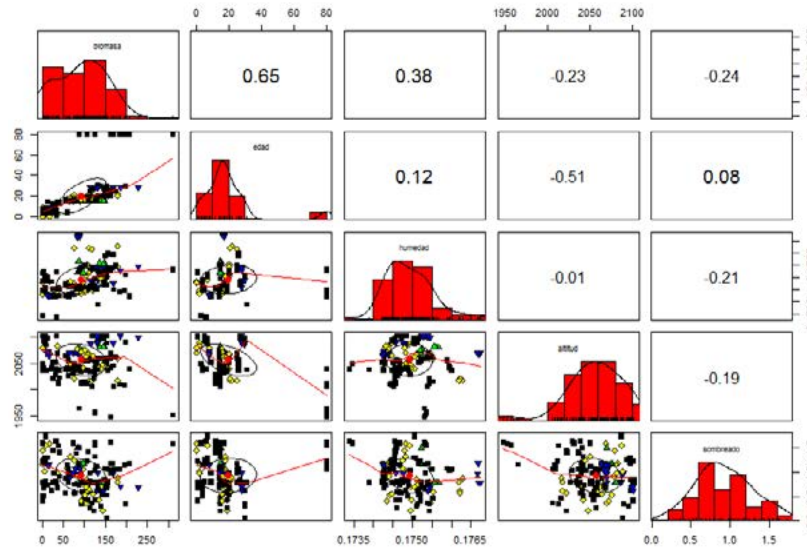


Figura 2. Matriz de correlación entre la biomasa, edad y variables ambientales. El histograma se representa a lo largo de la diagonal, los gráficos de dispersión están en la mitad inferior de la matriz con líneas de tendencia no paramétricas (ajuste loess) y elipses de correlación.

En general el análisis de la relación de variables exógenas y biomasa aérea mediante regresión lineal mostró un mejor ajuste de los modelos a resolución de 15 m que en los de 1 m (Cuadro 1). Esto se atribuye a que la mayor variabilidad de la alta resolución requiere un mayor esfuerzo de muestreo para su completa representación. La importancia de los factores que influyen en la cantidad de biomasa forestal también se ve influenciada por la resolución, sin embargo sigue siendo la edad la variable que más explica la variabilidad de la biomasa aérea a 1 y a 15 m. Mediante el procedimiento Stepwise regression se identificó que trabajando a una resolución de 1 m el mejor modelo explica el 61% de la variabilidad de la biomasa, mientras que a una resolución de 15 m el mejor modelo explica 73% de la variabilidad total (AIC= 1043.15). Estas relaciones son útiles en la planeación para la colecta de nuevos y mejores parámetros.

Cuadro 1. Modelos ajustados para estimar biomasa aérea.

Modelos ajustados	R ² _a	
	1 m	15 m
B= -5274.6315+2.1456a+30440.2434 s	0.51	0.51
B= -3460.5069+2.4722(a)+26977.6225 s-82.8963 (t)	0.54	0.55
B= -4711.7738+2.3599a+27786.3267s-40.1767t+0.2385 h	0.55	0.59
B= -4139.1399+2.4240a+24553.9309s-37.3467t+0.2268h-28.1317 ah	0.58	0.62
B= -1.64E+06+2.49E+00a+2.35E+04s+6.52E +04t +3.38E-01 h -3.67E+01 ah+8.99E+01 sl - 2.50E-04 cd+3.33E+02 ch+3.34E+02 vd	0.61	0.63

R²_a es el coeficiente de regresión ajustada. Todos los modelos son significativas (P< 0.0001), y todas las variables independientes y constantes son significativas (P< 0.01). B= biomasa aérea (Mg ha⁻¹), e= la edad del rodal (años), s= humedad del suelo (m³m⁻³), t= temperatura media anual (en ° C), h= altitud (m), ah= sombreado analítico (rad), sl= pendiente (rad), depresiones (cd), n= 148 para todos los modelos.

En los modelos ajustados con el enfoque GAM la variabilidad con el mejor modelo (AIC 1338.733) fue de 88.8%. Se observa una mejor predicción con el modelo GAM respecto a los modelos lineales múltiples (Figura 3).

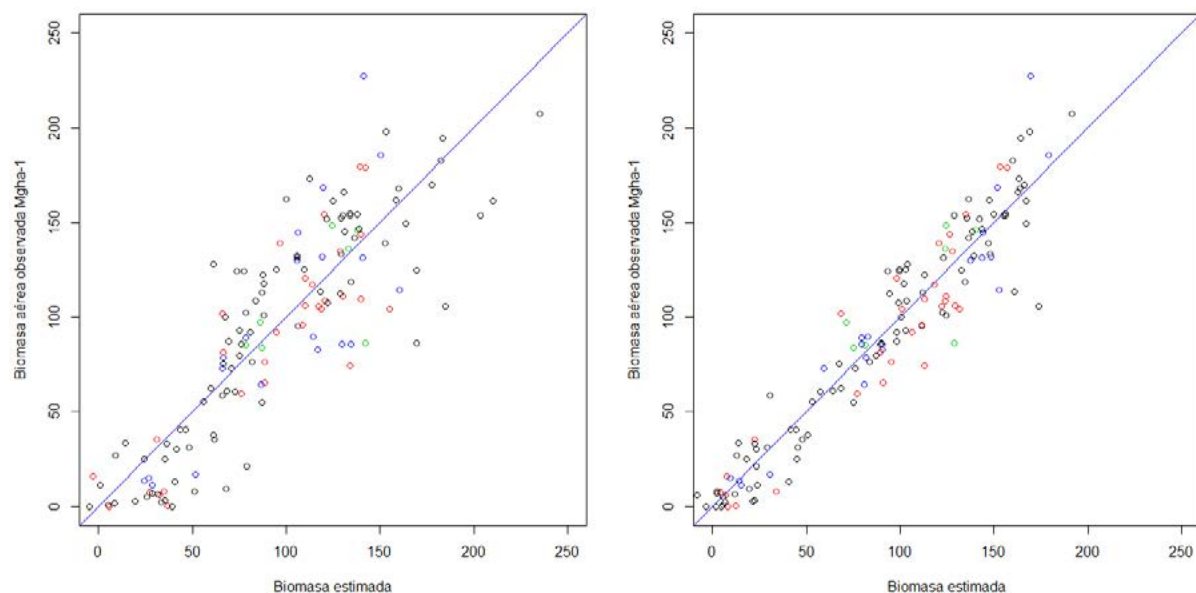


Figura 3. Relación entre biomasa observada y estimada en Mg ha^{-1} mediante: (a) regresión lineal múltiple y (b) modelos aditivos generalizados.

El mapeo de la biomasa se realizó con la metodología de Random Forest, la cual genera las mejores predicciones en el área (varianza explicada 70%, Figura 4) resultado consistente con el obtenido por Guitet *et al.* (2015) que obtienen mejores modelos empleando Random Forest. En todos los enfoques, la edad explica la mayor variabilidad en los modelos ajustados. Las predicciones generadas por los modelos ajustados indican estimaciones ligeramente conservadoras respecto de las generadas por Ortiz-Reyes *et al.* (2015). Las pequeñas diferencias se pueden atribuir a la variabilidad dentro de rodales forestales (por ejemplo, de la misma edad) la cual podría ser explicada con más variables cuantitativas relacionadas a la estructura forestal como índices de vegetación y nutrientes del suelo.

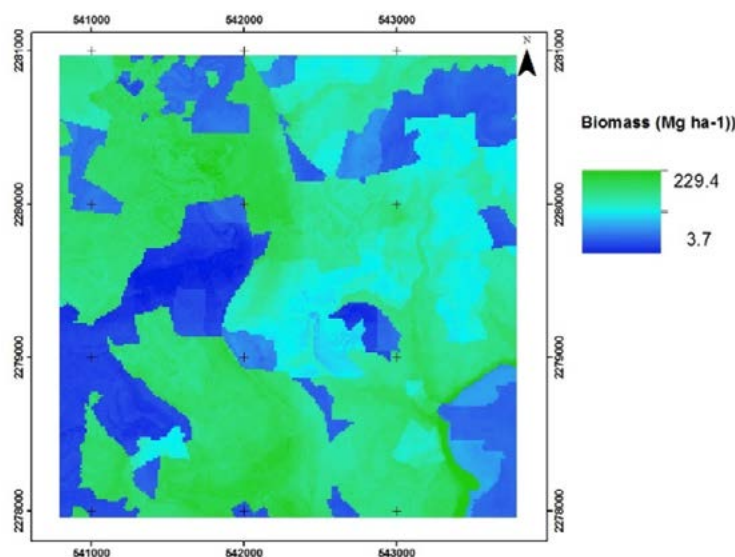


Figura 4. Predicción de biomasa mediante el procedimiento Random Forest.

En el bosque manejado se han estimado de 166.60 a 203.57 Mg ha^{-1} (Figuroa *et al.*, 2010) y se confirma que los bosques manejados de manera sostenible pueden acumular mayor biomasa que los bosques naturales (Návar *et al.*, 2005; Nunery y Keeton, 2010) lo que representa una ventaja



comparativa en el mecanismo REDD+. Como se observó, la topografía es un factor importante en la cuantificación de la biomasa aérea y su variabilidad espacial. Otros autores han considerado variables referentes a hidrografía, geología, clima (duración de estación seca, precipitación), geomorfología (Guitet *et al.*, 2015) y propiedades físicas y químicas del suelo (Bueis *et al.*, 2015), para predecir biomasa aérea, sugiriendo nuevas posibilidades de trabajo para la modelación de biomasa en el área de estudio. Se ha reportado que la validación independiente a menudo pone de manifiesto mayor sesgo en la precisión de las estimaciones de biomasa (Mitchard *et al.*, 2014) por lo que la predicción reportada en este trabajo se validó de manera cruzada.

Conclusiones

Se comparan diversas maneras (paramétricas y no paramétricas) para la modelación de biomasa y la generación de mapas digitales de 15 m y 1 m de resolución espacial, útiles para el manejo forestal. El uso de modelos digitales de elevación abre posibilidades a la cuantificación de los almacenes de carbono dentro del contexto de REDD+ a diversas escalas espaciales. La edad, humedad del suelo y topografía explican cerca del 60% de la variación espacial de la biomasa aérea a 1 m de resolución y más de 70% en 15 m de resolución. La edad fue la variable que más explica la variabilidad de la biomasa aérea. Las predicciones de biomasa empleando métodos lineales se mejoran con el enfoque de GAM y más aun con Random Forest. Esta investigación es reproducible y puede ser adaptada al nivel país para la síntesis nacional de información de datos de inventario forestal.

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”.

Bibliografía

- 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*: Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Paz, F. y R.M. Cuevas (Eds.). Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de México e Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. pp. 793-797.
- Baker, T.R., O.L Phillips, W.F. Laurance, N. Pitman, S. Almeida, L. Arroyo, A. DiFiore, T. Erwin, N. Higuchi and T. Killeen. 2009. Do species traits determine patterns of wood production in Amazonian forests?. *Biogeosciences* 6:297-307.
- Baker, D.J., G. Richards, A. Grainger, P. Gonzalez, S. Brown, R. DeFries, A. Held, J. Kellndorfer, P. Ndunda, D. Ojima, P.-E. Skrovseth, C. Souza Jr and F. Stolle. 2010. Achieving forest carbon information with higher certainty: A five-part plan. *Environmental Science & Policy* 13(3):249-60.
- Birdsey, R. and Y. Pan. 2015. Trends in management of the world's forests and impacts on carbon stocks. *Forest Ecology and Management* <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.031>.
- Breiman, L. 2001. Random Forests. *Machine learning* Volume 45 Issue 1.
- Bueis, T., F. Bravo, V. Pando and M.-B. Turrión. 2016. Relationship between Environmental Parameters and *Pinus Sylvestris* L. Site Index in Forest Plantations in Northern Spain Acidic Plateau. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 446 DOI:10.3832/ifer1600-008.
- Chapin, F.S.III, P.A. Matson and P.M. Vitousek. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. 2nd Ed. Springer, New York.
- CONAFOR– SEMARNAT. 2011. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2011*. Comisión Nacional Forestal, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Jalisco, México. 140 p.

- Corral, R., M. Barrio, A.O. Aguirre and U. Diéguez. 2007. Use of stump diameter to estimate diameter at breast height and tree volume for major pine species in El Salto, Durango (México). *Forestry* 80:29-40.
- Figuroa, N., G. Ángeles, A. Velázquez y H.M. de los Santos P. 2010. Estimación de Biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schlttdl. et Cham. en Zacualtíán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(1):105-112.
- FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. Forestry Paper 163. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Quinta Edición. México. 90 p.
- Guevara, M. and R. Vargas. 2015. Soil moisture decline across the conterminous United States. American Geophysical Union Fall Meeting, San Francisco, CA.
- Guitet, S., B. Hérault, Q. Molto, O. Brunaux and P. Couteron. 2015. Spatial Structure of Above-Ground biomass limits accuracy of carbon mapping in Rainforest but large scale forest inventories can help to overcome. *PLoS ONE* 10(9):e0138456.
- Hernández, P., H.M. de los Santos, G. Ángeles, J.R. Valdez y V.H. Volke. 2013. Funciones de ahusamiento y volumen comercial para *Pinus patula* Schlttdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(16):34-45.
- Hollinger, D.Y. 2008. Defining a landscape-scale monitoring tier for the North American Carbon Program. *In*: Hoover, C.M. (Ed.). *Filed Measurements for Forest Carbon Monitoring: A Landscape-Scale Approach*. Springer. New York.
- INEGI. 2001. Suelos. Conjunto de datos vectoriales edafológicos. Escala 1:1 000,000. Serie I. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2013. Continuo de elevaciones mexicano 3. Descarga 2016. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México
- Mascaro, J., G.P. Asner, H.C. Muller-Landau, M. van Breugel, J. Hall and K. Dahlin. 2011. Controls over aboveground forest carbon density on Barro Colorado Island, Panama. *Biogeosciences* 8(6):1615-1629.
- Mitchard, E.T., T.R. Feldpausch, R.J. Brienen, G. Lopez-Gonzalez, A. Monteagudo, T.R. Baker, S.L. Lewis, J. Lloyd, C.A. Quesada, M. Gloor, H. Ter Steege, P. Meir, E. Alvarez, A. Araujo-Murakami, L.E. Aragão, L. Arroyo, G. Aymard, O. Banki, D. Bonal, S. Brown, F.I. Brown, C.E. Cerón, V. Chama-Moscoco, J. Chave, J.A. Comiskey, F. Cornejo, M. Corrales-Medina, L. Da Costa, F.R. Costa, A. Di Fiore, T.F. Domingues, T.L. Erwin, T. Frederickson, N. Higuchi, E.N. Honorio-Coronado, T.J. Killeen, W.F. Laurance, C. Levis, W.E. Magnusson, B.S. Marimon, B.H. Marimon-Junior, I. Mendoza-Polo, P. Mishra, M.T. Nascimento, D. Neill, M.P. Núñez-Vargas, W.A. Palacios, A. Parada, G. Pardo-Molina, M. Peña-Claros, N. Pitman, C.A. Peres, L. Poorter, A. Prieto, H. Ramirez-Angulo, Z. Restrepo Correa, A. Roopsind, K.H. Roucoux, A. Rudas, R.P. Salomão, J. Schiatti, M. Silveira, P.F. de Souza, M.K. Steininger, J. Stropp, J. Terborgh, R. Thomas, M. Toledo, A. Torres-Lezama, T.R. van Andel, G.M. van der Heijden I.C. Vieira, S. Vieira E. Vilanova-Torre, V.A. Vos, O. Wang, C.E. Zartman, Y. Malhi and O.L. Phillips. 2014. Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. *Global Ecology and Biogeography* 23(8):935-946.
- Návar, C., J.J., N. González and J. Graciano. 2005. Carbon stocks and fluxes in reforested sites of Durango, Mexico. *Madera y Bosques* 11:15-34.
- Nunery, J.S. and W.S. Keeton. 2010. Forest carbon storage in the northeastern United States: Net effects of harvesting frequency, post-harvest retention, and wood products. *Forest Ecology and Management* 259:1363-1375.
- Ortiz-Reyes, A.D., J.R. Valdez-Lazalde, H.M. de los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez, F. Paz-Pellat y T. Martínez-Trinidad. 2015. Inventario y cartografía de variables del bosque con datos derivados de LiDAR: comparación de métodos. *Madera y Bosques* 21(3):111-128.
- Romijn, E., M. Herold, L. Kooistra, D. Murdiyarso, L. Verchot. 2012. Assessing capacities of non-Annex I countries for national forest monitoring in the context of REDD+. *Environmental Science & Policy* 19(20):33-48.
- 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*: Paz, F., 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.*
- Turner, M.G. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 9(10):2833-2849.

5.29 Biomasa aérea en vegetación secundaria de la cuenca baja del Usumacinta, Tabasco, México

Cabrales-Cámara Luisa del C.¹; García-Domínguez Antonio¹ y Van DerWalCornelis J.²

¹Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol). Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 entronque a Bosque de Saloya, Villahermosa, Tabasco.

²El colegio de la frontera sur (Ecosur), Unidad Villahermosa. Carretera a Reforma km 15.5 S/N, Ra. Guineo 2da. Sección, CP 86280, Villahermosa, Tabasco.

Autor para correspondencia: lcámara27@hotmail.com

Resumen

La vegetación secundaria almacena carbono en su biomasa aérea. La vegetación secundaria en diferentes estados sucesionales (acahuales en el sureste del país), representa un mosaico en aumento, variable en edad y en extensión según los usos de los productores. El cálculo de la biomasa a través de ecuaciones alométricas o método indirecto coadyuva a la generación de información de manera pronta y práctica del potencial que presentan los ecosistemas para almacenar carbono. Se muestreo en tres conglomerados con cuatro parcelas de 400 m² cada uno en tres unidades ecogeográficas: (i) terrazas (lomeríos) en el municipio de Balancán, Planicies fluviales, (ii) en el municipio de Emiliano Zapata y Laderas en Tenosique, (iii) de la región de los Ríos, en la cuenca baja del Usumacinta. Para calcular la biomasa se usó la ecuación alométrica de Chave *et al.* (2005) para bosque húmedo y para raíz Cairns *et al.* (1997). La comparación múltiple para biomasa viva (Mg ha⁻¹) por región ecogeográfica no presentó diferencias significativas (Prob> F= 0.1546) debido a la variación de los conglomerados, sus medias y desviación estándar fueron, para terrazas o lomeríos de 97.7±51.2, planicie fluvial 104.4±77.9 y laderas de 143.6±111.2; éste último con los mejores índice de diversidad de Shanon, H':3.68 y 4.02, con 80 y 93 especies, 571 y 595 individuos. La vegetación en sucesión presento contenidos de biomasa equivalente a vegetación de selva y a otros sistemas de producción, lo que representa una alternativa para su manejo.

Palabras claves: acahual, carbono, ecogeográfica.

Abstract

Secondary vegetation stores carbon in its aerial biomass. The secondary vegetation in different successional states (in the southeast of the country) represents an increasing mosaic, varying in age and extension according to the uses of the producers. The calculation of the biomass through allometric equations or indirect method contributes to the generation of information in a prompt and practical way of the potential presented by the ecosystems to store carbon. It was sampled in three conglomerates with four plots of 400 m² each in three ecogeographic units: (i) terraces (lomeríos) in the municipality of Balancán, fluvial plains, (ii) in the municipality of Emiliano Zapata and Laderas in Tenosique, (iii) of the region of the Rivers, in the low basin of the Usumacinta. To calculate the biomass, the allometric equation of Chave *et al.* (2005) for moist and root forest Cairns *et al.* (1997). The multiple comparison for live biomass (Mg ha⁻¹) by ecogeographic region showed no significant differences (Prob> F= 0.1546) due to the variation of the clusters, their means and standard deviation were, for terraces or lorries of 97.7±51.2, Fluvial plain 104.4±77.9 and slopes of 143.6±111.2; The latter with the best Shanon diversity index, H': 3.68 and 4.02, with 80 and 93 species, 571 and 595 individuals. Vegetation in succession presented biomass contents equivalent to forest vegetation and other production systems, which represents an alternative for their management.

Key words: acahual, carbon, ecogeographic.

Introducción

El cambio climático global es una problemática ambiental ocasionada por la generación y alta tasas de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, teniendo como principal precursor al CO₂; como causa de las actividades de la vida diaria dependiente de consumo de energéticos y actividades industriales. Los últimos reportes de la concentración del son de 400 ppm. Para lograr esta reducción de CO₂ atmosférico, una de las medidas más viables es la captura de carbono (C) a través de la vegetación arbórea, creyéndose que con el potencial de los bosques y la reducción de la tasa de conversión de los mismos, se puede contribuir a la captura del 50% de carbono, generando beneficios de mitigación de varios miles de Gg (1000 ton) de CO₂ al año (Brown, 1997, de Jong *et al.*, 2010). Desafortunadamente la capacidad de almacenamiento de carbono de la vegetación arbórea se está perdiendo como resultado de la deforestación regional para el trópico, con intervalos de el 4.3% a 12.4% anual (Bray *et al.*, 2004), en donde Tabasco principalmente ha perdido más del 90% de su vegetación original, por el cambio del uso del suelo de las últimas décadas.

Los bosques primarios, selvas y acahuales almacenan grandes cantidades de carbono en la biomasa aérea y subterránea (Castañeda-Mendoza *et al.*, 2005; Torres y Guevara, 2002) como resultado de la gran diversidad florística que sustentan estos ecosistemas (Martínez y Cámara, 2012), por lo que para evaluar la contribución de las selvas tropicales y bosques en el ciclo global del carbono, el primer paso es el cálculo de la biomasa. Por lo que el presente trabajo estimó el contenido de biomasa aérea y de raíz en vegetación en sucesión o acahuales en tres regiones ecogeográficas de la cuenca baja del Usumacinta en Tabasco. Y así tener una idea clara de la distribución espacial de las líneas bases de contenido de carbono, permitiendo que a partir de la información generada se deriven proyectos de mitigación en base al almacén de carbono con tendencia a PSA sujetos a la conservación de la biodiversidad en general.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se muestreó en la región de los ríos de Tabasco, en regiones ecogeográficas de acuerdo a Ortiz-Pérez *et al.* (2005), en Laderas (Municipios de Tenosique), terrazas o lomeríos (municipio de Balancán) y Planicie fluvial (Emiliano Zapata) (Figura 1). Situada entre las coordenadas 17°16'00'' y 18°12'00'' de latitud Norte; 90°56'00'' y 91°52'00'' de longitud Oeste, la subregión Ríos tiene una extensión de 6079.63 km²: el 24.65% del total del estado; está conformada por los municipios: Emiliano Zapata, Balancán, Tenosique y Jonuta. Cuenta con 119 196 habitantes, de los cuales 45 562 pertenecen a la zona urbana y 73 634, a la zona rural (INAFED, 2010).

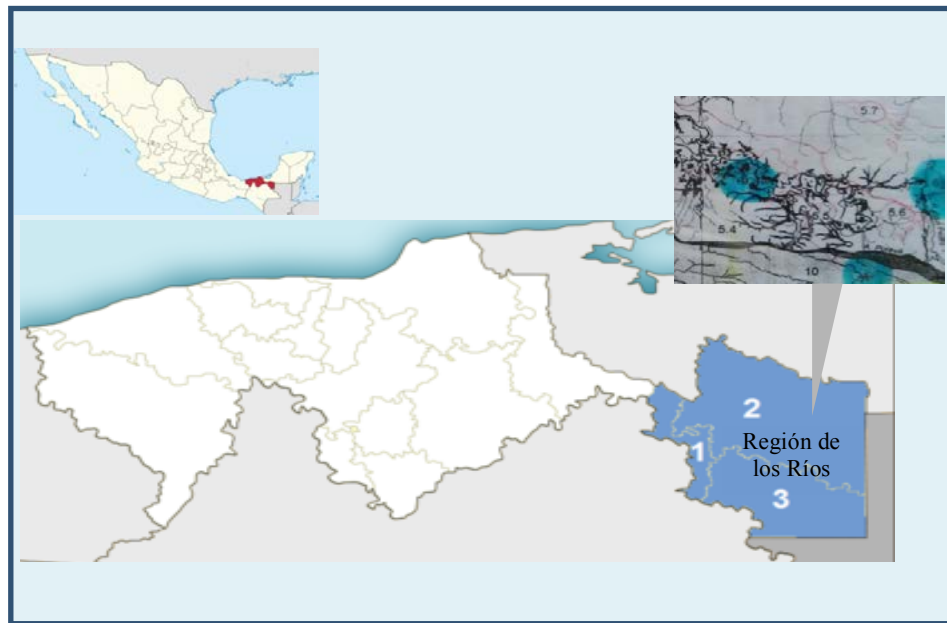


Figura 1. La Región de los Ríos; Unidades ecogeográficas en la cuenca baja del Usumacinta (Laderas septentrionales de la Sierra Norte de Chiapas en Tenosique (3), Terraza de Balancán (2); Planicies fluviales de corrientes alóctonas en Emiliano Zapata (1).

Municipio, ejido y tipo de vegetación

Tenosique:

- Niños héroes. Acahual o vegetación secundaria.
- Corregidora. Acahual o vegetación secundaria.

Balancán:

- Ramonal. Acahual o vegetación secundaria.
- Capulín. Acahual o vegetación secundaria

Emiliano Zapata:

- Jobal, Avispero, Pochote. Acahual o vegetación secundaria.

Tamaño de la muestra y de la unidad de muestreo

El diseño del muestreo dasonómico se hizo por conglomerados en apego a la CONAFOR, con la finalidad de contar con elementos estadísticos que permitieron estimar la confiabilidad de la toma de datos de las estructuras vegetativas más complejas. La selección de los sitios donde se situaron los conglomerados fueron escogidos completamente al azar, en las áreas donde se encontró los tipos de vegetación de interés.

Se hicieron tres conglomerados (Unidad de Verificación) por tipo de vegetación con una equidistancia de aproximadamente 0.5 a 1 km, lo que permitió obtener una distribución espacial, regular y consistente del total de los conglomerados.

Cada conglomerado estuvo compuesto por cuatro parcelas o unidades de muestreo (UM). Las UM fueron sitios rectangulares de 400 m² es decir de 40 m de largo y 10 m de ancho (Figura 2).

Variables tomadas en el arbolado:

- Nombre común

- Alturas (h)
- Diámetros normal (DN) 1.30 m
- Material leñoso caído (una línea de 40 m)
- Estrato herbáceo
- Profundidad de hojarasca
-

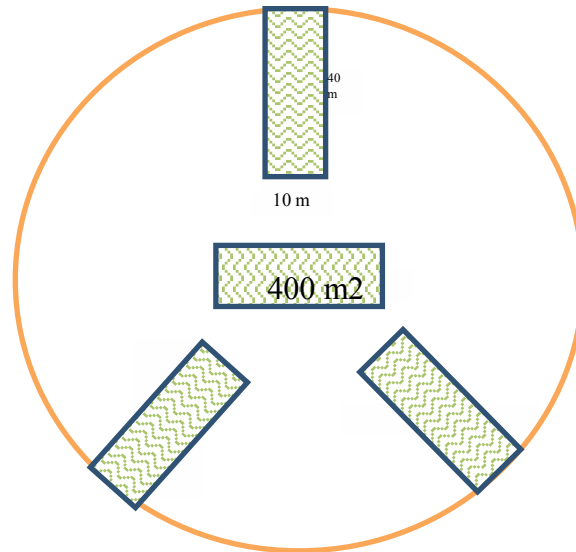


Figura 2. Diseño de Muestreo del INFyS.

Biomasa y carbono aéreo

Biomasa aérea (componente árboles maduros y juveniles)

En todos los conglomerados por tipo de vegetación, se midió el DN de todos los árboles ≥ 2.5 cm y ≤ 9.9 cm, a los que se le catalogó como juveniles, de igual forma; como maduros a los ≥ 10 cm. Para el cálculo de la biomasa se usó la ecuación alométrica 1 de Chave *et al.* 2005 para selvas húmedas.

$$Y = \exp(-2.977 + \ln(\rho D^2 h)) \quad (1)$$

donde, Y = biomasa (kg/árbol), \ln = logaritmo natural, ρ = densidad de cada especie, D = diámetro a la altura del pecho y h = altura.

Componente biomasa raíces

Se utilizó la ecuación alométrica 2 de Cairns *et al.* 1997.

$$Y = \exp(-1.0587 + 0.8836 \ln(AB)) \quad (2)$$

donde, Y = biomasa total de raíces gruesas y finas (peso seco) y AB = biomasa arbórea.

Componente herbácea

Las herbáceas son un componente importante que captura carbono y que siempre están presentes en los sistemas forestales. Dentro de este grupo se consideraron las hierbas espontáneas, arvenses o también las llamadas malezas al igual que los pastos, las plántulas o futuros árboles (Rendón y Soto, 2007).

Se cosechó a ras de suelo las herbáceas de 4 muestras al azar de 0.25 m², en una parcela de cada conglomerado (en 400 m²). Posteriormente se llevaron al laboratorio en bolsas de papel para pesarlas en peso fresco y se secaron las muestras a 70 °C por 48 h hasta peso constante en un horno de convección.

Se sacó el promedio de las muestras por tipo de vegetación y se extrapoló a 1 ha.

Componente ramas caídas (Rendón y Soto, 2007)

Se trazó una línea de 40 m en una UM de cada conglomerado midiéndose todas las ramas caídas sobre el suelo que interceptó la línea. Se calculó el volumen de las ramas caídas y su longitud en dos categorías: ≤50 y ≥50 cm. Para las ≥50 cm de longitud se midieron dos diámetros y se promedió. Posteriormente se inspeccionó el estado de descomposición de la misma en f= fresco ($\rho = 0.35 \text{ gr/cm}^3$), i= intermedio ($\rho = 0.32 \text{ gr/cm}^3$), p= podrido ($\rho = 0.24 \text{ gr/cm}^3$), equivalente a 40 m de trayecto.

El volumen se transformó en un valor de peso seco de acuerdo a la ecuación 3.

$$m = \rho v \quad (3)$$

donde, m = peso seco (gr), ρ = densidad según el nivel de descomposición, v = volumen de cada rama.

El valor aproximado de la biomasa en kilogramos (kg) por hectárea (ha) se obtuvo mediante la ecuación 4.

$$RC = LmBtr \quad (4)$$

dónde, RC = biomasa de las ramas caídas por unidad de superficie (kg/m^2), Btr = biomasa resultante en el trayecto de 40 m (kg), Lm = longitud promedio de las ramas encontradas bajo la línea sin tomar en cuenta el nivel de descomposición (m). Posteriormente RC se dividió entre el área promedio (longitud de la rama promedio por 40 m).

Resultados y discusión

En los Cuadros 1 y 2 se presentan resultados de biomasa (Mg ha^{-1}). La biomasa viva es la suma de biomasa de arbórea (árboles de 2.5<9.9 cm DN y de árboles >9.9 cm DN), herbáceas y de raíz. En el Cuadro 1 se observa que no hubo diferencias estadísticas en el contenido de biomasa viva ($\text{Prob} > F = 0.1546$) así como de la biomasa de la madera en el suelo ($\text{Prob} > F = 0.2387$) para los acahuales o vegetación en sucesión de las tres ecoregiones. Existió gran variación en las parcelas dentro de los conglomerados y entre los conglomerados en cada región ecogeográfica. Sin embargo hay una tendencia a que la región de laderas en el municipio de Tenosique tenga mayores contenidos de biomasa así como a la vez el índice de diversidad de Shannon para los dos sitios muestreados en la laderas fueron de $H': 4.02$ y 3.68 con 93 y 80 especies y un total de 595 y 571 individuos. Estos datos de diversidad fueron mayores a los sitios de las otras dos ecoregiones, de planicie fluvial en el municipio de Emiliano Zapata con Shannon $H': 2.55$ con 28 especies y un total de individuos de 265 y los lomeríos con Shannon $H' 3.21$ y 3.11 con 52 y 44 especies, con un total de individuos: 628 y 381.

Cuadro 1. Biomasa viva y muerta en vegetación secundaria.

Región ecogeográfica	Biomasa viva (Mg ha^{-1})	Desv Est	Error estándar	Biomasa madera muerta suelo (Mg ha^{-1})	Desv Est	Error estándar
Terrazas (Lomeríos)	97.7	51.2	10.5	1.6	1.9	0.389
Plan fluvial	104.4	77.9	22.5	1.9	1.6	0.450
Laderas	143.6	111.2	22.7	3.5	5.7	1.2

Al analizar los datos por compartimento en el Cuadro 2, de biomasa de árboles juveniles, adultos y herbáceas, se presentó una diferencia significativa en el contenido de biomasa de árboles de 2.5 a <9.9 cm DN en los lomeríos del municipio de Balancán (Prob> F< 0.0001*). Esto indica que la vegetación secundaria muestreada en los lomeríos tiene significativamente más biomasa en los arboles pequeños que los otros dos ecoregiones. También resalta una mayor variación de biomasa en los arboles >9.9 cm DN.

Cuadro 2. Biomasa viva por compartimento, arboles >9.9 cm DN y de 2.5 <9.9 cm DN (Prob> F< 0.0001*).

Región ecogeográfica	Biomasa >9.9 cm DN (Mg ha ⁻¹)	Desv Est	Error estándar	Biomasa 2.5<9.9 cm DN (Mg ha ⁻¹)	Desv Est	Error estándar	Biomasa herbáceas	Desv Est	Error estándar
Terrazas (Lomerios)	78.1	42.9	8.8	2.533 ^A	1.74	0.356	0.446	0.389	0.079
Plan fluvial	86.2	66.5	19.2	0.382 ^B	0.452	0.142	0.349	0.265	0.079
Laderas	118.8	94.1	19.2	0.828 ^B	0.924	0.188	0.732	0.564	0.115

Los datos obtenidos de biomasa en este trabajo mantienen una proximidad a los publicados por el IPCC de manera general, 60 Mg C ha⁻¹ mostrados en Gayoso y Schelegel (2003). Las estimaciones en la raíz, también siguieron la misma tendencia que para biomasa aérea de árboles y herbáceas, con rango de 23 a 16 Mg ha⁻¹ en los acahuals, similar a Acosta *et al.* (2001) y Boone *et al.* (2009) muestran promedios entre los 16 y 10 Mg ha⁻¹ para bosques secundarios derivados de selva húmeda tropical.

La variación de los contenidos de carbono que se observaron, a pesar de ser vegetación secundaria catalogada según Miranda y Hernández-X (1964) como acahual mediano, está influida por la variedad de diámetros, densidad específica la madera, altura total (Chave *et al.*, 2005), así mismo por calidad del sitio y región ecogeográficas, edad de la sucesión, diversidad de especies y condiciones edáficas (Acosta *et al.*, 2001). Cabe mencionar que el componente juvenil aunque su aporte en la línea de carbono es poco por unidad de área, constituye una proporción significativa de la población de árboles porque al tener una mayor velocidad de crecimiento pueden significar un incremento positivo de la línea base de carbono por sus clases diamétricas en un lapso relativamente corto (Chaturvedi *et al.*, 2011).

Conclusiones

Se encontró suficiente evidencia que existe una variabilidad espacial de los contenidos de carbono en vegetación en sucesión, sitios, su grado de conservación y sucesión; así como a los componentes y al tamaño de los árboles (diámetro y altura). De la misma manera se halló que el 99% de la biomasa y carbono se concentran en: árboles maduros (80 a 83%), raíces (16-17%), arboles juveniles (0.4 a 2.6%) y madera en el suelo (1.6 a 2.4%). El almacén de carbono por la vegetación arbórea y su diversidad, se puede ofertar como servicio ambiental que se paga por encima de una línea por servicios ambientales (PSA) para conservar y manejar fragmentos de vegetación en sucesión en Tabasco.

Bibliografía

- Acosta, M., K. Quednow, J. Etchevers y C. Monreal. 2001. Un método para la medición de captura del carbono almacenado en la parte aérea de sistemas con vegetación natural e inducida en terrenos de ladera en México. *En*: Memoria del Congreso Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18 al 20 de Octubre de 2001. Valdivia, Chile. http://www.uach.cl/procarbono/pdf/simposio_carbono/10_Acosta.PDF.
- Boone, K.J., H.R. Flint and H. Chris. 2009. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications* 19(5):1211-1222 DOI: 10.1890/08-1696.1.



- Bray, D. y L. Merino. 2004. La experiencia de las comunidades forestales en México. SEMARNAT, INE y CCMSS. México.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer. FAO. For. Pap.134, Rome. pp 55.
- Castañeda-Mendoza, A., J. Vargas-Hernández, A. Gómez-Guerrero, J.I Valdez-Hernández y H. Vaquera-Huerta. 2005. Acumulación de Carbono en la biomasa aérea de una plantación de *Bambusa Oldhamii*. *Agrociencia* 39(1):107-116.
- Cairns, M.A., S. Brown, E.H. Helmer, G.A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forest. *Oecologia* 111(1):1-11.
- Chaturvedi, R.K., A.S. Raghubanshi and J.S. Singh. 2011. Biomass Estimation of dry tropical woody species at juvenile stage. *The Scientific World Journal* 2012(2012):2-5.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M.A. Cairns, J.Q. Chambers, D. Eamus, H. Folster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.-P. Lescure, B.W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145(1):87-99.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Maser, M. Olguín, F. Paz, J. Etchevers, R.D. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontín. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260(10):1689-1701.
- Gayoso, J. y B. Schlegel. 2003. Estudio de la línea base carbono: Carbono en bosques nativos, matorrales y praderas de la décima región de Chile. Programa Bosques Pro Carbono Universidad Austral de Chile. http://www.uach.cl/procarbono/pdf/proyectos_desarrollo/estudio_lineabase_carbono.pdf.
- INAFED. 2010. Por Municipio, con base a INEGI, Censo de Población y Vivienda. Tabulados del cuestionario básico. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, México.
- Martínez-Sánchez, J. y L. Cámara-Cabrales. 2012. Is there a relationship between floristic diversity and carbon stocks in tropical vegetation in Mexico?. *African Journal of Agricultural Research* 7(17):2584-2591 DOI:10.5897/AJAR11.599.
- Miranda, F. y E. Hernández-X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Sobretiro de la Sociedad Botánica de México* 28:29-178.
- Ortiz-Pérez, M.A., C. Siebe y S. Cram. 2005. Diferenciación ecogeográfica de Tabasco. *En: Bueno, J., F. Álvarez y S. Santiago (Eds.). Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología. UNAM-CONABIO, México, 2005. Capítulo 14:305-322.*
- Rendón-Carmona, N. y L. Soto-Pinto. 2007. Manual de metodología rápida para la estimación y monitoreo de captura de carbono. ECOSUR, Chiapas, México. 47 p.
- Torres-Rojo, J.M. y A. Guevara-Sanginés. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica* (63):40-59.

5.30 Explosión de calderas del Oligoceno ligada a la fertilidad de suelos modernos

de la Peña-Jiménez Mario¹; Aguirre-Acosta Brenda S.¹ y Carrasco-Aguilera Edgar S.²

¹*Departamento de Investigación del Museo del Desierto Chihuahuense. Calle 7 Sur, Av. Nuestra Gente S/N, CP 33000, Delicias, Chihuahua.*

²*Carrasco Ingeniería Industrial y Sistemas en Telecomunicaciones (CIIST). Delicias, Chihuahua.
Autor para correspondencia: Ihuita.siyonami@gmail.com*

Resumen

El hallazgo de dos blemas geológicos de 2 km de diámetro cada uno en el margen norte del lago de la Presa Francisco I. Madero llevó a un análisis geológico y geográfico de la Región de Delicias y su desarrollo agrícola de los últimos 80 años. Se trata de dos explosiones volcánicas del oligoceno cuyas cenizas se distinguen de las típicas halladas en erupciones de la Sierra Madre Occidental de tipo ácido. Se encuentra que en el pasado existió una plataforma de cenizas derivada de las explosiones volcánicas y que fue sometida a erosión por 34-37 millones de años, de acuerdo a los estratos geológicos en los que se encuentra. Esta ceniza tuvo su origen en material orgánico subyacente de épocas en las que en esta misma región se encontraran mares de poca profundidad habitados por fauna y flora marina de entre 500 a 250 millones de años, y fauna y flora terrestre desde hace 250 millones de años. Esta acumulación de restos bióticos terminó enterrada y sometida a calor magmático por la deriva continental del cratón de Norte América y los terrenos que se anexaron a la región, provenientes de la Placa Farallón terminando con la formación de amplias calderas entre las cuales en uno de sus extremos se presentaron las explosiones que iniciaron el estudio. La presencia de los restos de este material aunado al desarrollo del Distrito de Riego de la Región de Delicias, Chihuahua, en los años 30's tuvo consecuencias sobre la fertilidad de la región agrícola actual y la historia natural de la región que no fueron ponderados anteriormente y que se rescatan para explicar la historia natural del Desierto Chihuahuense y que hace destacar el origen de su diversidad florística y faunística actual y remota y que son el motivo del Museo del Desierto Chihuahuense en Ciudad Delicias.

Palabras clave: desierto Chihuahuense, Distrito de Riego de Ciudad Delicias, Chihuahua, Museo del Desierto Chihuahuense en Delicias.

Abstract

The finding of two ancient circular scars with approximately 2 km in diameter each, situated on the Northern margin of the artificial lake (Delicias Lake) formed by the Francisco I. Madero Dam, was analyzed geologically and geographically looking to understand the success of an 80 year old agricultural development (Irrigation District of Delicias, in the State of Chihuahua, Mexico) in the middle of a region with scarce water resources in the Chihuahuan Desert. We found the remnants of two volcanic explosions that stratigraphically correspond to the Oligocene Period and formed an ash platform that was eroded through time. Those ashes however are different from other turfs typical of the Western Sierra Madre because they are not acid but of a rheolithic-adesitic type. The volcanic ashes in turn were derived from explosive material generated from chemical evolution of biologic material buried in the region from 500-250 million years with shallow water fauna and flora, and land equivalents flora from around 250 million years. These accumulation of biotic remains ended up buried and warmed up after magmatic movements as a consequence of terrain collisions from the Farallon Oceanic Plate and the North American Craton. As a result, caldera type volcanoes were formed and the border of one of them presented explosions that originated the two circular scars near Lake Delicias. The eroded platform of ashes formed a sedimentary bed enriched with biotic minerals that facilitated



the development of agriculture in the region in the 1930s. These phenomena was repeated in the Chihuahuan Desert explaining the unusually rich faunistic and floristic diversity of the Chihuahuan Desert, which has prompted the finding of a diversity of fossils which are the basis for the formation of the Museum of the Chihuahuan Desert in Ciudad Delicias, State of Chihuahua, Mexico.

Key words: Chihuahuan desert, Delicias Irrigation District, State of Chihuahua, Museum of the Chihuahuan Desert at Ciudad Delicias.

Introducción

El Museo del Desierto Chihuahuense en Delicias, Chihuahua está dedicado a la difusión del conocimiento científico sobre el Desierto Chihuahuense. La base de esta exhibición de 4 salas la forma la colección paleontológica del Sr. Roberto Fierro Chavarría. Generalmente lo visitan estudiantes de niveles educativos que van desde la más básica a universitaria. La propuesta del departamento de investigación del Museo incluye la actualización y modernización de las exhibiciones bajo una línea de ideas que sigue no solo la historia natural de la vida en sí, sino sobre cómo esta historia es una parte del ciclo del carbono.

En particular se avoca a entender la geología específica de la región de Delicias. Esta región se encuentra enclavada en la región Centro Sur del Estado de Chihuahua y se encuentra recorrida por dos ríos que confluyen (Conchos y San Pedro) en el que a raíz de la construcción de una presa (Francisco I. Madero o Las Vírgenes) en los años 30s se constituyó un distrito de riego (CONAGUA, 2012) de 82 324 ha que prosperó sobre un panorama anteriormente semidesértico como el resto de la mesa central de México a la sombra orográfica de la Sierra Madre Occidental (Medellín-Leal y Gómez-González, 2012) que impide la llegada de la humedad del Océano Pacífico restringiendo la cantidad y calidad de la vegetación y fauna que allí prosperan, por lo que el agua es una de las limitantes más importantes de este crecimiento.

El éxito de la región agrícola de Delicias es indudable, pero contrasta con el pobre desarrollo de otros proyectos regionales semejantes en el mismo desierto y que no han prosperado de igual manera, aun contando con el agua que se consideró ser la única limitante, o al menos la más importante.

Materiales y métodos

Se utilizó fotografía satelital, las fotografías más claras de la región proceden de la colección de la NASA (Landsat7 Global Imagery Mosaic) en la que se ocuparon filtros de la luz reflejada en las que se denotan los tipos de rocas superficiales, así como la vegetación que los cubre y que se acceden a través de servidores WMS. Estas fotografías fueron montadas con software (Manifold 8 GIS System y Global Mapper v.17) a los archivos de relieve CEM publicados por INEGI que permiten una mejor visualización de los contornos detallados de las calderas y su relación con la orografía e hidrografía regional.

Se realizaron visitas de campo para tomar fotografías y recolección de rocas en grupos de estudiantes de la Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales de la Universidad Autónoma de Chihuahua (UACH en Ciudad Delicias, Chih.) dirigidos por el Dr. de la Peña y, que fueron además examinadas por el geólogo Ing. Carlos García Gutiérrez, anteriormente director de la Facultad de Ingeniería de la UACH. Las rocas se examinaron en el laboratorio de investigación del Museo del Desierto Chihuahuense en Ciudad Delicias.

Resultados y discusión

Al examinar fotografías satelitales de la región en 2005, se observa que en el vaso de la presa Las Vírgenes existen dos blemas de aproximadamente 2 km cada uno, descartando que se trata de un astroblema con material extraterrestre (Earth Impact Database, 2016; Valdés-Sada, com. per. 2016). De las visitas al lugar y consulta en mapas geológicos (INEGI, 2016) se concluyó que corresponden a explosiones de tipo volcánico que según la estratigrafía (Pettijohn, 1975; SGM, 2014) se remontan a una edad de 35 millones de años. Las rocas halladas corresponden al tipo andesítico reolítico, las cuales son diferentes al entorno de la Sierra Madre Occidental por su pH más neutro (Aranda-Gómez *et al.*, 2000; Aguirre-Díaz y Labarthe Hernández, 2003). Ambas explosiones son aproximadamente contemporáneas entre sí y provocaron un derrame de cenizas volcánicas que cubren aun en la actualidad una extensa área que va disminuyendo en espesor según se aleja del sitio que la originó. Uno de los cráteres se encuentra corrientemente sumergido en el agua de la presa Las Vírgenes, mientras que el otro presenta un domo de lava en su centro que elevó su altitud (fotos satelitales). A su vez estas explosiones antiguas son un componente de un anillo aun mayor de alrededor de 30 km de diámetro y que son compatibles con la presencia de una gran caldera volcánica con un hundimiento central actualmente en plano inclinado de norte a sur. De hecho, los depósitos de ceniza que se originaron tras las explosiones habrían formado una plataforma horizontal que se ha ido inclinando por el surgimiento de la llamada Sierra Alta colindante y que da un sesgo especial a los cerros de la región al presentar plataformas inclinadas en vez de horizontales. En la actualidad esta plataforma se encuentra perdida y solo restan especies de islas de rocas que han sobrevivido a la excavación por corrientes de agua superficial.

Pero lo que llama la atención no es en sí el hecho de que hubiera existido esta caldera alguna vez activa, sino el terreno en la cual se originó. La región se encuentra entre los límites del cratón de Norte América (Hoffman, 1988), que por millones de años estuvo poblado por seres marinos de mares de poca profundidad. A esta historia se le añade la formación de un supercontinente que formara parte de una cordillera que fuera demolida, hundida y finalmente diera origen a las cuencas petrolíferas de Texas, costas de lo que sería una vez Campeche y Venezuela y que en un momento dado fue otro de sus componentes (Aguayo y Trápaga, 1996; Thompson y Turk, 2007).

Mientras que todo este carbono de origen vivo formó cuencas petrolíferas actualmente en explotación, en otras partes estos estratos quedaron enterrados y con calor interno y presión lo cual provocó la formación de calderas que explotaron por la presencia de gas y otros remanentes orgánicos y minerales. Así mismo, se originó una serie de restos fósiles que aún afloran con bastante frecuencia en la región (Pojeta y Springer 2001; Rodríguez de la Rosa, 2016). Lo importante pues de estas explosiones volcánicas fue la de crear floraciones de terreno rico en la composición mineral que alguna vez fuera material vivo y que con las condiciones actuales pueden nuevamente formar parte de procesos vivos que coinciden con los proyectos de desarrollo agrícola de la región.

Los hallazgos fosilíferos de la región y el desarrollo agrícola actual, no son piezas separadas, sino parte del ciclo del carbono que a través de la historia natural de la región ha tenido distintas manifestaciones. Se destaca que, como paso intermedio del ciclo del carbono, hubo regiones en las que no se alcanzó la madurez de los componentes para producir petróleo o arenas bituminosas, pero si una composición mineral que de aflorar se convirtiera en un fertilizante natural en espera de ser hidratado para dar vida a una región agrícola próspera. Las explosiones volcánicas de éstas caldera serían un componente importante para proporcionar la calidad de suelos actuales y una herramienta para que geológicamente sea evaluado el terreno donde se proyecten nuevos centros agrícolas, que pudieran no tener todos los componentes requeridos para la fertilidad convirtiéndolos en poco rentables. La predictibilidad de nuevos desarrollos agrícolas estaría entonces dada por el estudio de componentes que a la fecha no se han valorado lo suficiente, como son el pasado histórico natural de la región en el que se halla inmerso el seguimiento del ciclo del carbón. Un desarrollo tecnológico que también se valora



es el desarrollo de fertilizantes naturales utilizando la información geológica de una región. La región de Delicias sin embargo ha ido sufriendo pérdidas de su fertilidad original debido primariamente al arrastre de los minerales fuera de la región a través del Río Conchos y por la falta de reciclado de los minerales que le dan riqueza. A esto se le agrega que el abuso de pesticidas en la época algodonera destruyó la flora bacteriana que reciclaba los minerales naturales que caracterizaban a la región. Aunado a las frecuentes sequías y la conversión de la población agrícola a actividades industriales, han agregado un factor negativo más a la declinación de la actividad agrícola: la acumulación de basura, la cual no se degrada por la falta de bacterias del suelo y las inclemencias del clima extremo.

Conclusiones

La presencia de los restos de dos explosiones volcánicas en el extremo norte del lago Delicias, así como los restos de una plataforma de ceniza en su derredor y la composición estratigráfica señalan que hubo al menos dos explosiones volcánicas de proporción tal que en la actualidad se tengan dos cráteres de 2 km de diámetro aproximado.

La presencia de la presa y el río San Pedro incrementó la erosión de la plataforma de cenizas que fueron esparcidas por el valle del río aguas abajo hasta la confluencia de este con el Río Conchos, aportando minerales que con el agua producirían un incremento en la fertilidad promedio de la región y que fue explotada con la construcción de un distrito de riego que incluso trae agua de regiones distantes (Camargo, Presa la Boquilla, construida para la producción hidroeléctrica). El estudio de este fenómeno por el cual se enriquece el suelo de minerales bióticos, ofrece la posibilidad de diseñar fertilizantes minerales que reforzados por el material biológico microscópico puedan alargar la vida de los terrenos agrícolas.

Finalmente, la vinculación del Museo del Desierto con instituciones educativas puede ser clave para que estas ideas sobre el ciclo del carbono y su manejo con los elementos propios de la región puedan convertirse en aplicaciones prácticas en las que el departamento de investigación participa con las colecciones y exploraciones museográficas en el desarrollo de trabajos llevados a cabo por universitarios en sus distintas especialidades. Se busca que estas exploraciones se conviertan en una exhibición museográfica que complemente la panorámica paleontológica actual constituida principalmente por la colección legada por el Sr. Roberto Fierro Chavarría.

La inclusión de las piezas en un entorno geológico que impacte en su efecto en el ambiente cultural agrícola de la región despertará el interés de la juventud a que se incumba en continuar estudios semejantes que beneficien la experiencia y equilibrio del ecosistema en una relación al mismo tiempo productiva y verdaderamente sustentable.

Bibliografía

- Aguayo, J.E. y R. Trápaga. 1996. *Gerodinámica de México y minerales del mar*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Aguirre-Díaz, J.G. and G. Labarthe-Hernández. 2003. Fissure ignimbrites: Fissure-source origin for voluminous ignimbrites of the Sierra Madre Occidental and its relationship with Basin and Range faulting. *Geology* 31(9):773- 776.
- Aranda-Gómez, J.J., C.D. Henry y J.F. Luhr. 2000. Evolución tectonomagmática post-paleocénica de la Sierra Madre Occidental y de la porción meridional de la provincia tectónica de Cuencas y Sierras, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* LIII:59-71.
- CONAGUA. 2012. *Atlas del Agua México*. Comisión Nacional del Agua, México. <http://www.conagua.gob.mx/atlas/usosdelagua32.html> (Consulta: abril, 2016).
- Earth Impact Database, update. 2016. From the Planetary and Space Science Center, University of Brunswick, Canadá. <http://www.unb.ca/passc/ImpactDatabase/>.
- Hoffman, P.F. 1988. United plates of America, the birth of a craton: Early Proterozoic assembly and growth of Laurentia. *Annual Reviews in Earth and Planetary Science* 16:543-603.
- INEGI. 2016. Colección de documentos y estadísticas accesibles por Internet. *Cartas Geológicas H13-11 GF y GM*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://www.inegi.org.mx/> (Consulta: abril, 2016).

- Medellín-Leal, F. and A. Gómez-González. 2012. Management of Natural Vegetation in the Semi-Arid Ecosystems of Mexico. Instituto de Investigación de Zonas Desérticas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. *En: Management of Semi-Arid Ecosystems*. Walker, B.H. (Ed.). Elsevier 11:351.
- Pettijohn, F.J. 1975. *Sedimentary Rocks*. Harper & Raw. New York, U.S.A.
- Pojeta, J. and D.A. Springer. 2001. *Evolution and the Fossil Record*. American Geologic Institute and The Paleontologic Society.
- Rodríguez de la Rosa, R. 2016. *Hace 72 Millones de Años: Los Dinosaurios de México*. Museo del Desierto Chihuahuense, Ciudad Delicias, Chihuahua, México.
- SGM. 2014. *Léxico Estratigráfico*. Servicio Geológico Mexicano, México. http://www.sgm.gob.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=68&Itemid=75 (Consulta: abril, 2016).
- Thompson, G.R and J. Turk, 2007. *Earth Sciences and the Environment*. 4th Ed. Thompson Books.

5.31 Clasificación no supervisada de las características funcionales y climatológicas de México

Villarreal Samuel¹; Guevara Mario¹; Alcaraz-Segura Domingo² y Vargas Rodrigo¹

¹Departamento de Ciencias de Plantas y Suelos, Universidad de Delaware. Newark 1976, DE, USA.

²Departamento de Botánica, Universidad de Granada. 18701, Granada, España.

Autor para correspondencia: samvilla@udel.edu

Resumen

Las características de los procesos ecosistémicos de flujo de energía, ciclo de nutrientes y balance de agua se ven reflejadas en las propiedades edáficas, de vegetación y climatológicas del ecosistema. En el presente trabajo se generó una estrategia analítica para clasificar las propiedades climáticas y de vegetación en grupos funcionales, mediante el uso de una clasificación no supervisada basada en estadística multivariada y el empleo de clúster computacionales. Los resultados obtenidos muestran que los grupos funcionales obtenidos son similares a las ecorregiones descritas para México. Esta metodología fue generada como una primera aproximación para entender la relación espacial entre las características de la vegetación y del clima, con las propiedades funcionales del ecosistema.

Palabras clave: clúster computacionales, estadística multivariada, propiedades funcionales del ecosistema, grupos funcionales.

Abstract

The characteristics of ecosystem processes related to energy flow, nutrients cycle and water balance is represented in the soil properties, vegetation and climatological characteristics of the ecosystem. In this project we used an analytical strategy to classify the climate and vegetation properties into functional groups, by using an unsupervised classification based on multivariate statistics and the use of high performance computational clusters. The results obtained show that the functional groups are similar to those ecoregions described for Mexico. This methodology was generated as a first attempt to understand the spatial relationship between the characteristics of the vegetation and climate, with the functional properties of the ecosystem.

Key words: high performance computing, multivariate statistics, ecosystem functional properties, functional groups.

Introducción

Las características de los procesos ecosistémicos de flujo de energía, ciclo de nutrientes y balance de agua se ve reflejado en las propiedades edáficas, de vegetación y climatológicas del ecosistema (Whitford, 1994). Actualmente, existe un consenso general sobre la influencia del clima sobre las características estructurales y funcionales de la vegetación (Reichstein *et al.*, 2014), así como de la retroalimentación de la vegetación con el clima al intercambiar materia y energía (*i.e.*, evapotranspiración, absorción y respiración de carbono, etc). Generalmente, las clasificaciones empleadas para representar las propiedades ecológicas (*i.e.*, biomas, ecorregiones), consideran únicamente las propiedades climáticas, bióticas, geomorfológicas, edáficas o hidrológicas de la superficie terrestre (DeFries *et al.*, 1995), careciendo de una descripción propia sobre el intercambio de materia y energía entre el ecosistema y la atmósfera.

En el presente trabajo, se generó una estrategia analítica para clasificar las propiedades climáticas y de vegetación, en grupos funcionales derivados de las relaciones existentes entre las propiedades funcionales del ecosistema y de la vegetación (tipos funcionales de ecosistemas y evapotranspiración), con la climatológica (temperatura y precipitación).

Materiales y métodos

Los datos empleados en el presente trabajo corresponden a los productos climatológicos generados y disponibles por la Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales (uniatmos.atmosfera.unam.mx), de donde se extrajeron las series de tiempo de temperatura y precipitación (1902-2011) a una resolución espacial de 1 x 1 km. Para representar las características funcionales del ecosistema y de la vegetación, se extrajeron los productos de MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), MODIS13C2 (2001-2014) referente al índice de vegetación EVI (Enhance Vegetation Index), así como MOD16A2 referente a la evapotranspiración (2001-2014), ambos productos tienen una resolución de 5 x 5 km.

Para representar las características funcionales del ecosistema y de la vegetación, con base en los datos de EVI y siguiendo la metodología propuesta en Alcaraz *et al.* (2006 y 2010), se estimó la diversidad de tipos funcionales de ecosistema (EFT's), utilizando el software ENVI (Exelis, UK). Ésta clasificación se basa en tres atributos funcionales, como son la productividad primaria del ecosistema (ganancia de carbono), la estacionalidad (diferencia en la ganancia de carbono entre la temporada de crecimiento y la temporada de no-crecimiento) y la fenología (máximo valor mensual de EVI).

Posteriormente se dividieron en cuartiles los atributos de productividad primaria y estacionalidad, mientras que la fenología se dividió de acuerdo a las estaciones anuales, finalmente se agruparon los tres atributos funcionales para obtener la diversidad de tipos funcionales de ecosistemas (Figura 1a). En conjunto con la diversidad de EFT's, también se estimó la dinámica temporal de tipos funcionales de ecosistemas (DTEFT's), la cual es definida como el número de distintos EFT's en cada pixel durante el periodo de estudio (Alcaraz *et al.*, 2010).

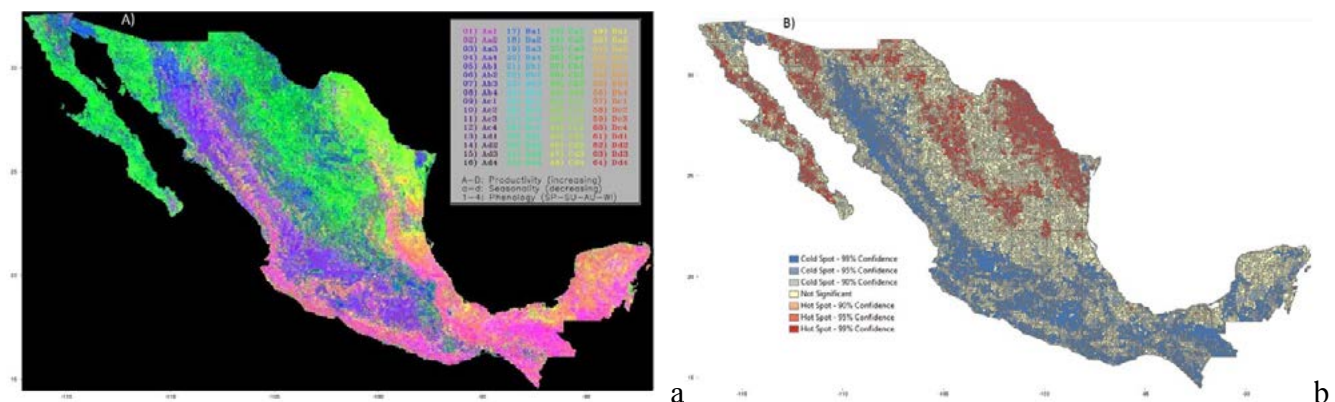


Figura 1. (a) Mapa de la diversidad de tipos de ecosistemas funcionales, (b) Mapa sobre la dinámica temporal de tipos de ecosistemas funcionales.

Una vez definida la DTEFT's, se estimaron los sitios que presentan una mayor variabilidad/estacionalidad temporal con respecto a la DTEFT's, para ello se utilizó la herramienta Hot spot Analysis del software ArcMap 10.2.2 (ESRI, USA), la cual se basa en la prueba de tasa de identificación falsa (False Identification Rate), definiendo siete grupos basados en la diferencia espacialmente significativa de valores altos (sitios variables) o valores bajos (sitios estables) de la DTEFT's (Figura 1b).

Para generar los grupos funcionales, se remuestraron los datos climatológicos a 5 x 5 km utilizando el software estadístico R (R Core Team 2001). Posteriormente se realizó un análisis de componentes principales de la información referente a Latitud, Longitud, DTEFT's, evapotranspiración, precipitación y temperatura, con el propósito de reducir la dimensionalidad de los datos. Finalmente para la categorización de grupos funcionales se realiza una clasificación no supervisada basada en la prueba de K medias (k means), dicha prueba particiona un conjunto de n observaciones en k grupos, en los cuales cada observación pertenece al grupo más cercano a las medias. El conjunto de datos empleados fueron los vectores obtenidos del análisis de componentes principales, mientras que el número de grupos fue igual a los grupos generados por el Hot Spot Analysis.

Resultados y discusión

La ecorregión de la California Mediterránea se encuentra dominada principalmente por ecosistemas áridos y semiáridos compuesto en su mayoría por matorral xerófilo y chaparral (CONABIO, 2008), esto deriva en que los tipos de ecosistemas funcionales sean poco productivos y de baja estacionalidad, la fenología alcanza su máximo durante la primavera y el invierno, debido a que la estacionalidad de las precipitaciones ocurre principalmente durante el invierno y la primavera. Otra ecorregión dominada por ecosistemas áridos son los Desiertos de Norte América, caracterizados por desiertos cálidos de vegetación xerófila (CONABIO, 2008), presenta tipos de ecosistemas funcionales de baja productividad y baja estacionalidad, con un máximo valor de la fenología durante el verano y el otoño, debido a que la precipitación ocurre principalmente durante el verano. La ecorregión de Elevaciones Semiáridas es ligeramente más húmeda que las anteriores, compuesta de pastizales, mezquite, matorral xerófilo y algunas porciones de bosque de encino y coníferas (CONABIO, 2008), esto deriva en que los tipos de ecosistemas funcionales presenten una productividad media-baja a media-alta, con estacionalidad alta. El máximo valor de la fenología ocurre durante el verano y el otoño a consecuencia de la estacionalidad de la precipitación. La ecorregión de Grandes Planicies comprende matorral xerófilo y bosques de pino encino (CONABIO, 2008), así como humedales costeros, derivando en tipos de ecosistemas funcionales con una productividad media-alta y una estacionalidad alta a media-baja, el máximo valor de la fenología se presenta principalmente durante el verano y el otoño.

Las Sierras Templadas presentan una vegetación compuesta principalmente por bosques mesófilos de montaña (CONABIO, 2008), así como bosques de coníferas, encinos y mixtos, esto deriva en que los tipos funcionales de ecosistema presenten una productividad media alta a alta, la estacionalidad sea media baja a alta, el valor máximo de la fenología durante el verano, debido que la precipitación ocurre principalmente en esta estación. Las Selvas Cálidas Secas están compuestas principalmente por bosque tropical seco (CONABIO, 2008), con lo cual los tipos funcionales de ecosistema presenten una productividad media alta a alta, una estacionalidad alta a media-alta y un máximo en la fenología durante el verano y otoño. Las Selvas Cálidas Húmedas (CONABIO, 2008), están compuestas principalmente por selva mediana y alta perennifolia, así como por humedales, los tipos de ecosistemas funcionales presentan una alta productividad, con una estacional baja a media-baja, el máximo valor de la fenología durante el verano.

Las zonas que presentan una mayor DTEFT's corresponden a las ecorregiones áridas y semiáridas (e.g., Grandes Planicies, Elevaciones Semiáridas, Desiertos de América del Norte, California Mediterránea), las cuales son más susceptibles a cambios en los características anuales de la temporada de precipitación. Mientras que las ecorregiones más húmedas, también son las ecoregiones más estables: Sierras Templadas, Selvas Cálidas Húmedas y Selvas Cálidas Secas (Figura 1).

Los resultados del análisis de componentes principales muestran que el componente principal 1 (cp1) representa el 46% de la varianza, mientras que el componente principal 2 (cp2) representa el 17%. Los componentes longitud, precipitación, evapotranspiración y temperatura se relacionan

positivamente con el cp1, mientras que la latitud y la DTEFT's se relaciona negativamente con el cp1, mientras que únicamente la temperatura se relaciona negativamente con el cp2.

La prueba de k medias mostro siete grupos significativamente diferentes entre sí (Figura 2), la estadística descriptiva muestra que en los grupos 6 y 7 se presenta una mayor media de DTEFT's, siendo también los grupos con menor precipitación y evapotranspiración, estos sitios corresponden principalmente a las ecorregiones de áridas y semiáridas de las Grandes Planicies, Desiertos de Norte América y Elevaciones Semiáridas (CONABIO, 2008). Los sitios con menor media de DTEFT's (grupos 2, 5, 1 3) presentan valores relativamente altos con respecto a la precipitación y evapotranspiración, estos sitios corresponden principalmente a las eco regiones de Selvas Cálido Secas, Sierras Templadas y Selvas Cálido Secas (CONABIO, 2008). La temperatura media fue mayor para los grupos 1 y 3, correspondiendo principalmente a Selvas Cálido Húmedas y Selvas Cálido Secas (CONABIO, 2008). De manera general se puede destacar la similitud de los grupos generados por la prueba de k medias y las ecorregiones de México.

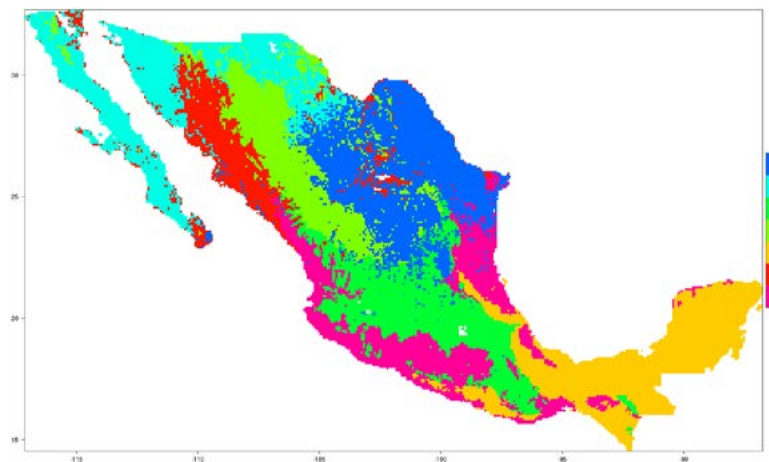


Figura 2. Mapa de grupos funcionales basado en la dinámica temporal de tipos de ecosistemas funcionales, precipitación, temperatura y evapotranspiración.

Conclusiones

La clasificación no supervisada llevada a cabo representa de manera aceptable las ecorregiones de México. Sin embargo, para poder desarrollar una clasificación que describa las propiedades ecosistémicas conjuntando las características edáficas, de vegetación, climatológicas y funcionales es necesario incluir mayor información (*e.g.*, humedad del suelo, radiación solar), así como un mayor número de grupos potenciales (k means). Una de las bondades de la estrategia analítica desarrollada en el presente estudio es la posibilidad de incluir mayor información, la cual puede ayudar a mejorar la calidad de las predicciones. Esta metodología fue generada como una primera aproximación para entender la relación espacial entre las características de la vegetación y del clima, con las características funcionales del ecosistema.

Bibliografía

- Alcaraz, D., E. Chuvieco, H.E. Epstein, E. S. Kasischke and A.P. Trishchenko. 2010. Debating the greening vs. browning of the North American boreal forest: differences between satellite datasets. *Global Change Biology* 16(2):760-770.
- Alcaraz, D., J. Paruelo and Javier Cabello. 2006. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15(2):200-212.
- CONABIO. 2008. Ecorregiones terrestres de Mexico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/ecort08gw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no (Consulta: marzo 3, 2016).



- DeFries, R.S., C.B. Field, I. Fung, C.O. Justice, S. Los, P.A. Matson, E. Matthews, H.A. Mooney, C.S. Potter, K. Prentice, P.J. Sellers, J.R.G. Townshend, C.J. Tucker, S.L. Ustin and P.M. Vitousek. 1995. Mapping the land surface for global atmosphere-biosphere models: Toward continuous distributions of vegetation's functional properties. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 100.D10:20867-20882.
- Reichstein, M., M. Bahn, M.D. Mahecha, J. Kattge and D.D. Baldocchi 2014. Linking plant and ecosystem functional biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(38):13697-13702.
- Whitford, W.G. 1996. The importance of the biodiversity of soil biota in arid ecosystems. *Biodiversity & Conservation* 5(2):185-195.

5.32 Carbono estimado en biomasa aérea de plantas leñosas de la Sierra del Laurel, Calvillo, Aguascalientes

Ramírez-Flores Felipe H.¹; Bluhm-Gutiérrez Jorge²; Valle-Rodríguez Santiago³ y Serra-Ortiz Mario A.⁴

¹Licenciatura en Ciencias Ambientales de la Unidad Académica de Ciencias de la Tierra de la Universidad Autónoma de Zacatecas. Calzada de la Universidad No. 108, CP 98058, Zacatecas, Zacatecas.

²Unidad Académica de Ciencias de la Tierra de la Universidad Autónoma de Zacatecas. Calzada de la Universidad No. 108, CP 98058, Zacatecas, Zacatecas.

³Unidad Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Zacatecas. Av. Preparatoria, Hidráulica, CP 98068 Zacatecas, Zacatecas.

⁴Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería del Instituto Politécnico Nacional Campus Zacatecas. Cerro del Gato Ejido la Escondida, Boulevard El Bote S/N, Col. Ciudad Administrativa, CP 98160 Zacatecas, Zacatecas.

Autor para correspondencia: bacholec@gmail.com

Resumen

Los estudios de carbono son importantes para saber cuánto carbono puede capturar un ecosistema, mitigando los gases de efecto invernadero y la regulación del cambio climático. El propósito del estudio fue la estimación del carbono almacenado en plantas leñosas del bosque de encino de la Sierra del Laurel. Se calculó el carbono almacenado en la biomasa aérea de las plantas leñosas encontrado en 20 parcelas, utilizando como parámetros de medición: el DAP (Diámetro a la Altura del Pecho), la altura total de los árboles, el porcentaje de follaje en plantas y una fórmula alométrica, las parcelas se establecieron en 1000 m² de forma circular, donde la estimación del carbono se basó en el 50% de la biomasa total calculada. Los resultados señalaron una biomasa aérea de 100.67 ton. En cuanto al carbono estimado, se calculó un total de 50.33 tC en las 20 parcelas, del cual 16.61 corresponden a especies arbustivas y juveniles y 33.61 ton a individuos con un diámetro mayor a 10 cm, obteniendo 25.16 ton de carbono por hectárea (tC/ha), donde finalmente se estimó un total de 175 138.76 tC dentro de las 6961 ha del área de estudio, con 25.12 tC/ha y 72.31 kg por planta en promedio. Se concluyó que entre mayor densidad de la madera y talla tengan los árboles, más capacidad de almacenamiento de carbono tendrán, también que las especies dominantes como el *Quercus potosina* y *Artostaphylos pungens* ayudaron a indicar que la Sierra del Laurel cuenta con algún grado de disturbio.

Palabras clave: bosque de encino, efecto invernadero, almacenamiento.

Abstract

Carbon studies are important to know how much carbon can capture an ecosystem, mitigating greenhouse gases and regulating climate change. The purpose of the study was to estimate the carbon stored in woody plants oak forest of the Sierra del Laurel. The carbon stored in aboveground biomass of woody plants found in 20 plots were calculated using as measurement parameters: DBH (diameter at breast height), total tree height, the percentage of foliage plants and one Allometric formula, the plots were established in 1000 m² in circular form, where the carbon estimation was based on the 50% of total biomass calculated. The results showed an aerial biomass of 100.67 ton. As for the estimated carbon was calculated one total of 50.33 tC in the 20 plots, the which correspond to 16.61 shrubby species and juvenile, and 33.61 tons individuals with a diameter greater than 10 cm, obtaining 25.16 tons of carbon per hectare (tC/ha), where finally estimated one total of 175 138.76 tC within of 6961 ha of the study area, with 25.12 tC/ha and 72.31 kg per plant on average. It was concluded that the higher density wood has, and size have the Trees, more Storage Capacity Carbon will have, also dominates



that species like *Quercus potosina* and *Artostaphylos potosina pungens* they helped to indicate that the Sierra del Laurel has some degree of disturbance.

Key words: oak forest, greenhouse, storage

Introducción

El cambio climático es un problema global que en la actualidad afecta a todos los ecosistemas del planeta, los seres vivos y desde luego al ser humano, de manera directa e indirecta (Jaramillo-Luque, 2004). El dióxido de carbono (CO₂) es uno de los principales gases de efecto invernadero, este gas a llegado de un valor preindustrial de aproximadamente 315.71 ppm en 1958, a 400.14 ppm en marzo del 2015 en todo el hemisferio norte; esta acumulación provoca el aumento del efecto invernadero, el incremento de la temperatura global y el cambio climático (Ordóñez y Masera, 2001).

El cambio climático modifica los ciclos naturales de las plantas, perturbando los servicios ambientales que brindan los ecosistemas, de los cuales depende y ha dependido la humanidad desde sus orígenes (CONABIO, 2012), entre las principales causas del problema podemos señalar la sobre explotación de los recursos naturales, la tala excesiva de bosques y selvas, el cambio de uso de suelos y el manejo inadecuado de los terrenos agrícolas. La superficie forestal mundial ha disminuido de 4128 millones de ha en 1990, a 3999 millones de ha, en 2015 por lo que en la actualidad queda un total de 30.6% de superficie forestal en el mundo.

En México la deforestación y la degradación de los bosques genera emisiones que representan alrededor del 9% de las emisiones totales de carbono emitidas en el país, (CONAFOR, 2015). Para el 2015 se emitieron 32 MtC (Mega toneladas de carbono) por cambio de uso de suelo y silvicultura en nuestro país (INECC-SEMARNAT, 2015) por estas razones es importante conocer la vulnerabilidad que tienen los bosques ante las actividades antropogénicas y cómo se pueden proteger estos ecosistemas con la ayuda de estudios de carbono para la valoración de los servicios ambientales que estos brindan.

Los ecosistemas forestales representan una fuente natural de mitigación contra el cambio climático y la acumulación de gases de efecto invernadero, debido a esto es importante tomar medidas de adaptación, conservación, manejo de los bosques, y valoración de los servicios ambientales que estos brindan con ayuda de instituciones como la CONANP, que a través de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) brindan un instrumento de soporte en la implementación de dichas medidas, (CONANP, 2015).

Uno de los medios para la valoración de estos ecosistemas son los estudios de carbono, con ellos se puede estimar cuanto se encuentra almacenado y la capacidad de absorción de un bosque o una selva (Razo-Zárate *et al.*, 2013). Los bosques almacenan el carbono mediante el proceso de fotosíntesis, capturándolo del aire e incorporarlo en su estructura, cada árbol lo almacena en distintas áreas, como tronco, ramas, follaje y raíces (Ordóñez y de Jong, 2001), además de los árboles los ecosistemas forestales retienen el carbono en distintas zonas, por ejemplo el suelo, hojarasca, humus, raíces, y necromasa.

Este estudio se basó en la metodología del Manual de Muestreo de Campo Sobre Estimación y Monitoreo de Carbono (Rendón *et al.*, 2007), para determinar los factores de distribución y abundancia de las plantas con énfasis en adaptación al cambio climático en plantas leñosas el trabajo de Díaz *et al.* (2012). También se revisaron las metodologías de estimación de carbono para la determinación de medidas dasométricas y tamaño de las parcelas circulares para muestreo en árboles del estudio de Ordóñez y Masera (2001) y de Rodríguez-Laguna *et al.* (2009).

Con base en lo anterior, la aportación más importante de este estudio se enfoca en el cálculo del carbono en los ecosistemas de bosque templado en especial para bosques de encino, ya que cuentan con gran distribución en regiones tropicales y subtropicales del país y existen muy pocos estudios que ratifiquen la importancia de este tipo de ecosistemas ya que por su estructura puede ser difícil estimar

el carbono almacenado en ellos, pues se requiere de la aplicación de ecuaciones alométricas variadas para el cálculo del mismo (Litton y Kauffman, 2008), por eso es importante enfocarse en el estudio de este tipo de áreas, pues desempeñan un papel importante en la provisión de servicios ambientales como la regulación del cambio climático, mitigación del efecto invernadero y conservación de suelos, entre otros.

Los objetivos de este estudio fueron: (i) estimar el carbono contenido en la biomasa aérea de las plantas leñosas del bosque de encino de la Sierra del Laurel, ubicada en el municipio de Calvillo, Aguascalientes y (ii) conocer la distribución y abundancia de las plantas leñosas del área de estudio.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en la Sierra del Laurel, Calvillo, Aguascalientes (Figura 1), en el mes de mayo de 2015. Esta serranía se localiza al extremo suroeste de la entidad, colindando al sur con el estado de Jalisco y al oeste con el estado de Zacatecas. El polígono del área de estudio tiene un área de 6961 ha, localizado entre las coordenadas 102°35'21.37" a 102°46'43.38" longitud Oeste y 21°42'55.10" a 21°48'24.08" latitud Norte. El lugar cuenta con un clima templado subhúmedo con lluvias en verano (Cw), con precipitaciones de 700 mm a 800 mm, encontrando dos tipos de ecosistemas, bosque de encino principalmente y selva baja caducifolia, a su vez la vegetación se divide en bosque de encino y vegetación secundaria arbórea de bosque de encino.

La fisiografía está dentro de la Sierra Madre Occidental, con topo forma clasificada como ladera, lomerío y sierra, contando la última con la de mayor distribución en la zona, la altitud es de 1700 m s.n.m a los 2800 m s.n.m., se encuentran rocas ígneas ácidas del período terciario de la era cenozoica. El tipo de suelo encontrado en su mayoría es litosol con un perfil de 10 a 20 cm de profundidad en las partes altas, y en las partes bajas cañadas y laderas se encuentra feozem háplico y regosol eutricto con mayor profundidad.

Las principales especies de flora encontradas en el muestreo de campo fueron las pertenecientes a la familia de las fagáceas, destacando once especies de encinos: *Quercus resinosa*, *Q. potosina*, *Q. eduardii*, *Q. viminea*, *Q. coccolobifolia*, *Q. sideroxyla*, *Q. laeta*, *Q. chihuahuensis*, *Q. rugosa*, *Q. crassifolia*, *Q. castanea*, las pertenecientes a la familia Ericaceae como el *Arbutus xalapensis*, *Arbutus glandulosa*, *Arbutus tessellata* y *Arbutus arizonica*, de la familia de las pináceas se registró en el muestreo solamente el *Pinus lumholzii*, una de la familia Oléaceas: *Fraxinus uhdei*, una de la Rosáceae, *Prunus serótina* y una de la Fabaceae, *Prosopis laevigata*.

En cuanto a arbustivas se identificaron de la familia Ericaceae: *Arctostaphylos pungens* y *Comarostaphylis polifolia*, de la familia Sapindaceae: *Dodonea viscosa* (jarilla), de la familia Lauraceae: *Litsea glaucescens* (Laurel silvestre) y en menores proporciones *Ipomea murucoides*, *Acacia farnesiana*, *Eysenhardtia* sp., *Agave angustifolia*, *Mimosa aculeaticarpa*, *Baccharis salicifolia*, *Loeselia mexicana*, *Stenocereus* sp. y *Opuntia jaliscana*, principalmente.

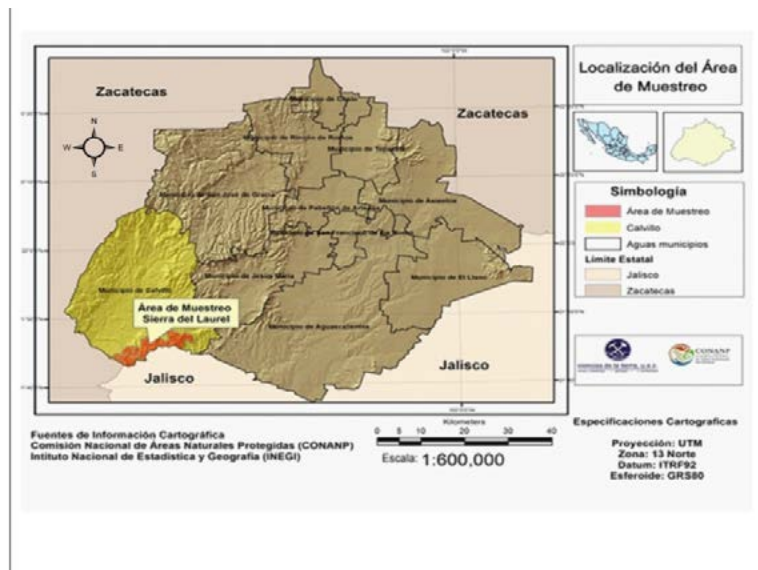


Figura 1. Localización del área de estudio.

Desarrollo metodológico

Para llevar a cabo el estudio se eligieron 20 sitios de manera aleatoria dentro de las 6961 ha del polígono (Figura 2), entre cada sitio de muestreo se mantuvo una separación de 4 km aproximadamente para poder abarcar de manera homogénea toda la zona. Cada parcela se extendió en forma circular, delimitada con cinta rafia, un radio de 17.5 m, equivalente a 1000 m², propuesta de acuerdo al Manual de Muestreo de Especies con Valor Estratificado en Bosque de Encino y Vegetación Secundaria Arbórea de Bosque de Encino (CONAFOR, 2011). Se efectuaron las medidas dasométricas del DAP (Diámetro a la altura del pecho), altura total de las plantas (H), densidad y transparencia de copa, el DAP se midió con cinta métrica, obteniendo primero la circunferencia para después convertirla al diámetro con la ayuda de la fórmula $(D= C/\pi)$ de Kometter, 2005). La altura de las plantas se calculó de manera sencilla con referencia de baliza de 2 m y una regla propuesta por el Manual de Campo de la FAO. Para la estimación de la biomasa aérea en hojas y ramas se utilizó la fórmula 1 para calcular densidad y transparencia de copa con la cual se estimó el porcentaje de biomasa en copas de las plantas, donde cada porcentaje se convirtió directamente en kilogramos de biomasa de hojas (Rendón *et al.*, 2007).

$$\% \text{ Biomasa en hojas y ramas} = \text{kg de biomasa} \tag{1}$$

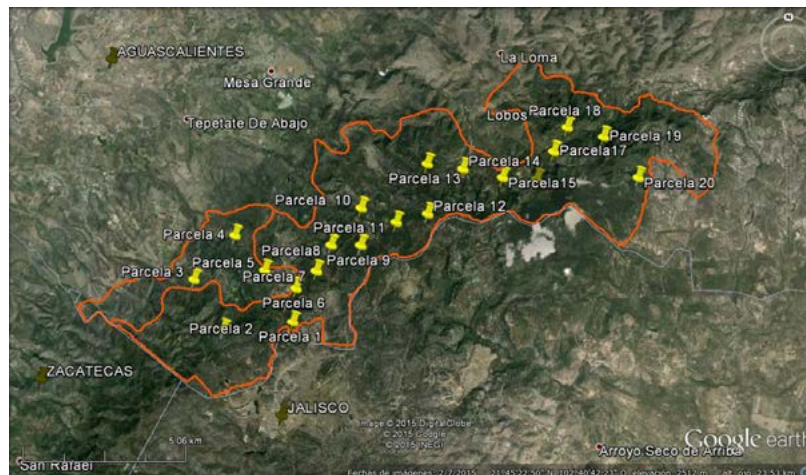


Figura 2. Polígono del área de estudio y localización de las 20 parcelas.

En cuanto a la elaboración de los mapas de caracterización del área de estudio de la Sierra del Laurel e identificación de las zonas óptimas para levantar los sitios de muestreo el estudio se basó en el Manual de Zonificación Ecológica de Especies Forestales y Aplicación de Modelos de Simulación del Efecto del Cambio Climático, revisando las variables en campo: precipitación, temperatura, altitud, edafología, pendiente, especies arbóreas, exposición solar y uso de suelo y vegetación, con la ayuda de un gps marca Garmin se obtuvo la altura en metros sobre el nivel del mar de cada parcela, su orientación comparada con una brújula tipo Brunton y las coordenadas geográficas del sitio, la pendiente se calculó con ayuda de un transportador y una; para revisar temperatura, clima, precipitación geología y tipo de suelo se revisaron las cartas temáticas de INEGI. Con la ayuda de la CONANP y el programa Procodes, se organizó una cuadrilla con gente de la comunidad de El Garruño ubicada dentro del área de estudio en la Sierra del Laurel, para la toma de datos en campo (Figura 3).



Figura 3. Imagen del rodal utilizado para la toma de datos en campo basado en el Manual y procedimientos para el muestreo de campo Re-muestreo 2011.

Se utilizó la ecuación alométrica 2 ajustada para la estimación de biomasa en fustes y de manera indirecta (Chave *et al.*, 2005 en Rendón *et al.*, 2007) considerando las siguientes medidas dasométricas: densidad de la madera por especie, DAP y la altura total del árbol.

$$Y = e^{(-2.977 + \ln(P D^2 h))} \quad (2)$$

donde, Y = biomasa, $Exp(n) = 2.718n$ ($e = 2.718$, a la potencia n), \ln = logaritmo natural (base $e = 2.718$), $n = h P D^2$, P = densidad específica de la madera (gr/cm^3), D = diámetro a la altura del pecho (DAP), h = altura (m) y *Densidad promedio de la madera*= $0.75 gr/cm^3$ (Cuadro 1).

Cuadro 1. Densidades promedios por especie adaptadas para estimar la densidad general promedio en la fórmula de la biomasa.

Quercus	Densidad de la madera gr/cm^3	Otros	Densidad de la madera gr/cm^3
<i>Q. potosina</i>	0.74	<i>P. lumholtzii</i>	0.5
<i>Q. laeta</i>	0.76	<i>Arctostaphylos</i> sp.	0.83
<i>Q. eduardii</i>	0.76	<i>Arbutus</i> sp.	0.71
<i>Q. resinosa</i>	0.76	<i>Mimosa</i> sp.	0.67
<i>Q. rugosa</i>	0.76	<i>Litsea</i> sp.	0.4
<i>Q. castanea</i>	0.76	<i>Buddleia cordata</i>	0.73
<i>Q. coccolobifolia</i>	0.76	<i>Stevia</i> sp.	0.59
<i>Q. viminea</i>	0.76	<i>Acacia</i> sp.	0.73
<i>Q. chihuahuensis</i>	0.76	<i>Prunus</i> sp.	0.63
<i>Q. sideroxyala</i>	0.76	<i>Junglans</i> sp.	0.62
<i>Q. crassifolia</i>	0.68	<i>Dodonea viscosa</i>	1.04

Parámetros medidos en campo para la toma de datos por planta

Altura total de las plantas leñosas: las que tuvieron altura mayor de 30 cm; Diámetro a la Altura del Pecho (DAP): plantas con un diámetro >2.5 cm; diámetro de copa: ancho y largo de la copa del árbol; biomasa estimada por árbol: tarjeta de cobertura de copa de Shomaker; identificación de la especie a medir; cobertura vegetal con la Línea de Canfield e índice de dominancia de Simpson (fórmula 3).

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad (3)$$

Índice de diversidad de alfa de Shannon Weiner (Fórmula 4).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i \quad (4)$$

Parámetros medidos en campo para la caracterización del sitio por parcela

Ubicación geográfica (longitud y latitud); altura en metros sobre el nivel del mar; tipo de vegetación (especies asociadas); tipo de suelo (textura), exposición al sol; pendiente, cobertura vegetal (con línea de Canfield); número total de individuos por parcela; número de especies (diversidad alfa); número de individuos muertos (necromasa) y porcentaje de biomasa aérea total.

Resultados y discusión

En los 20 sitios muestreados se registraron 33 especies pertenecientes a 12 familias y 20 géneros, de las cuales por su estructura el 30.67% corresponden a arbustivas y renuevos (altura <3.5 m) y el 69.32% a arbóreas (altura >3.5 m). La altura promedio de las plantas en las veinte parcelas fue de 4.91 m y el DAP promedio fue de 41.63 cm.

La biomasa aérea total estimada en los 20 sitios muestreados fue de 100.67 ton, de las cuales 33.45 ton corresponden a especies arbustivas y renuevos, mientras que 67.21 ton a arbóreas. En cuanto al carbono estimado en los 20 sitios se apreció un total de 50.33 ton de carbono (tC) fijado en la biomasa aérea de las plantas leñosas, de las que 16.72 tC corresponden a especies arbustivas y renuevos y 33.60 tC a arbóreas, dando un estimado de 25.16 tC/ha y 72.31 kg/C por planta con un total de 175 138.76 tC dentro de las 6961 ha del área de estudio, con un promedio de 72.31 kg/C por planta (Cuadro 2).

Cuadro 2. Totales y aproximados, donde se puede revisar por planta leñosa, el almacenado por hectárea y el total estimado dentro del área de estudio en la Sierra del Laurel.

Total biomasa/20 parcelas	Total Carbono/20 parcelas	Carbono/planta (kg)	Toneladas de C/ha	Toneladas de Carbono totales (6961/ha)
100 670.06	50 335.03	72.31	25.16	175 138.76

La parcela con mayor contenido de carbono estimado fue la número 16 con 4.7 tC y tallas promedio de 4.37 m altura máxima (h) y de 31.68 cm (DAP), siguiendo después la número 15 con 4.6 tC y tallas de 9 m (h), 59.19 cm (DAP) promedio, además, en esta misma parcela se registró la mayor altura y DAP registrados en las veinte parcelas con 30 m (h) y 4.14 cm, (DAP) encontrando especies como el *Q. rugosa*, *Q. coccolobifolia*, *Q. eduardii* y *Q. viminea*, mientras que la de menor contenido de carbono fue la número siete con 0.8 tC obteniendo una altura promedio de 2.94 m y un DAP promedio de 45.81 cm, siguiéndole la número 8 con 1.6 tC, una altura de 2.31 m y un DAP de 30.61 cm en promedio, encontrando especies como la Manzanilla (*Arctostaphylos pungens*), *Arbutus glandulosa* y *Q. potosina*, en el Cuadro 3 se muestra el contenido de biomasa y carbono por parcela, mostrando el número de especies muestreadas, la altura y el DAP promedio en cada parcela.

Estos datos se relacionadas con el tipo de especies arbóreas en cada sitio, por lo que denota que no solamente el número de los árboles es importante para la captura de carbono, sino que también la especie, la edad de la planta y la cantidad de hojas en las mismas, datos coincidentes con el estudio realizado por Granados-Castellanos (2006) en la selva amazónica.

Cuadro 3. Valores mostrados en las 20 parcelas muestreadas de Altura total, DAP, número de especies muestreadas, biomasa y carbono en cada parcela.

Número	Altura promedio de individuos(m)	DAP promedio (cm)	Especies muestreadas	Biomasa por parcela(kg)	Carbono por parcela (kg)
1	7.66	36.54	82	2921.88	1460.94
2	4.16	36.27	250	4204.04	2102.02
3	2.87	36.89	142	2742.9	1371.45
4	5.46	37.68	80	4225.25	2112.62
5	3.05	33.9	143	6292.85	3146.42
6	3.43	43.79	113	2022	1011
7	2.94	45.81	102	1763.97	881.98
8	2.31	30.61	194	3249.43	1624.71
9	3.75	39.69	128	7115.1	3557.55
10	3.25	43.77	166	7219.78	3609.89
11	7.5	43.5	54	3137.77	1568.88
12	5.29	49.79	102	4992.06	2496.03
13	3.48	41.12	90	4308.69	2154.34
14	6.68	50.45	72	3287.89	1643.94
15	9	59.19	119	9286.83	4643.41
16	4.87	31.68	200	9394.64	4697.32
17	9.85	52.84	90	6753.2	3376.6
18	3.49	39.61	84	4648.22	2324.11
19	5.33	44.03	95	5331.89	2665.94
20	4	35.54	116	6043.34	3021.67

Celdas en color verde indican las parcelas con mayor contenido de carbono (15 y 16), comparadas con las parcelas 6 y 7 (color azul).

En la Figura 4 se puede apreciar la cantidad de biomasa estimada y su relación con la Figura 5 donde se muestra el carbono calculado en la biomasa aérea de las plantas leñosas, el mayor pico se alcanza entre las parcelas 15 y 16, donde se ratifica nuevamente la relación entre las especies encontradas en dichas parcelas (Cuadro 4).

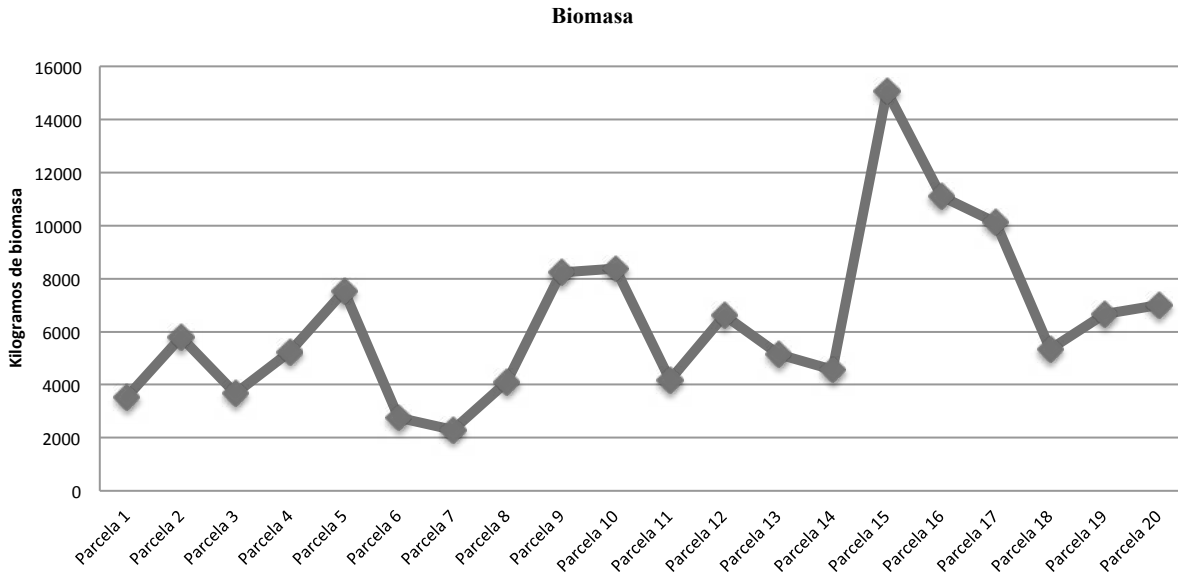


Figura 4. Cantidad de biomasa aérea estimada en las 20 parcelas.

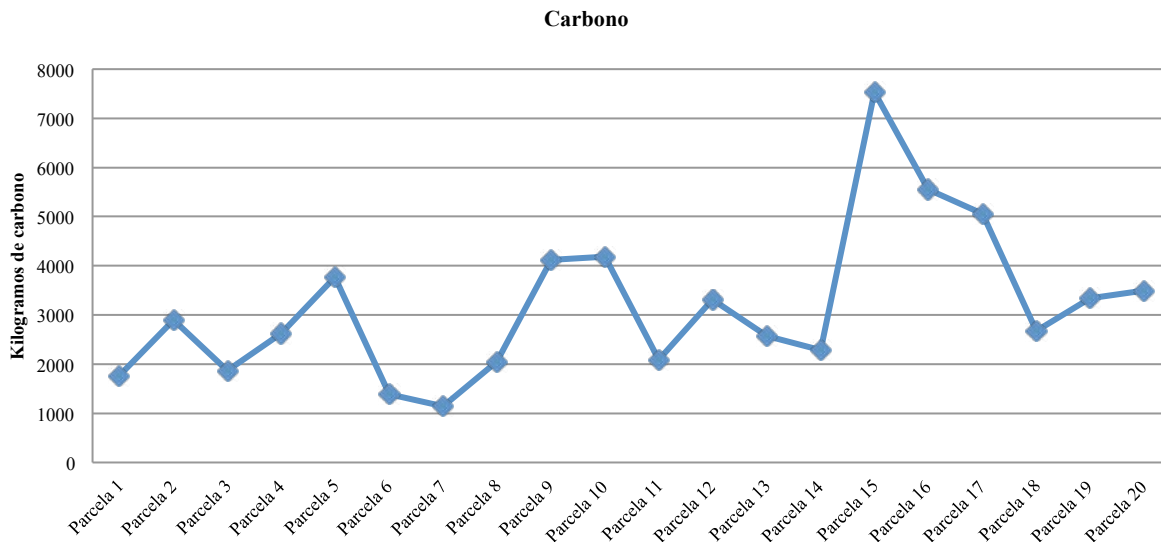


Figura 5. Cantidad de carbono estimado, en las 20 parcelas.

Cuadro 4. Porcentaje de biomasa y carbono estimados en los dos estratos vegetativos de las plantas leñosas con el número total de arbóreas y arbustivas.

Datos	Arbustivas	Arbóreas	Total
Número de especies	807	1614	2422
Porcentaje de especies (%)	30.67%	69.32%	100%
Biomasa aérea (kg)	33 456	67 213	100 670
Porcentaje de biomasa aérea (%)	34.48%	65.51%	100%
Carbono (kg)	16 728.	33 606	50 335
Porcentaje de carbono (%)	34.48%	65.51%	100%

Debido a que solo se estimó la biomasa aérea del ecosistema, aún faltó calcular el carbono total para completar la línea base en dicho estudio, por lo que es importante resaltar el valor de captura de carbono de los otros elementos no medidos en este estudio de carbono, como lo son el suelo (30 cm y

humus) y las raíces, además de no obtener una buena estimación directa del follaje de los árboles, comparado con los estudios de carbono realizados con la extracción de muestras y secado de las plantas en hornos (González-Zárte, 2008) lo que cuestiona la precisión del carbono estimado en este estudio para el follaje de las especies medidas.

La especie con mayor distribución fue *Q. potosina*, con un total de 496 individuos, mientras que la de menor distribución fue *Juglans regia* con solo dos individuos registrados. En los índices de distribución y abundancia se puede observar que las especies del Género *Quercus* (encinos) y la planta *Arcostaphylos pungens* (manzanilla), son las de mayor distribución y dominancia en el área muestreada, lo que según estudios realizados en zonas forestales de México indican algún grado de disturbio por incendio, pastoreo y desmonte para cultivo; además de ayudar a tener el conocimiento para la realización de programas de reforestación y restauración de ecosistemas degradados.

En la Figura 6 se puede observar el índice de abundancia relativa, calculado a partir de la fórmula de Shannon Weiner, donde se aprecia que el *Q. potosina* (encino chaparro) es el más abundante seguido de *Arcostaphylos pungen* (manzanilla), indicando algún grado de disturbio por incendio, además la dominancia relativa (Figura 7) calculada con la fórmula del índice de Simpson, se aprecia que nuevamente *Q. potosina* y *Arcostaphylos pungens* son lo de mayor dominancia, respaldando la suposición anterior sobre disturbios en la Sierra del Laurel.

Índice de Abundancia

■ Abundancia Relativa

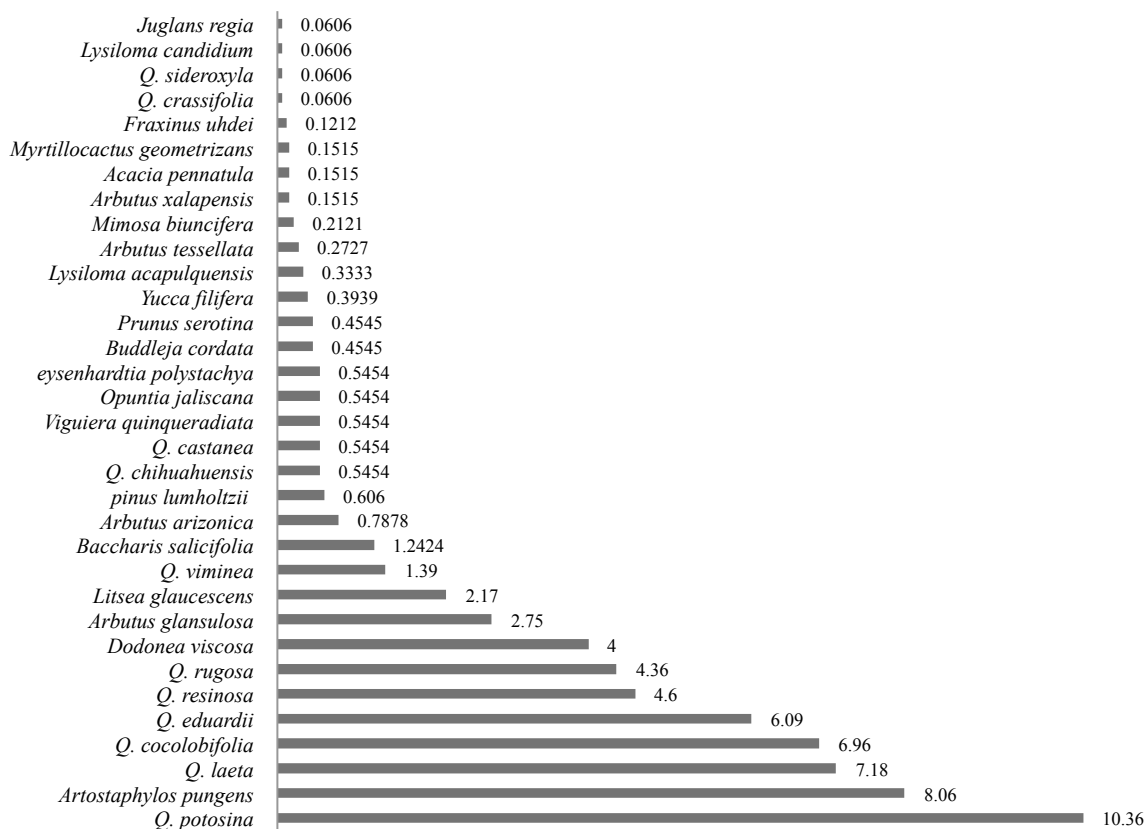


Figura 6. Índice de abundancia relativa de las especies muestreadas en las 20 parcelas.

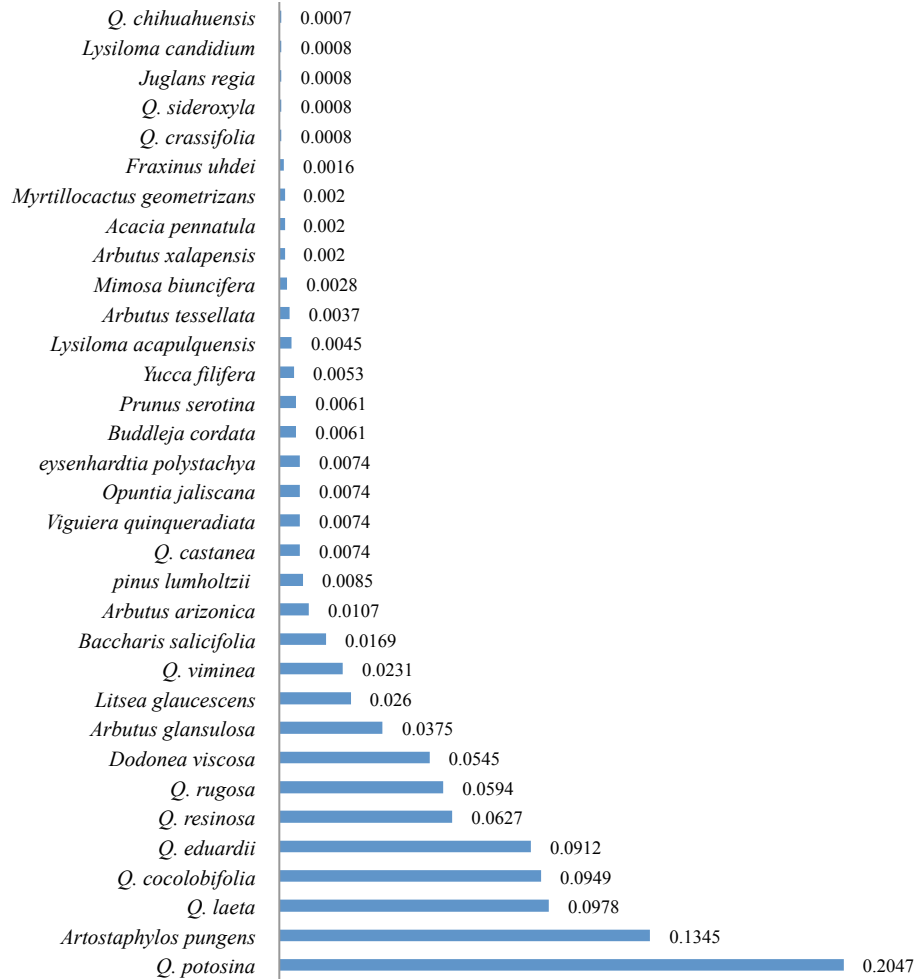


Figura 7. Índice de dominancia de las especies muestreadas en las 20 parcelas.

Conclusiones

En la parcela 16 se encontró un mayor número de árboles; mientras que en la parcela 15 las mayores tallas, esto evidencia que las especies encontradas en las parcelas quince y dieciséis tienen mayor capacidad de capturar y almacenar carbono, a mayor diámetro y altura medidos se tiene mayor carbono almacenado, relación con la densidad de la madera que se tiene en especies de encinos negros con maderas duras (como el *Quercus eduardii* y los llamados encinos blancos como el *Quercus rugosa* (González-Villarreal, 1968).

Las especies de encinos como el *Q. potosina*, *Q. laeta* y *Q. eduardii* se registraron en 15 parcelas (75%), del muestreo total. Lo que nos señala que hay un alto grado de propagación de las especies en el lugar, destacando con estos datos la importancia ecológica de dichas especies.

Finalmente, se puede deducir que el bosque de encino ubicado en la Sierra del Laurel, tiende a desarrollarse en un clima templado semihúmedo, abarcando desde los 1700 m s.n.m. donde se pueden encontrar individuos de especies como el *Q. laeta*, *Q. laurina* y *Q. resinosa* interactuando con especies características de selva baja caducifolia, mientras que en las partes más altas a los 2800 m s.n.m. se encontraron especies como el *Q. eduardii*, *Q. cocolobifolia*, *Q. viminea*, *Q. rugosa*, *Q. chihuahuensis*, *Q. potosina*, entre otros, interactuando con especies de coníferas como el *Pinus lumholtzii* y *Pinus teocote*, encontrando la mayoría de la población de encinos orientados hacia el noroeste, de manera que se mantienen en condiciones ambientales propicias para su propagación como humedad, temperatura y

luz solar, lo que indica que las poblaciones empiezan a responder al cambio climático por elevación de temperatura al preferir lugares cada vez más frescos en lugar de donde se propagan mejor algunas especies de encinos como las laderas con cara sur, donde se tiene una exposición solar óptima con máximo aprovechamiento de luz.

Agradecimientos

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y toda la gente que trabaja en las oficinas de la ANP, CADNR 043 EDO. NAYARIT, Sierra Fría y Sierra del Laurel, por su apoyo y brindar la oportunidad de crecer en el ámbito profesional. A la Universidad Autónoma de Zacatecas. A la gente de la comunidad del Garruño de la Sierra del Laurel por su colaboración en la realización del trabajo de campo para el estudio de carbono en el bosque de encino. Al querido Dr. Jorge Bluhm Gutiérrez por su atención y apoyo siempre, que labora en la Unidad de Ciencias de la Tierra de la Universidad Autónoma de Zacatecas (UAZ). Al Dr. Felipe Ramírez Mendiola, por su apoyo y cariño, que además de ser mi papá es un excelente tutor, actualmente labora en el Centro de Actualización del Magisterio en Zacatecas (CAMZ). A mi familia y amigos en general.

Bibliografía

- CONABIO. 2012. Servicios ambientales. Biodiversidad Mexicana. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/serviciosam.html> Consulta: marzo 15, 2015).
- CONAFOR. 2011. Inventario nacional forestal y de suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR. 2015. Servicios ambientales. Comisión Nacional forestal, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/servicios-ambientales/> (Consulta: marzo 16, 2015).
- CONANP. 2015. Estrategia del Cambio Climático para Áreas Protegidas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. <http://cambioclimatico.conanp.gob.mx/eccap.php> (Consulta: marzo 17, 2015).
- Díaz, V., J. Sosa-Ramírez y D.R. Pérez-Salicrup. 2012. Distribución y abundancia de las especies arbóreas y arbustivas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Polibotánica* 34:99-126.
- González-Villareal, L.M. 1968. Contribución al conocimiento del Género *Quercus* (Fagaceae) en el Estado de Jalisco, México. Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara.
- González-Zárate, M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de *Pinus maximinoi* H. E. Moore, *Pinus oocarpa* var. *ochoterenai* Mtz. y *Quercus* sp. en el norte del Estado de Chiapas, México. Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Escuela de Posgrado, Turrialba, Costa Rica.
- Granados-Castellanos, J. 2006. Las selvas tropicales y el cambio climático. http://www.dumac.org/dumac/habitat/esp/notas/notas_julio/Cambio_Climatico_esp.pdf, Duks Unlimited de México, A. C. (Consulta: julio 05, 2015).
- INECC-SEMARNAT. 2015. Primer informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Jaramillo-Luque, J.V. 2004. El ciclo global del carbono. *En*: Martínez, J. y A. Fernández (Comps.). Cambio climático: una visión desde México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. pp.77-85.
- Kometter, R. 2005. Manual de censos Forestales. Brasil: Plan General de Manejo Forestal (PGMF).
- Litton, C.M. and J.B. Kauffman. 2008. Allometric Models for Predicting Aboveground Biomass in Two Widespread Woody Plants in Hawaii. *Biotropica* 40(3):313-320.
- Ordóñez, J.A. y O. Maser. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques* 7.
- Ordóñez, J.A. y B.H.J. de Jong. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7(2).
- Razo-Zárate, R., A.J. Gordillo-Martínez, R. Rodríguez-Laguna, C. Maycotte-Morales y O.A. Acevedo-Sandoval. 2013. Estimación de biomasa y carbono almacenado en árboles de oyamel afectados por el fuego en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. *Madera y Bosques* 19(2):73-86.
- Rendón, N., L. Soto, R. Pellizzari y N. Hernández. 2007. Metodología rápida para la estimación y monitoreo de captura de carbono. El Colegio de la Frontera Sur, CONACYT.



Rodríguez-Laguna R., J. Jiménez-Pérez, Ó.A. Aguirre-Calderón, E.J. Treviño-Garza y R. Razo-Zárate. 2009. Estimación de Carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la reserva de la Biósfera El Cielo, Tamaulipas, México. Universidad Autónoma Indígena de México 5(3):septiembre-diciembre.

5.33 Agro-diversidad de la milpa: potencial en la estabilidad del ciclo del C y autonomía alimentaria

Macedas-Jiménez Juan U.¹; Rodríguez-Sánchez Luis M.² y Fuentes-Ponce Mariela H.²

²Programa de Investigación Sierra Nevada, Universidad Autónoma Metropolitana.

¹Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso No. 1100, Delegación Coyoacán, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: mictlax@yahoo.com.mx

Resumen

Se ha incluido a la agricultura en los mercados de carbono en un contexto de seguridad alimentaria y cambio climático, tratando de re-posicionar a la agricultura industrial como climáticamente amigable, incluyendo la agricultura de conservación, sin considerar sistemas locales como la milpa. El objetivo de esta investigación fue cuantificar flujos de CO₂ y C orgánico del suelo, y humedad en sistemas de producción de maíz, incluyendo agricultura de conservación (AC), convencional y milpa, con insumos orgánicos y sintéticos. El sitio experimental fue en Cocotitlán, Estado de México. Se realizó un muestreo sistémico los años 2013, 2014 y 2015 para medir respiración y humedad del suelo, analizador de gases infrarrojo no-dispersivo y TDR, respectivamente. En 2013 los sistemas más emisores fueron con labranza y AC con insumos químicos, los menores milpa y AC orgánica. En 2014 el mayor emisor fue milpa orgánica y en el 2015 los sistemas con labranza y milpa orgánica. La humedad del suelo fue similar entre tratamientos. Los suelos con mayor captura de C orgánico fueron los tratados con labranza mínima (AC y milpa orgánica). La milpa orgánica en dos años fue uno de los tratamientos con mayores emisiones anuales, sin embargo, se debe considerar que tuvo mayor agrodiversidad (cuatro cultivos) por mayor tiempo (12 meses), asimismo, presentó mayor contenido de C orgánico en el suelo, esto lo podría convertir en un sistema resiliente ante el cambio climático, en cuanto alimentos, reducción de erosión e infiltración (cubierta vegetal anual), tendiendo a una estabilidad del ciclo del C.

Palabras clave: emisiones de CO₂, C orgánico del suelo, agrosistemas.

Abstract

It has included agriculture in carbon markets, in a context of food security and climate change, trying to re-position the industrial agriculture how climatically friendly, including conservation agriculture, without considering local systems as milpa. The objective of this research was to quantify CO₂ fluxes and soil organic C, and moisture in maize production systems, including conservation agriculture (CA), conventional and milpa, with organic and synthetic inputs. The experimental site was in Cocotitlán, State of Mexico. A systemic sampling was performed years 2013, 2014 and 2015 to measure respiration and soil moisture, analyzer non-dispersive infrared gas and TDR respectively. In 2013 the issuers were systems with tillage and AC with chemical inputs, the lower were organic milpa and AC. In 2014 the largest emitter was organic milpa and in 2015 tillage systems and milpa. Soil moisture was similar between treatments. . Soils with greater capture of organic C were treated with minimum tillage (AC and milpa). The organic milpa, in two years, it was one treatments with more annual emissions, however, it considers that had the most agrodiversity (4 crops) for a longer period (12 months), also it had a higher soil organic C content. Milpa could become a climate change resilient system, about food self-sufficiency, reducing erosion and infiltration (annual vegetation cover), tending to stability of the C cycle.



Key words: CO₂ emissions, soil organic C, agrosystems.

Introducción

Recientemente, se ha incluido a la agricultura en los mercados de carbono en un contexto de Seguridad Alimentaria y Cambio Climático con el propósito de re-posicionar a la agricultura industrial como climáticamente amigable por medio de compensaciones con modelos de “Intensificación sustentable”. La FAO (2002) afirma que los suelos agrícolas están entre los mayores depósitos de carbono del planeta con potencial para expandir el secuestro de carbono y de esta manera mitigar la creciente concentración atmosférica de CO₂. Consideran que los países en desarrollo tienen un potencial fundamental en las tierras de cultivo y pastoreo para capturar carbono, plantean crear créditos nacionales para favorecer la formación de sumideros de carbono. Varios métodos han sido evaluados para contabilizar el carbono almacenado en suelos agrícolas, sin embargo, establecer líneas base para contabilizar el carbono almacenado en sistemas agrobiodiversos es un proceso muy complejo, como es el caso de los sistemas milpa en México, debido a la diversidad de ecosistemas asociados a la producción de maíz y el conocimiento ancestral sobre el aprovechamiento de la vegetación asociada a este cultivo, puede resultar en un sobre-conteo, antes de introducir una práctica específica en un proceso de innovación tecnológica como agricultura de conservación. En México, homogenizar estos sistemas biodiversos para secuestrar carbono resulta incierto y desarrollar mecanismos de compensación para aplicar créditos de carbono podría agudizar los conflictos sociales.

Es necesario conocer el ciclo biogeoquímico del carbono (C) en los sistemas agrícolas, a los suelos el carbono ingresa por la fotosíntesis y sale del mismo por la respiración radical y microbiana. La diferencia entre la cantidad de carbono que ingresa como residuos vegetales al suelo y la que se genera por respiración microbiana, representa el balance de carbono del mismo. Durante la descomposición y mineralización de la biomasa vegetal se liberan nutrientes y se emite CO₂. La suma de la emisión de CO₂ por descomposición y mineralización constituyen la respiración microbiana o heterotrófica del suelo. El carbono de los residuos, que no es emitido como CO₂ durante la descomposición pasa a formar parte de la biomasa microbiana en un primer momento. Luego se integra a sustancias orgánicas más estables (Alvarez y Grigera, 2005). Se han propuesto varias prácticas de manejo del suelo con el objetivo de incrementar la materia orgánica del mismo, varias de ellas asociadas a la agricultura de conservación que incluyen la labranza mínima o cero y el uso de una cobertura vegetal continua y protectora formada por materiales vegetales vivos o muertos sobre la superficie del suelo (Balesdent *et al.*, 2000). Sin embargo, se está generando una disyuntiva en cuanto a la función de la materia orgánica, ya que su mineralización provee nutrientes a las plantas pero implica liberación de CO₂, el investigador debe considerar, no sólo los datos científicos, sino también el contexto socio-ambiental al recomendar la implementación de prácticas agrícolas.

El objetivo de esta investigación fue cuantificar el flujo de CO₂ en cinco sistemas de producción de maíz nativo que incluyeron agricultura de conservación, convencional y milpa, con uso de insumos orgánicos y sintéticos durante tres años; así mismo examinar la variación de la humedad del suelo y la acumulación de materia orgánica en el mismo.

Materiales y métodos

Área de estudio

La parcela experimental se ubica en el municipio de Cocotitlán en el Oriente del Estado de México, 19°12'18" y 19°14'33" latitud Norte y 98°49'46" y 98°52'52" longitud =este, a una altura de 2300 m s.n.m. El clima es del tipo C(w1)(w), templado subhúmedo. La temporada de lluvias abarca del mes de mayo a octubre con una precipitación anual de 784 mm. El suelo es un Typic Ustivitrands y por

clasificación WRB Andosol vítrico éutrico epiarénico. El sitio de estudio es parte del Programa de Investigación Sierra Nevada (PISN) de la Universidad Autónoma Metropolitana. El experimento se estableció en 1 ha en el año 2011, se subdividió en parcelas de 6.6 x 30 m (250 m²), en las cuales se implementaron cinco tratamientos que incluyeron diferentes manejos (Figura 1), con un diseño experimental de bloques al azar con tres repeticiones, lo que dará un total de 15 unidades experimentales. Todos los modelos de manejo contemplan la producción de maíz nativo (chalqueño).

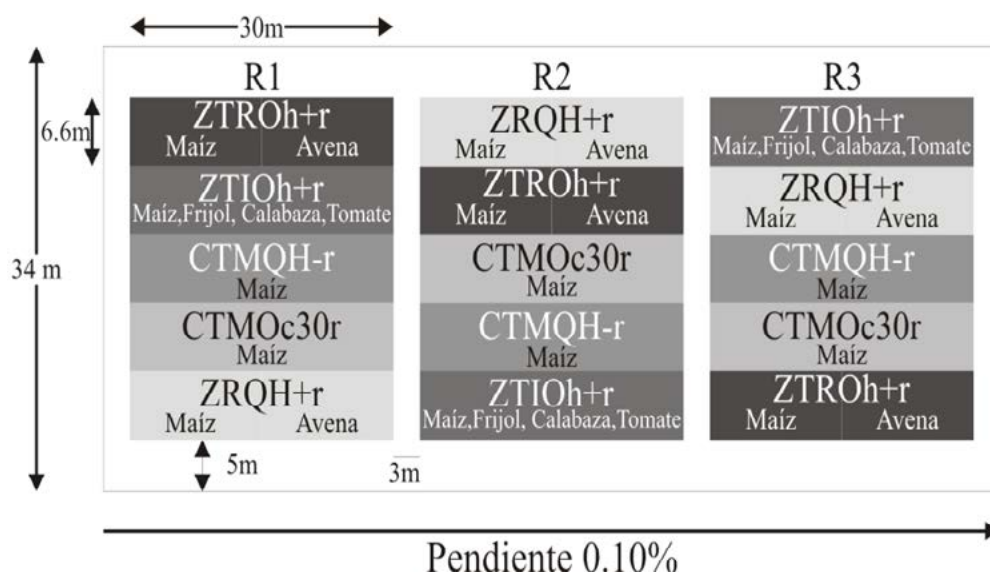


Figura 1. Tratamientos experimentales y su distribución en el área de estudio. ZT= labranza mínima, CT= labranza convencional, R= rotación de cultivos, I= Intercalado. M= monocultivo, Q= fertilizante sintético, O= fertilizante orgánico, H= herbicida sintético, h= manejo de arvenses manual, +r= con residuos, -r= sin residuos, 30r= 30% de residuos.

Muestreo y análisis

Las mediciones de emisiones de CO₂ y humedad se realizaron mediante un muestreo sistémico considerando seis puntos de medición en cada parcela experimental durante todo el año, con mediciones semanales en la época de lluvia y quincenales en la época de seca, en los años 2013, 2014 y 2015.

El CO₂ del suelo se midió con un analizador de gases infrarrojo no-dispersivo (EGM-4 CO₂) y una cámara de respiración del suelo que contiene una bomba de succión de aire. El principio de mediciones es un sistema cerrado que calcula los incrementos de la concentración de CO₂ en el aire sobre el suelo utilizando ecuaciones cuadráticas.

La humedad volumétrica del suelo se midió con un TDR (Time Domain Reflectometry) Trase modelo 6050X1, con conductores de onda estándar de 15 cm de longitud, los conductores se entierran de forma paralela en el suelo y emiten un pulso de radiación electromagnética. El TDR envía una pulsación electromagnética la cual es proporcional a la constante dieléctrica aparente de éste, al igual que la señal de disipación es proporcional a la conductividad eléctrica (Topp y Davis, 1985). El porcentaje de humedad es calculado con la fórmula 1; en la que se establece la relación existente entre la constante dieléctrica (Ec) con la humedad volumétrica.

$$\Theta_v = -5.3 \times 10^{-2} + 2.92 \times 10^{-2} E_c - 5.5 \times 10^{-4} E_c^2 + 4.3 \times 10^{-6} E_c^3 \quad (1)$$

El carbono orgánico del suelo se calculó a partir de datos de materia orgánica, utilizando el método Walkley y Black (NOM-021-RECNAT-2000).

Resultados y discusión

Emisiones de CO₂ y humedad 2013

La emisiones de CO₂ se incrementaron constantemente desde principios del año hasta junio (Figura 2), mes en el que se registraron las precipitaciones más altas, posteriormente en el mes de agosto se observó otro incremento pero solo en aquellos tratamientos que incluyeron prácticas de mínima labranza en comparación a los sistemas donde fue labranza convencional, lo cual se puede atribuir a que los sistemas con ZT presentaron mayores porcentajes de humedad en comparación a los de CT (Figura 2). En el mes de marzo se observaron tasas de emisión CO₂ más altas en los tratamientos con perturbación del suelo (CT), debido al rompimiento del suelo en la preparación del mismo. Studdert y Echeverría (2000) describen que el contenido de carbono orgánico (CO) del suelo es dinámico y refleja la historia del balance entre las tasas de acumulación y las de su mineralización, el cual es afectado por la labranza, la secuencia de cultivos y la fertilización (aporte de C de los residuos) y sugieren que cuanto más intenso y agresivo sea el laboreo, mayor será la disminución del nivel de CO en el suelo debido a una mayor tasa de descomposición de los residuos de cosecha y a la exposición a la acción de los microorganismos de fracciones del CO protegidas en los agregados. Por lo que, el volumen de residuos devueltos al sistema, es uno de los factores más importante a tener en cuenta para compensar las variaciones de CO en el suelo asociadas a las prácticas agrícolas.

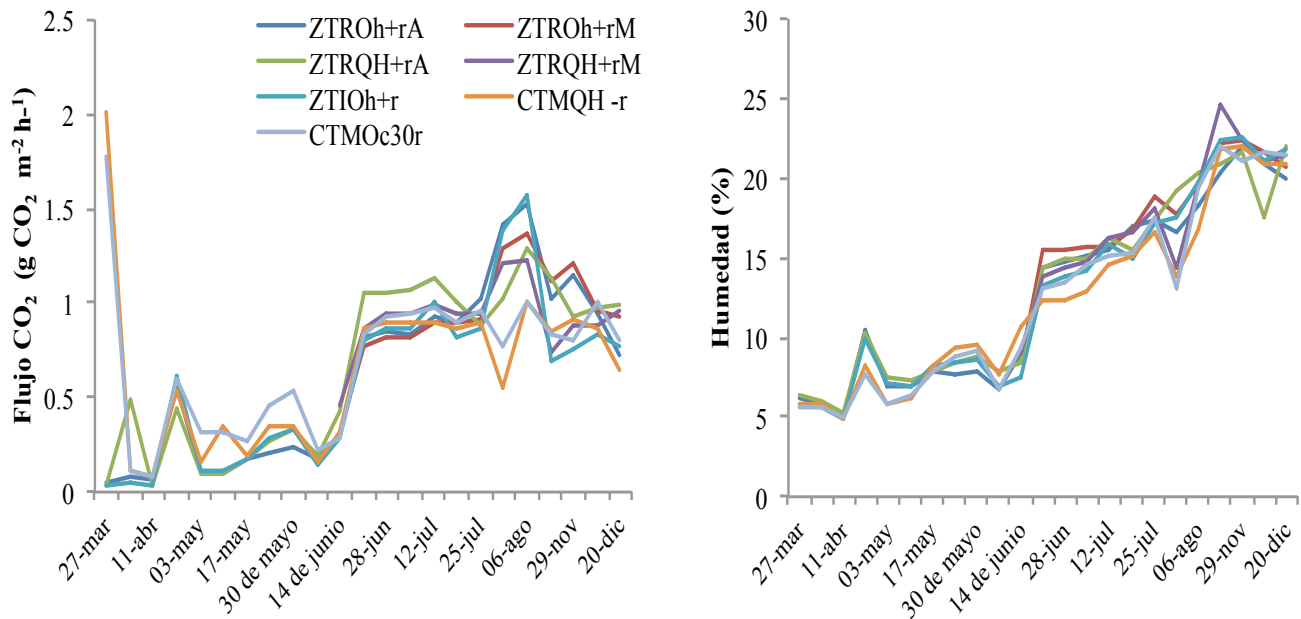


Figura 2. Emisiones de CO₂ y humedad del suelo bajo diferentes tratamientos medidos en el año 2013. ZT= labranza mínima, CT= labranza convencional, R= rotación de cultivos, I= Intercalado. M= monocultivo, Q= fertilizante sintético, O= fertilizante orgánico, H= herbicida sintético, h= manejo de arvenses manual, +r= con residuos, -r= sin residuos, 30r= 30% de residuos.

Emisiones de CO₂ y humedad 2014

En el año 2014 las emisiones de CO₂ del sistema ZTIOh+r (milpa con manejo orgánico) fueron claramente mayores al del resto de los tratamientos (Figura 3), sin embargo es el tratamiento que acumuló más carbono orgánico en el suelo (Figura 4), debido a las prácticas labranza mínima, retención de rastrojos e intercalado de cultivos (Alvear, 2006; Fuentes *et al.*, 2012), lo que podría

suponer que las emisiones provienen de la respiración mayor por la diversidad de cultivos en la parcela (maíz, frijol y veza) en comparación a los monocultivos de maíz, y no de la descomposición de la materia orgánica. Los tratamientos con perturbación de suelo, mostraron tasas de emisión constantes con un ligero incremento en el mes de julio, lo que concuerda con el periodo de mayor humedad en el suelo (Figura 3). También se observó, un incremento notable en los meses de octubre en los tratamientos con poca perturbación del suelo, debido a la humedad (Figura 3). En el caso de los tratamientos con mínima perturbación del suelo posiblemente existe una mayor emisión de CO_2 debido a la mineralización del carbono acumulado por las prácticas de manejo (Figura 4). El contenido total de C y N orgánico en el suelo es resultado de una compleja interacción bioquímica en las entradas de estos elementos al sistema, ya sea que provenga de formas minerales ó de la mineralización de formas orgánicas, de tal forma que los cambios generados por las entradas al suelo de fertilizantes minerales o de residuos de plantas regulan los índices de mineralización producto de la actividad de los microorganismos que a su vez están regulados por el clima del suelo (humedad y temperatura principalmente) (Haynes, 2000). Los microorganismos representa una pequeña fracción del total de C y N del suelo y tiene un recambio relativamente rápido, mas aún la estructura y la actividad de los microorganismos, son factores claves que controlan la velocidad de mineralización del N y C del suelo. Los organismos del suelo no son solo agentes transformadores sino que también son un destino importante por decir un ejemplo la inmovilización de N en el suelo (Cambardella y Elliott, 1994).

La emisión de CO_2 es un indicador de la actividad de los organismos aeróbicos del suelo y puede cambiar con la calidad del material orgánico aportado al suelo en función de las variaciones estacionales definidas por el clima o a las alteraciones producidas por distintos sistemas de labranza, rotaciones de cultivo y las prácticas de abonado orgánico, los cuales tienen impacto sobre el total del Carbono orgánico del suelo (Arrigo *et al.*, 2002).

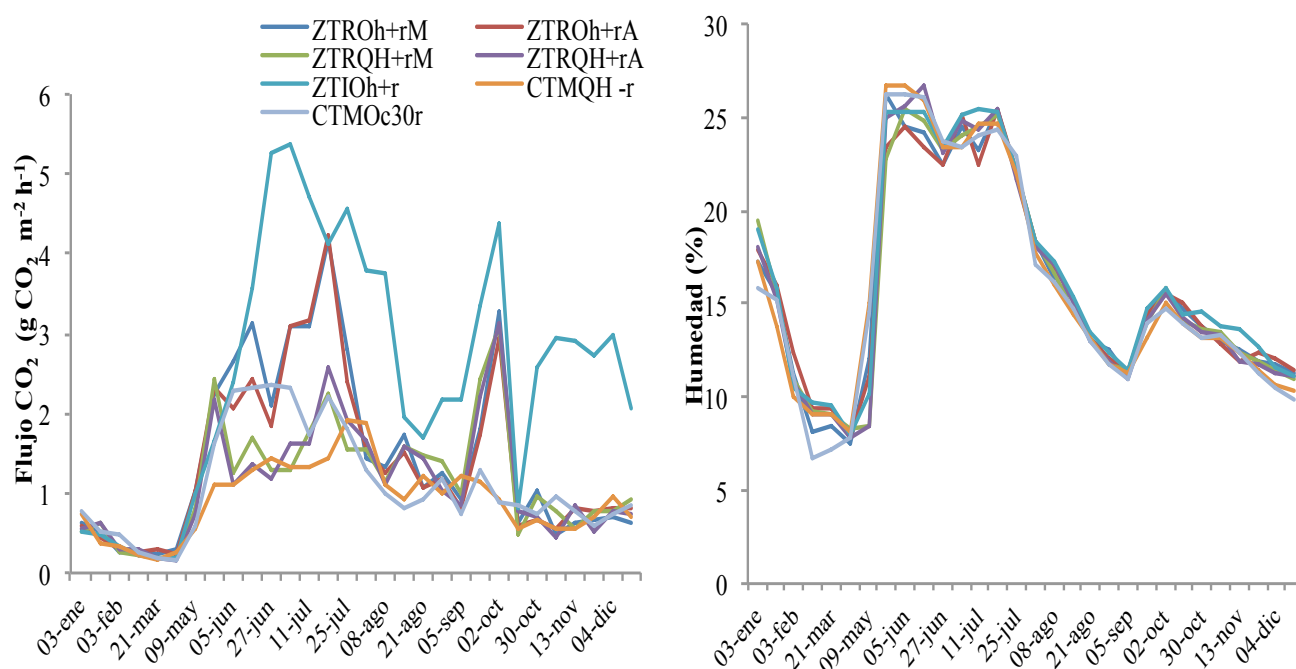


Figura 3. Emisiones de CO_2 y humedad del suelo bajo diferentes tratamientos medidos en el año 2014. ZT= labranza mínima, CT= labranza convencional, R= rotación de cultivos, I= Intercalado. M= monocultivo, Q= fertilizante sintético, O= fertilizante orgánico, H= herbicida sintético, h= manejo de arvenses manual, +r= con residuos, -r= sin residuos, 30r= 30% de residuos.

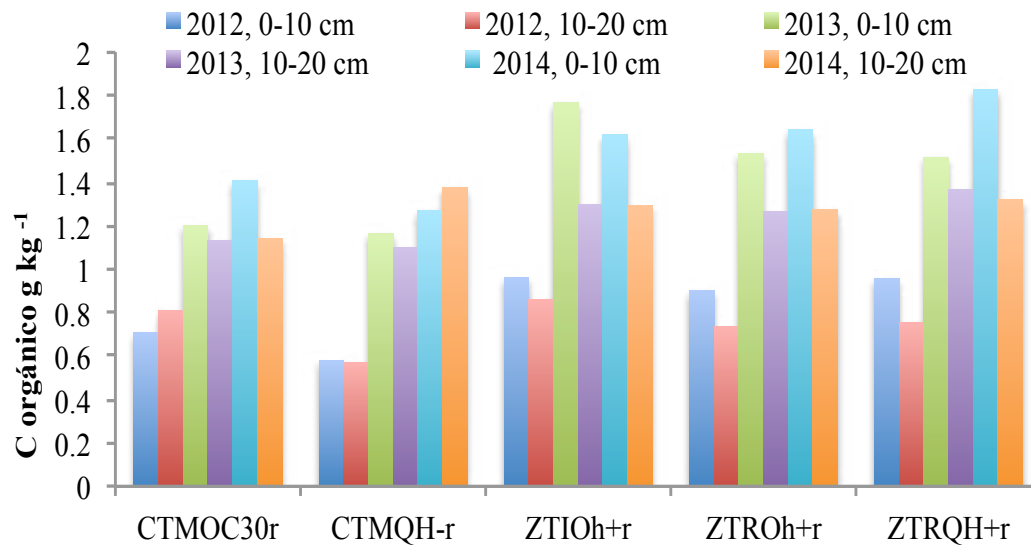


Figura 4. C orgánico del suelo bajo diferentes tratamientos. ZT= labranza mínima, CT= labranza convencional, R= rotación de cultivos, I= Intercalado. M= monocultivo, Q= fertilizante sintético, O= fertilizante orgánico, H= herbicida sintético, h= manejo de arvenses manual, +r= con residuos, -r= sin residuos, 30r= 30% de residuo.

Emisiones de CO₂ y humedad 2015.

En el mes de febrero se observaron tasas de emisión de CO₂ altas en los tratamientos que implicaron laboreo (CT) (Figura 5), esta actividad se realizó debido a un endurecimiento del suelo interrumpiendo la infiltración de lluvias invernales, por lo que puede existir un desfase con el periodo de siembra de acuerdo a las practicas tradicionales de la localidad, construyendo un escenario poco realista, esto puede traer diversos problemas en el manejo de arvenses. Por otro lado, se puede observar tasas más altas en comparación con los ciclos anteriores. En el mes de agosto aumentaron las emisiones de los tratamientnos con CT y la milpa orgánica (ZTIOh+r), es un período en que aumenta la precipitación conjuntamente con la temperatura, la MOS contiene más del doble de carbono del que se encuentra en la atmósfera, cualquier cambio en este almacén de CO pueden repercutir fuertemente en la concentración de dióxido de carbono atmosférico, es sabido que la respiración de suelo depende de la temperatura y humedad del suelo, por ello, un aumento de la temperatura ambiental puede provocar un aumento en el flujo de CO₂ de suelo (Six *et al.*, 2000), sobre todo en aquella MOS que no se encuentra protegida en los agregados como en el caso de la agricultura convencional, en el caso de los cultivos intercalados, al tener más biodiversidad posiblemente aumente la actividad de los diferentes cultivos y con ello su respiración. Otro factor importante que aumenta el flujo de C es la erosión del suelo, tanto hídrica como eólica, que representan la forma más importante de degradación de suelo causado principalmente por las practicas de labranza, que disminuye la MO de los suelos intensamente cultivados, sin embargo, estas practicas, se siguen realizando en el lugar de estudio para proporcionar aireación al suelo y controlar arvenses, esta perturbación a la que son sometidos los suelos estimulan la mineralización de la MO por los microorganismos del suelo. Una respuesta a este problema desde hace varios años ha sido la agricultura de conservación (Balesdent *et al.*, 2000). Sin embargo, este tipo de Agricultura presenta inconvenientes, tal como lo describen, Ressia y colaboradores (2003), donde, reportan que los sistemas de laboreo conservacionista, como la siembra directa en los suelos de la Pampa Húmeda, Argentina, son una opción para aminorar el deterioro del recurso suelo, mencionan que en los primeros años de implantación del sistema de siembra directa, los rendimientos de los cultivos suelen ser más bajos comparados con los sistemas de labranza convencional y explican que en las etapas iniciales de este sistema la disponibilidad de N suele ser baja, por lo que los bajos rendimientos podrían deberse a una mayor inmovilización de N, pérdidas por desnitrificación o lavado,

baja mineralización del N orgánico, o alguna combinación de estos factores y por lo tanto las limitaciones en la disponibilidad de N pueden reducir la generación del área foliar, la captación de energía solar, el crecimiento, el número de semillas por unidad de superficie. Así mismo, se afecta el control de arvenses aumentando el uso de herbicidas, lo cual tiene alto impacto ambiental y a la salud.

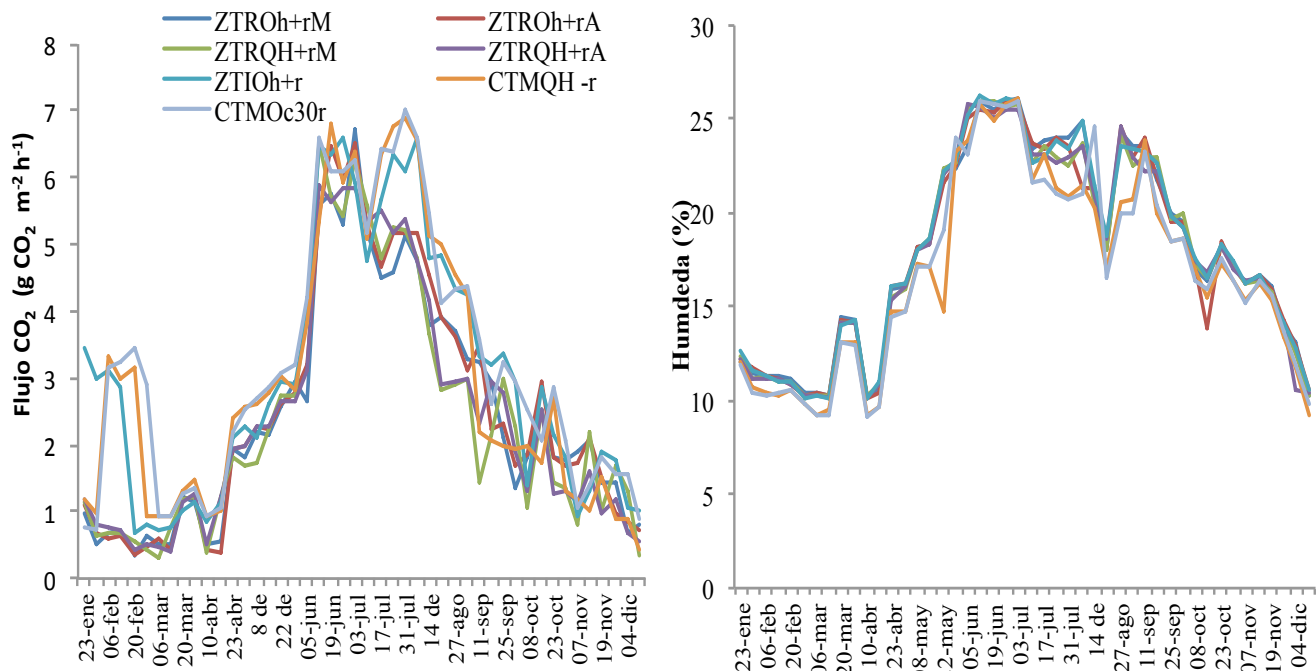


Figura 5. Emisiones de CO₂ y humedad del suelo bajo diferentes tratamientos medidos en el año 2015. ZT= labranza mínima, CT= labranza convencional, R= rotación de cultivos, I= Intercalado. M= monocultivo, Q= fertilizante sintético, O= fertilizante orgánico, H= herbicida sintético, h= manejo de arvenses manual, +r= con residuos, -r= sin residuos, 30r= 30% de residuos.

Materia orgánica del suelo (MOS)

Existió mayor acumulación de MOS en los tratamientos con menor perturbación del suelo (Figura 4), es importante señalar que la acumulación a la profundidad de 0-10 cm es fundamental, en esta sección existe una mayor actividad microbiológica, en los tratamientos con menor perturbación del suelo es evidente este proceso. La materia orgánica del suelo, está compuesta por una mezcla de residuos de plantas en diferentes etapas de transformación, que entre otros incluye microorganismos, esporas, polen, semillas, y residuos carbonizados que se acumulan tanto en la superficie como dentro del perfil del suelo, por ello, no es conveniente generalizar su influencia sobre la fertilidad física y química del suelo, ya que puede variar en función de la cantidad y tipo de constituyentes que la conforman (Zagal y Córdova, 2005). Verberne y colaboradores (1990), mencionan que la MO está dividida en reservorios que pueden estar recubriendo a los minerales edáficos o encontrarse en el interior de la matriz arcillosa del suelo quedando protegidos físicamente contra la biodegradación, es decir se limita el acceso de los microorganismos al material orgánico que se encuentra encapsulado en poros de tamaño muy pequeño, este tipo tendría una función física y de habitat de microorganismos vital, así como de captura de carbono, sin embargo, tendría una acción más limitada para liberación de nutrientes (Videla *et al.*, 2005). La cantidad de MOS es función de la cantidad de residuos de plantas que se incorporan al suelo y de las tasas de descomposición de esos residuos. Además del clima, el tipo y constitución bioquímica de los residuos (contenido de N, relación C:N y lignina:N), factores importantes que regulan los procesos de descomposición y que pueden variar en función del uso del



suelo, mineralogía, cobertura vegetal, prácticas de manejo, entre otros (Haynes, 2000). De allí la importancia de hacer estudios más dirigidos en cuanto a la función del agrosistema y su relación con el tipo y calidad de la MOS.

Conclusiones

El tratamiento denominado milpa orgánica (ZTIOh+r) presentó flujos de emisiones de CO₂ similares a los de labranza convencional, sin embargo, en el primer caso el suelo sostiene cuatro cultivos (maíz, calabaza, frijol y veza), teniendo una cubierta vegetal mínimo 8 meses al año, lo cual explicaría los flujos altos de emisión de CO₂ por la mayor actividad de los distintos sistemas radiculares mientras que el sistema convencional sólo tiene un cultivo (maíz) durante 6 meses. Es importante recalcar que la agrobiodiversidad podría tener un papel clave para la adaptación al cambio climático, debido a la mayor acumulación de MO orgánica, que se mineraliza a un ritmo que no degrada el suelo sino que lo favorece en términos de conservación, además por la variedad cultivos, tiene mayor potencial para generar autonomía alimentaria. Es necesario a largo plazo evaluar si las emisiones de CO₂ se estabilizan o disminuyen. Por otro lado, contabilizar al carbono relacionado a la agricultura es complejo, por lo que expandir nuevos modelos de agricultura como la de conservación con el objetivo de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y no considerar otros factores ambientales, como el mayor uso de herbicidas o la seguridad alimentaria, no garantiza que sea una solución para la agricultura en México. Es necesario considerar que la mayoría de la producción en México depende de agricultores con reducidas áreas de cultivo que deben garantizar su autonomía alimentaria. Es necesario seguir evaluando la acumulación de carbono en el suelo, no sólo con miras a crear sumideros de carbono en suelos agrícolas, sino también para desarrollar estrategias de largo plazo que garanticen la autonomía alimentaria.

Bibliografía

- Alvear, M.Z., B.M Pino, R.C. Castillo, C.C. Trasar y S.F. Gil. 2006. Efecto de la cero labranza sobre algunas actividades biológicas en un alfisol del sur de Chile. Departamento de Ciencias Químicas. Universidad de la Frontera. Casilla 54-D. Temuco, Chile. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 6(2):38-53.
- Alvarez, R. and S. Grigera. 2005. Análisis of soil fertility and management effects on yields of wheat and corn in the Rolling Pampa of Argentina. *Journal of Agronomy and Crop Science* 191:321-329.
- Arrigo, N., M. Jimenez, M.P. Effron and D.R. Defrieri. 2002. Carbono de respiración de un suelo forestal y su relación con la calidad de la hojarasca. *Agricultura Técnica* 62:331-338.
- 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.
- Cambardella, C.A. and E.T. Elliott. 1994. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 58:123-130.
- FAO. 2002. Informes sobre recursos mundiales de suelos. 96: Roberto, M. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo. Food and Agriculture Organization, INRA. París, Francia. 61 p.
- Fuentes, M., C. Hidalgo, J. Etchevers, F. de León, A. Guerrero, L. Dendooven, N. Verhulst and B. Govaerts. 2012. Conservation agriculture, increased organic carbon in the top-soil macro-aggregates and reduced soil CO₂ emissions. *Plant Soil* 355:183-197.
- Haynes, R.J. 2000. Labile OM as an indicator of OM quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry* 32:211-219.
- Ressia, J.M., L. Lázaro, L.C. Lett, G.O. Mendivil, G.R. Portela y R.H. Balbuena. 2003. Sistemas de labranza e inoculación en soja. Efectos sobre el crecimiento y rendimiento del cultivo. *Agrociencia* 37:167-176.
- Six, J., K. Paustian, E.T. Elliott and C. Combrink. 2000. Soil Structure and Organic Matter: I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. *Soil Science Society of America Journal* 64:681-689.
- Studdert, G.A. and H.E. Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 64:1496-1503.
- Topp, G.C. and J.L. Davis. 1985. Measurement of soil water content using Time- Domain Reflectometry: A field evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 49:19-24.

- Verberne, E.L.J., J. Hassink, P. de Willigen, J.J.R. Groot and van J.A. Veen. 1990. Modelling organic matter dynamics in different soils. *Journal of Agricultural Science* 38:221-238.
- Videla, C., A.P. Pazos, C.O. Trivelin, H.E. Echeverría y G.A. Studdert. 2005. Mineralización bruta de nitrógeno bajo labranza convencional, siembra directa y pastura. *Ciencia del Suelo* 23:133-144.
- Zagal, E. y C. Córdova. 2005. Indicadores de Calidad de la Materia Orgánica del Suelo en un Andisol Cultivado. *Agricultura Técnica* 65:186-197.



5.34 Producción y caracterización de biocarbón a partir de residuos orgánicos urbanos

Chávez-García Elizabeth^{1,2} y Siebe-Grabach Christina²

¹Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de la Investigación Científica S/N Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.

²Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria. Circuito de la Investigación Científica S/N Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: eliza@ciencias.unam.mx

Resumen

El biocarbón es ampliamente reconocido como una herramienta eficaz para la captura de C y la fertilidad del suelo. El entendimiento de sus propiedades físicas y químicas, fuertemente relacionadas con la materia prima y las condiciones de producción, es crucial para identificar la aplicación más adecuada del biocarbón. El objetivo de este estudio fue caracterizar el biocarbón producido a partir de residuos orgánicos urbanos (cáscaras de naranja y piña) en condiciones de pirólisis. Los análisis preliminares muestran que el biocarbón puede ser usado como mejorador de suelos debido a su contenido de nutrimentos (*i.e.*, Ca, Mg, P, etc.) y bajo contenido de metales pesados. No obstante, el pH y la cantidad de sales podrían tener efectos adversos en el suelo o la vegetación dependiendo de las dosis empleadas y del tipo de suelo.

Palabras clave: pirólisis, mejoramiento del suelo, biomasa.

Abstract

Biochar is widely recognized as an efficient tool for carbon sequestration and soil fertility. The understanding of its physical and chemical properties, strongly related to the feedstock and production conditions, is central to identify the most suitable application of biochar. The objective of this study was to characterize the biochar produced from urban organic waste (orange and pineapple peels) under pyrolysis conditions. Our preliminary analyses show biochar can be used as soils improver because of its nutrient content (*i.e.*, Ca, Mg, P, etc.) and low content of heavy metals. However, the pH and the amount of salt could have adverse effects on the soil or the vegetation depending on the doses used and the type of soil.

Key words: pyrolysis, soil improvement, biomass.

Introducción

Existe una amplia variedad de biomasa que se genera a partir de actividades agrícolas, industriales y urbanas cada año y que, sin un manejo adecuado de reciclamiento o confinamiento, puede generar problemas de contaminación y salud pública (Shionogi *et al.*, 2003; Verheijen *et al.*, 2010; Jazcilevich *et al.*, 2005). Estos residuos tienen un alto valor económico debido a que más de la mitad pueden ser aprovechados bajo esquemas de gasificación o pirólisis de la biomasa (Shionogi *et al.*, 2003; Jazcilevich *et al.*, 2015; Lam *et al.*, 2016).

La pirólisis es un proceso que puede reducir el volumen y las toxinas de residuos orgánicos (Shinogi *et al.*, 2003). Además, la conversión de biomasa a través de la pirólisis es ecológica y económicamente atractiva dado el hecho de que se puede producir energía al mismo tiempo que biocarbón (Verheijen *et*

al., 2010), un abono de composición química más estable que otros compuestos orgánicos como las compostas (Fischer y Glaser, 2012).

Debido a las propiedades del biocarbón (*i.e.*, alta porosidad, naturaleza recalcitrante, contenido de nutrientes), este compuesto se ha estudiado por su efecto fertilizante de suelos, para la inmovilización de contaminantes y como medio de captura de C (Verheijen *et al.*, 2010; Fischer y Glaser, 2012; Zheng *et al.*, 2013). Sin embargo, en México son escasos los estudios sobre producción o caracterización de biocarbón.

En el presente estudio, el análisis de las propiedades físicas y químicas de biocarbón preparado a partir de cáscaras de piña y naranja se llevó a cabo para proporcionar información básica en cuanto a la posible aplicación de este tipo de biomasa carbonizada para la rehabilitación de suelos.

Materiales y métodos

Biomasa y pirólisis

Se seleccionaron cáscaras de naranja y piña por su fácil manejo de secado y reducida putrefacción a comparación con otro tipo de residuos cuyo secado demoró más tiempo (*e.g.*, cáscaras de sandía) en pruebas preliminares. La biomasa fue secada al aire libre para asegurar que ésta tuviese la menor cantidad de humedad posible.

El proceso de producción del biocarbón se describe a continuación: se utilizó un reactor acondicionado con una resistencia de 3 kW y 220 V para llevar a cabo la pirólisis (Figura 1). El pirocarbón fue producido a una temperatura de 200 - 250 °C y con un tiempo total dentro del reactor de *ca.* 110 min (tiempo de residencia a la temperatura máxima: 70-80 min).

El biocarbón resultante se trituró y se tamizó con una malla de 2 mm para realizar la caracterización.



Figura 1. Reactor utilizado para la producción de biocarbón: (a) precalentamiento de la cámara interior del reactor, (b) reactor cerrado con la biomasa en el interior.

Caracterización del biocarbón

El rendimiento del biocarbón se calculó como la proporción del peso del biocarbón con el material original (materia prima). Se midió el pH y la CE por medio de una dilución 1:20 (IBI, 2014). Se obtuvo el contenido de C, N y P (van Reeuwijk, 1992), Fe, Cu, Zn, y Mn (Lindsay y Norwell, 1978). Los

cationes intercambiables (Ca, Mg, Na y K) se extrajeron con una solución de acetato de amonio (Bower *et al.*, 1952; Van Reeuwijk, 1992).

Finalmente, para conocer la posible toxicidad del biocarbón, se llevó a cabo una prueba de germinación con lechuga (*Lactuca sativa* L.) (IBI, 2014). Para ello, las semillas se esterilizaron en una solución de etanol (2%) por 10-15 min. Posteriormente se agregó 0 (control) o 5 g de biocarbón sobre una cama de algodón dentro de cajas petri previamente esterilizadas. En cada una se colocaron 10 semillas y cada tratamiento contó con tres repeticiones. Todas las cajas petri se mantuvieron cerradas y en condiciones de invernadero (temperatura: 18 °C, humedad relativa: 49%, radiación solar: 11 W m⁻²) por 11 d. Los riegos se hicieron con agua destilada.

Resultados y discusión

Los análisis (Cuadro 1) muestran que el valor de rendimiento obtenido es muy similar al conseguido por Titirici *et al.* (2007) y Fernandez *et al.* (2015), mayor que el obtenido por Abdelhafez *et al.* (2014) y Tran *et al.* (2016), y menor que el biocarbón de Chen y Chen (2009).

En cuanto al contenido de C, la mayoría de los estudios que usan naranjas como materia prima presentan valores entre 60 y 68%, lo cual está acorde con el contenido de C del biocarbón obtenido en este estudio y, es relativamente alto (Abdelhafez *et al.*, 2014). Lam *et al.* (2016) mencionan que desechos de frutas como cáscaras de naranjas, plátanos o sandías son materiales potenciales para la producción de biocarbón debido a su contenido de C fijo, en lugar de ser desechados.

Los valores de N, tanto de esta investigación (como de otras que usan naranjas como materia prima), se encuentran entre 0.5 y 2.22% (Cuadro 1). Mientras que la relación C/N tuvo valores alrededor de 33. Sin embargo, Chen *et al.* (2011) reportan valores de 131% debido al bajo contenido de N. El contenido de N y la relación C/N son importantes ya que el C es una fuente de energía y el N es usado principalmente para la síntesis de proteínas por los microorganismos del suelo (Brady y Weil, 2002). Por lo cual, se recomienda que los abonos del suelo tengan 30 partes de carbono por una de nitrógeno (Brady y Weil, 2002). En el caso de este estudio, la relación C/N tiene un valor ligeramente por encima de 30. Sin embargo, esta diferencia puede ser compensada por medio del compostaje del biocarbón con algún material rico en N (Schmidt *et al.*, 2014) o mediante el uso de algún fertilizante inorgánico (*e.g.*, urea) junto con el biocarbón (Unger y Killorn, 2011).

Los valores de pH reportados por otros autores (Cuadro 1) fueron mayores al obtenido (pH: 8-9), lo cual puede relacionarse con las temperaturas de producción del biocarbón (≥ 300 °C), ya que se ha demostrado que a mayor temperatura, mayor es la alcalinidad del material (Novak *et al.*, 2009; Oh *et al.*, 2012).

La CE obtenida fue superior a la que reportan otros estudios (Cuadro 1). La cantidad de sales en el biocarbón de este estudio podría elevar el contenido de sales del suelo, dependiendo del tipo de suelo, de las dosis aplicadas y de la repetición en la aplicación de éstas como muestran otros estudios (Chintala *et al.*, 2014; Ghosh *et al.*, 2014).

Por otra parte, en cuanto al contenido de metales pesados, Abdelhafez *et al.* (2014) presentan valores similares a los encontrados, a excepción del Fe. Además, el contenido de metales del biocarbón producido es inferior al contenido máximo permisible para otros abonos orgánicos como compostas y para el mismo biocarbón (Amlinger *et al.*, 2004; EBC, 2012).

En cuanto a los cationes intercambiables, Oh *et al.* (2012) muestran valores similares a los de este estudio exceptuando el K, que en el presente caso fue más del doble. Cabe señalar que el Ca, Mg, K y P son elementos esenciales y macronutrientes importantes para la vegetación (Brady y Weil, 2002), por lo que el biocarbón puede ser un fertilizante para el suelo debido a que contiene varios de estos nutrimentos. Van Zwieten *et al.* (2010), al usar biocarbones con valores de nutrimentos similares a los de este estudio, mostró que los abonos tuvieron efectos benéficos para la vegetación, por lo cual el biocarbón obtenido en la presente investigación podría contribuir a la fertilidad del suelo.

Finalmente, el porcentaje de germinación del biocarbón fue del 66.7%, lo cual es relativamente bajo comparado con el control que tuvo 91.4% de germinación. Con respecto a otras pruebas de toxicidad con *Lactuca sativa*, se muestra que biocarbones producidos a partir de cáscaras de naranja, madera residual y lodos de tratamiento de agua (Oh *et al.*, 2012) presentan porcentajes de germinación del rango de 89 a 100 %, lo cual es alto comparado con los resultados logrados. Esto puede ser evidencia de compuestos tóxicos en el biocarbón a los cuales *L. sativa* es sensible (Oh *et al.*, 2012; Liang *et al.*, 2015) y que en la medida de lo posible deben estar por debajo de límites permisibles para su aplicación al suelo (EBC, 2012; IBI, 2014). Por otra parte, se sabe que *L. sativa* es una especie intolerante a las altas concentraciones de sal ($>1.3 \text{ dS m}^{-1}$; Maas, 1994) lo cual podría explicar el bajo porcentaje de germinación obtenido en este estudio comparado con el de Oh *et al.* (2012).

Cuadro 1. Caracterización básica del biocarbón comparado con otros trabajos cuya materia prima fue cáscaras de naranja. Media (n= 6) \pm Desv. Est.

Propiedad (Unidad)	Biocarbón (este estudio)	Titirici <i>et al.</i> (2007)	Chen y Chen (2009)	Chen <i>et al.</i> (2011)	Oh <i>et al.</i> (2012)	Abdelhafez <i>et al.</i> (2014)	Fernandez <i>et al.</i> (2015)	Tran <i>et al.</i> (2016)
Temperatura máxima de producción (°C)	200 - 250	200	250	250	300	<500	200	400
Rendimiento (%)	40	37.5	48.3	37		29	37	33.6
C (%)	62 \pm 1.4	68	65.1	65.8	60.4	66	56.5	64.8
N (%)	1.8 \pm 0.1		2.22	0.5	1.6	2.1	1.69	
C/N	34.07		29.32	131.6	37.75	31.3	33.43	
pH	7.6 \pm 0.3				8	8.8		9
CE (ds m ⁻¹)	5.7 \pm 0.2				1.2	0.06		
Fe (mg kg ⁻¹)	3.7 \pm 0.2					210		
Cu (mg kg ⁻¹)	1.5 \pm 0.3					1.9		
Zn (mg kg ⁻¹)	7.1 \pm 0.4					6		
Mn (mg g ⁻¹)	6.3 \pm 1.3					7		
P disponible (mg kg ⁻¹)	157.1 \pm 28.2							
Ca (cmol _c kg ⁻¹)	18.6 \pm 1.9				14.5			
Mg (cmol _c kg ⁻¹)	4.8 \pm 0.8				3.5			
Na (cmol _c kg ⁻¹)	1.0 \pm 0.02							
K (cmol _c kg ⁻¹)	34.6 \pm 0.3				14.1			

Conclusiones

La pirólisis de residuos orgánicos como desechos de frutas puede formar abonos de alta calidad que pueden ayudar en el abastecimiento de nutrientes en los suelos, además de tener efectos en la retención de agua disponible para las plantas o en la captura de C (Verheijen *et al.*, 2010). Sin embargo, el pH, la CE y posibles compuestos tóxicos del biocarbón pueden tener consecuencias negativas en procesos como la dinámica microbiana o la nutrición vegetal (Brady y Weil, 2002). No obstante, estas características pueden ser eliminadas o aminoradas al dar un tratamiento al biocarbón antes de adicionarlo al suelo (Schmidt *et al.*, 2014).

Las características del biocarbón están fuertemente relacionadas con la materia prima y con las condiciones de producción (Novak *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2013; de la Rosa *et al.*, 2014), por lo que es recomendable continuar el estudio y análisis de estas variables a fin de producir biocarbones a la medida de las necesidades de cada tipo de suelo.



Agradecimientos

Al Laboratorio de Gasificación de Biomasa del Instituto de Ingeniería (UNAM) por su ayuda en la producción del biocarbón y al Laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología (UNAM) por su ayuda en la caracterización.

Se agradece al Posgrado en Ciencias Biológicas (UNAM) y al CONACyT por la beca otorgada a E.C.G.

Bibliografía

- Abdelhafez, A.A., J. Li and M.H.H. Abbas. 2014. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. *Chemosphere* 117:66-71.
- Amlinger, F., E. Favoino and M. Pollack. 2004. Heavy Metals and Organic Compounds from 33 Waste Used as Organic Fertilizers. Final Report. http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/hm_finalreport.pdf (Consulta: marzo 05, 2016).
- Bower, C.A., R.F. Reitemeier and R. Fireman. 1952. Exchangeable Cation Analysis of Saline and Alkali Soils. *Soil Science* 73(4):251-262.
- Brady, N.C. and R.R. Weil. 2002. The nature and properties of soils. Prentice Hall. USA. 960 pp.
- Chen, B. and Z. Chen. 2009. Sorption of naphthalene and 1-naphthol by biochars of orange peels with different pyrolytic temperatures. *Chemosphere* 76:127-133.
- Chen, B., Z. Chen and S. Lv. 2011. A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate. *Bioresource Technology* 102:716-723.
- Chintala, R., J. Mollinedo, T.E. Schumacher, D.D. Malo and J.L. Julson. 2014. Effect of biochar on chemical properties of acidic soil. *Archives of Agronomy and Soil Science* 60(3):393-404.
- de la Rosa J.M., M. Paneque, A.Z. Miller and H. Knicker. 2014. Relating physical and chemical properties of four different biochars and their application rate to biomass production of *Lolium perenne* on a Calcic Cambisol during a pot experiment of 79 days. *Science of the Total Environment* 499:175-184.
- EBC. 2012. Guidelines for a sustainable production of biochar. European Biochar Certificate, European Biochar Foundation, Arbaz, Switzerland. <http://www.europeanbiochar.org/en/download> (Consulta: enero 15, 2016).
- Fernandez, M.E., B. Ledesma, S. Román, P.R. Bonelli and A.L. Cukierman. 2015. Development and characterization of activated hydrochars from orange peels as potential adsorbents for emerging organic contaminants. *Bioresource Technology* 183:221-228.
- Fischer, D. and B. Glaser. 2012. Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration. *In*: Kumar S. and A. Bharti (Eds.). *Management of Organic Waste*. InTech. 198 pp.
- Ghosh, S., L.F. Ow and B. Wilson. 2014. Influence of biochar and compost on soil properties and tree growth in a tropical urban environment. *International Journal of Environmental Science and Technology* 12:1303-1310.
- IBI. 2014. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. *International Biochar Initiative*. V. 2.0. 47 pp.
- Jazcilevich, A., C. Siebe, C. Estrada, J. Aguillón, A. Rojas, E. Chávez y C. Sheinbaum. 2015. Retos y oportunidades para el aprovechamiento y manejo ambiental del exlago de Texcoco. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 67(2):145-166.
- Lam, S.S., R.K. Liew, X.Y. Lim, F.N. Ani and A. Jusoh. 2016. Fruit waste as feedstock for recovery by pyrolysis technique. *International Biodeterioration and Biodegradation* (in press).
- Lee Y., J. Park, C. Ryu, K.S. Gang, W. Yang, Y.-K. Park, J. Jung and S. Hyun. 2013. Comparison of biochar properties from biomass residues produced by slow pyrolysis at 500 °C. *Bioresource Technology* 148:196-201.
- Liang, C., G. Gasco, S. Fu, A. Méndez and J. Paz-Ferreiro. 2015. Biochar from pruning residues as a soil amendment: effects of pyrolysis temperature and particle size. *Soil and Tillage Research* (in press).
- Lindsay, W.L. and W.A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America* 42:421-428.
- Maas, E.V. 1994. Testing crops for salinity tolerance. *Salinity Laboratory U.S., USDA-ARS, Riverside, CA*.
- Novak, J.M., I. Lima, B. Xing, J.W. Gaskin, C. Steiner, K. Das, M. Ahmedna, D. Rehrh, D.W. Watts and W.J Busscher. 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science* 3(843):195-206.
- Oh T.-K., Y. Shinogi, J. Chikushi, Y.-H. Lee and B. Choi. 2012. Effect of Aqueous Extract of Biochar on Germination and Seedling Growth of Lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University* 57(1):55-60.

- Schmidt, H., C. Kammann, C. Niggli, M.W.H. Evangelou and K.A. Mackie, S. Abiven. 2014. Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 191:117-123.
- Shinogi, Y., Y. Yoshida, T. Koizumi, M. Yamaoka and T. Saito. 2003. Basic characteristics of low-temperature carbon products from waste sludge. *Advances in Environmental Research* 7:661-665.
- Titirici, M.M., A. Thomas, S.H. Yu, J.O. Müller and M. Antonietti. 2007. A direct synthesis of mesoporous carbons with bicontinuous pore morphology from crude plant material by hydrothermal carbonization. *Chemistry of Materials* 19:4205-4212.
- Tran, H.N., S.-J. You and H.-P. Chao. 2016. Effect of pyrolysis temperatures and times on the adsorption of cadmium onto orange peel derived biochar. *Waste Management and Research* 34(2):129-138.
- Unger, R. and R. Killorn. 2011. Effect of Three Different Qualities of Biochar on Selected Soil Properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 42(18):2274-2283.
- van Reeuwijk, L.P. 1992. Procedures for soil analysis. *In*: van Reeuwijk, L.P. (Ed.). International Soil Reference and Information Centre. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Van Zwieten, L., S. Kimber, S. Morris, K.Y. Chan, A. Downie, J. Rust, S. Joseph and A. Cowie. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil* 327:235-246.
- Verheijen, F., S. Jeffery, A.C. Bastos, M. van der Velde and I. Diafas. 2010. Biochar Application to Soils. A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. European Commission. 166 pp.
- Zheng, H., Z. Wang, X. Deng, S. Herbert and B. Xing. 2013. Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil. *Geoderma* 206:32-39.

5.35 La diferente calidad del carbono secuestrado por los sistemas empleados en el cultivo del café

Valera-Pérez Miguel A.^{1,2}; García-Barragán A. B.²; Sánchez-Ramírez Karla³; Ticante-Roldán J. A.¹; Fuentes-Andrade M. del Socorro⁴ y Tenorio-Arvide M. Guadalupe^{1,2}

¹Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Avenida 14 sur 6301, CP 72570, Puebla, Puebla.

²Maestría en Ciencias Ambientales, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Avenida 14 sur 6301, CP 72570, Puebla, Puebla.

³Facultad de Ciencias Químicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Avenida 14 sur 6301, CP 72570, Puebla, Puebla.

⁴Unidad Académica de Desarrollo Sustentable, Universidad Autónoma de Guerrero. CP 40900, Tecpan de Galeana, Guerrero.

Autor para correspondencia: valeraperezmiguelangel@gmail.com

Resumen

El sistema agroforestal es el ambiente ideal para el cultivo del café al combinar diferentes estratos vegetales en su estructura, siendo un excelente sumidero ambiental de carbono. Los productores minifundistas de México siempre han asociado al cultivo del café con otras especies de plantas, sólo en fechas relativamente recientes se comenzaron a utilizar sistemas “modernos”, sin cubierta forestal. Los sistemas de producción considerados en este trabajo son el rusticano, el jardín de café, el policultivo comercial, el monocultivo bajo sombra y el cafetal a cielo abierto. Con respecto al concepto de Calidad de Carbono Secuestrado en suelos, resulta del hecho de que los modelos bio-geoquímicos sobre el ciclo del Carbono requieren de la evaluación, no sólo de la cantidad total, sino también de la naturaleza, origen y resiliencia de la materia orgánica secuestrada. Características cualitativas de las formas en que se ha estabilizado el Carbono en los suelos y que se denominan como Calidad del Carbono Secuestrado. Los objetivos del trabajo fueron: analizar los cambios cualitativos de los ácidos húmicos en función del sistema empleado para el cultivo del café y considerar al Grado de Humificación, Índice Melánico y Umbral de Coagulación como propiedades indicadoras de Calidad de Carbono Secuestrado en Suelos. Se concluyó que sí ocurren cambios cualitativos en los ácidos húmicos en función del sistema empleado. El Grado de Humificación, Índice Melánico y Umbral de Coagulación, son propiedades indicadoras de Calidad de Carbono Secuestrado en Suelos. Los sistemas agroforestales que conservan mejor las características del suelo forestal son el rusticano y el jardín de café. El sistema agroforestal que está provocando una degradación biológica del suelo es el de cafetal a cielo abierto.

Palabras clave: humificación, degradación biológica de suelos, propiedades indicadoras.

Abstract

The agroforestry system is ideal for coffee cultivation by combining different plant strata in its environment, being an excellent environmental carbon sink. Mexico smallholder producers have always associated with coffee cultivation with other plant species, only relatively recently they have started using "modern" systems without forest cover. Production systems considered in this work are the rusticano, coffee garden, commercial polyculture, monoculture under the shade and the coffee plantation under open sky. With regard to the concept of Carbon Quality Sequestered in soils, this is the result of the fact that the bio-geochemical models of the carbon cycle require evaluation, not only the total amount, but also on the nature, origin and resilience of the sequestered organic matter. Qualitative characteristics of the ways that has stabilized the carbon in soils and which we will call Carbon Quality Sequestered. The objectives were: analyze qualitative changes of humic acids depending on the system used for the cultivation of coffee and consider Degree Humification, Melanic Index and Coagulation Threshold, as indicating properties Carbon Quality Sequestered in soils. It was concluded that if qualitative changes occur in humic acids depending on the system used. Degree

Humification, Melanic Index and Coagulation Threshold, they are indicating properties for Carbon Quality Sequestered in soils. Agroforestry systems that best preserve the characteristics of forest soil are rusticano and coffee garden. The agroforestry system that is causing biological soil degradation is to coffee plantation under open sky.

Key words: humification, soil biological degradation, indicating properties.

Introducción

El Carbono del suelo se estabiliza entre otras causas, gracias a la profundidad de sus horizontes orgánicos y órgano-minerales, la formación de agregados estables, la neoformación de sustancias húmicas y su interacción con los minerales arcillosos. La adopción de prácticas recomendadas puede ser promovida por los pagos por servicios de los ecosistemas (Pardo y Sanjinés, 2014).

Para el caso particular del cultivo del café, el sistema agroforestal es el ambiente ideal para su desarrollo. Además la combinación de los diferentes estratos vegetales; (rastrero, bajo, medio, alto) en la estructura de los sistemas forman una excelente trampa como sumidero ambiental de Carbono (García *et al.*, 2005).

La transformación de los cafetales tradicionales con sombra, que incluían gran cantidad de especies asociadas, por el llamado cultivo tecnificado del café, ha tenido como consecuencia el cambio del sistema considerado boscoso hacia un monocultivo simplificado y vulnerable, por la pérdida de cobertura arbórea, que casi elimina la posibilidad de conservar la biodiversidad biológica. El mantenimiento del agro-ecosistema formado por cafetos y árboles para proyectar sombra, contribuye a la conservación de los recursos naturales (García *et al.*, 2005).

Un cafetal bajo sombra constituye una buena base para la sustentabilidad desde el punto de vista económico y ecológico. Con relación a la sombra del café se buscan especies que proporcionen buenas cantidades de materia orgánica así como todas aquellas que puedan tener un aprovechamiento forestal posterior, generando una relación amigable con el medio ambiente (García *et al.*, 2005).

El café en México se produce fundamentalmente en las vertientes de las cadenas montañosas del centro y sur del país, bajo la cubierta de un dosel de árboles y por productores minifundistas, generalmente en comunidades indígenas o mestizas. Los productores minifundistas de México siempre han asociado al cultivo del café con otras especies de plantas que generalmente tienen alguna utilidad comercial o de subsistencia. Sólo en fechas relativamente recientes se comenzaron a utilizar sistemas para el cultivo del café denominados “modernos”, que son especializados y sin cubierta forestal, diferenciándose de manera general dos principales modalidades de producción, café bajo sombra y café a sol o cielo abierto (Escamilla, 1998). Dentro de éstas es posible distinguir cinco grandes sistemas de producción, los cuales son los considerados dentro de este trabajo.

Sistema rusticano o de montaña (SI). Este sistema es representado por aquellos cafetales donde se aprovecha una gran diversidad de especies para sombra, con la condición de que predominen los elementos de diferentes tipos de vegetación natural.

Policultivo tradicional o “jardín de café” (SII). En su composición hay diversidad de especies vegetales, presentando elementos de vegetación natural primaria o secundaria, y también con plantas cultivadas, que pueden ser especies nativas o introducidas o ambas. La diversidad de las plantas está representada principalmente por especies arbustivas y arbóreas con propósitos bien definidos.

Policultivo comercial (SIII). Son cafetales en cuya estructura se reduce la variabilidad genética vegetal a un número de dos a cuatro especies en la parcela, ordenadas espacialmente con el propósito de un aprovechamiento intensivo del espacio para la obtención de varios productos destinados principalmente al mercado.

Monocultivo bajo sombra o sistema especializado (SIV). En ésta modalidad sólo se produce café bajo sombra de leguminosas en forma dominante y casi única para el sombreado. Sobre todo las

Mimosáceas del Género *Inga*. El sistema se establece previa y normalmente en un marco de plantación. Así mismo, puede emplearse sombra temporal y marginalmente algunos árboles de otras especies útiles.

Monocultivo de sol o a cielo abierto (SV). Este sistema se caracteriza por cafetales que se cultivan sin sombra, es decir se mantienen bajo monocultivo y a plena exposición solar.

La influencia del sol sobre el cafeto ha sido un tema sumamente controvertido. Las investigaciones realizadas en el ámbito mundial muestran resultados contradictorios. Sin embargo, se acepta que el cultivo a sol proporciona condiciones diferentes a las del hábitat natural del cafeto. Esta situación incrementa el crecimiento y producción de las plantas como una respuesta estratégica de la especie para sobrevivir. Para sostener la producción de éste modelo se requiere un alto costo energético y económico. Las prioridades de investigación sobre el tema incluyen tendencias de comprensión de los conductores principales, evaluaciones para cuantificar lo relacionado con el cambio climático y los impactos en los servicios del ecosistema (Norton, 2014).

Con respecto al concepto de Calidad de Carbono Secuestrado en suelos, a nivel internacional, el secuestro de Carbono en los suelos se ha convertido en una estrategia para mitigar los efectos del calentamiento de la atmósfera, pero además supone un medio adicional para frenar los procesos de degradación de los suelos y aumentar la Calidad del Suelo (Lal, 2013; Norton, 2014; Srinivasarao *et al.*, 2015). En este contexto, interesa conocer el contenido original del Carbono orgánico y sustancias húmicas en el suelo, además de sus posibles cambios (Jiménez *et al.*, 2012, Fernández-Getino *et al.*, 2013).

Los criterios actuales sobre secuestro de Carbono para proyectos de servicios ambientales en México, no consideran las características cualitativas de las sustancias húmicas (Valera *et al.*, 2005; Álvarez *et al.*, 2012; Pardo y Sanjinés, 2014). Aparte del interés de conocer el potencial de secuestro de Carbono en los diferentes suelos, los modelos bio-geoquímicos sobre el ciclo del Carbono requieren de la evaluación, no sólo de la cantidad total, sino también de la naturaleza, origen y resiliencia de la materia orgánica secuestrada. Características cualitativas de las formas en que se ha estabilizado el Carbono en los suelos y que denominaremos como Calidad del Carbono Secuestrado (Chen *et al.*, 1977; Valera *et al.*, 2005; Puglisi y Trevisan, 2012), lo que justifica su estudio fisicoquímico para establecer criterios que sean considerados como indicadores ambientales (Deb *et al.*, 2015; Mengistu, *et al.*, 2015).

Una forma de estimar la estabilidad del humus del suelo es medir el grado de humificación alcanzado, es decir, hacer un análisis cualitativo de la estabilidad de los compuestos que contienen este Carbono orgánico para establecer si la dinámica del sistema es la captura o la emisión de CO₂ (Helal *et al.*, 2011; Puglisi y Trevisan, 2012; Álvarez *et al.*, 2012; Fernández-Romero, 2015). Actualmente, se considera que uno de los retos más importantes que enfrenta la ciencia del suelo es desarrollar criterios de Calidad del Suelo que se utilicen también en una evaluación objetiva de riesgos ambientales (Sims *et al.*, 1997; Giacometti *et al.*, 2013).

A pesar de la importancia del Secuestro de Carbono por los ecosistemas terrestres en los procesos de cambio global relacionados con el efecto invernadero, su evaluación se encuentra muy limitada debido a que sólo se conocen parcialmente los mecanismos de formación y transformación de la materia orgánica en los suelos (Crecchio *et al.*, 2012; Almendros y González-Vila, 2012). Esta situación se hace especialmente patente en el caso de las sustancias húmicas, que consisten en macromoléculas complejas, diferentes a los constituyentes de la biomasa.

La caracterización de las sustancias húmicas se fundamenta en la técnica de espectroscopia en la región visible, la cual ha sido utilizada ampliamente en la química de los suelos para tal fin. Basándose en esta técnica se han definido las relaciones E4/E6 y E4/E5 que son los cocientes de las absorbancias de soluciones diluidas de Sustancias Húmicas a 465/665 nm y 450/520 nm, respectivamente. Chen y colaboradores (1977) demostraron que los cocientes E4/E6 (Grado de Humificación) y E4/E5 (Índice Melánico), dependen principalmente del tamaño o peso molecular, de la condensación aromática, del

grado de melanización y del pH y son independientes de la concentración. Esto es la base de la propuesta de clasificación para la Calidad de Carbono Secuestrado en Suelos y hasta la fecha solo ha sido considerada como índice de calidad para otros sistemas en los que ocurre la humificación como compostas y otros abonos y mejoradores de suelo de composición orgánica y origen natural (Jaramillo, 2011; Acosta *et al.*, 2012; Arteaga *et al.*, 2014; Bravo *et al.*, 2014; Shabnani-Moghadam *et al.*, 2015).

Para este trabajo se plantearon los siguientes objetivos: (i) analizar los cambios cualitativos de los ácidos húmicos en función del sistema empleado para el cultivo del café, (ii) considerar al grado de Humificación, Índice Melánico y Umbral de Coagulación como propiedades indicadoras de Calidad de Carbono Secuestrado en Suelos.

Descripción de la zona de estudio

El Municipio de Xochitlán Vicente Suárez fue seleccionado como estudio de caso para este trabajo. Se localiza en la Sierra Nororiental del Estado de Puebla en los 97°40' y 97°36'30'' de longitud Oeste, 19°54'30'' y 20°00' latitud Norte. Se ubica en una altura promedio sobre el nivel del mar a 1100m. Sus límites son al norte por el Río Zempoala, al Sur el Río Apulco, al este por el municipio de Nauzontla y al oeste por los municipios de Huitzilán y Zapotitlán de Méndez.

Se encuentra en la provincia denominada Sierra Madre Oriental, la cual se extiende más o menos paralela a la costa del Golfo de México, desde la frontera norte del país hasta su límite con el Eje Neovolcánico. Ésta provincia consiste fundamentalmente en un conjunto de sierras formadas por estratos plegados constituidos por roca sedimentaria calcárea y arcillosa de edad mesozoica, predominantemente de origen marino. El sistema de topoformas que domina es el de sierra alta escarpada, que cubre prácticamente toda esta zona. Es una zona muy accidentada con pendientes que oscilan entre 20% en pastizales y 60% en tierra dedicadas principalmente al cultivo del café.

El municipio presenta una diversidad de suelos, todos ellos sometidos en diferente grado a procesos de degradación. Tenorio (2003), identificó 17 unidades de suelo que corresponden a los órdenes Andisol, Alfisol, Ultisol y Entisol. Fueron clasificados como Kandiodul, Pachic Fulvudand, Hapludalf, Rendolic Eutropet, Typic Hapludand y Andic Hapludalf. La mayoría de los suelos resultó ser de carga variable.

Materiales y métodos

Se efectuó la delimitación de la zona de estudio seleccionando la localización de los sitios de muestreo. Se identificaron los cinco sistemas agroforestales de los cuales se seleccionaron cuatro parcelas representativas por cada sistema (SI, SII, SIII, SIV, SV). Se tomaron sub-muestras de suelo de cada la parcela a una profundidad de 0 a 25 cm, se conformaron muestras compuestas para cada uno de los sistemas. Las muestras de suelo fueron caracterizadas con base en la NOM-021-SENARNAT-2000 (DOF, 2002). Las propiedades consideradas fueron: color del suelo, densidad aparente, densidad real, textura, pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), bases intercambiables, materia orgánica, nitrógeno total y fósforo aprovechable.

Se caracterizaron los ácidos húmicos del suelo considerando las técnicas analíticas vigentes (Almendros *et al.*, 2001; González-Salgado *et al.*, 2010; Jaramillo, 2011; Helal *et al.*, 2011; Álvarez *et al.*, 2012; Kasper *et al.*, 2015). La caracterización consistió en su extracción por medio de la técnica Kononova (Kononova y Bel'chikova, 1960), para la posterior determinación del Grado de Humificación, del Índice Melánico y del Umbral de Coagulación (Chen *et al.*, 1977; Kumada, 1987).

Resultados y discusión

En los Cuadros 1 y 2 se presentan los resultados de las propiedades físicas y químicas de los suelos cultivados con café, en los cuadros 3 y 4 los resultados de la caracterización de sus ácidos húmicos, en particular de su Grado de Humificación, Índice Melánico y Umbral de Coagulación.

La productividad de un suelo no sólo depende de sus contenidos nutrimentales sino también de las condiciones físicas del mismo, en el caso de los sistemas y repeticiones SI₂, SI₃, SII₄, SIII₂, SIII₄, SIV₂ y SV₃; los suelos corresponden a epipedones ócricos o a suelos decapitados por efectos de erosión o degradación química y biológica. El 75% de los suelos presentan texturas finas, arcillosas, en las que la arcilla es haloisita, además de gibsita y minerales alofánicos. Presentan Densidades Aparentes bajas, muchas de ellas menores de 1, posiblemente debido a la incorporación de materiales volcánicos piroclásticos y a su alto contenido en humus.

Cuadro 1. Resultados que muestran algunas de las propiedades físicas y químicas de los suelos cultivados con café en el municipio de Xochitlán de Vicente Suárez.

Sistema	Densidad Aparente gr/cm ³	Densidad Real gr/cm ³	Textura	pH en H ₂ O	pH en KCl	Capacidad de Intercambio Catiónico	Calcio intercambiable	Magnesio intercambiable	Sodio intercambiable	Potasio intercambiable
SI	0.96	2.40	Franca	5.2	3.7	12.68	12.26	2.80	0.37	0.72
SII	0.98	2.24	Franco Arcilloso	6.4	5.2	31.36	37.29	2.15	0.41	0.89
SIII	1.03	2.34	Franco Arcilloso	6.0	5.1	22.19	31.31	1.33	0.30	0.48
SIV	0.83	2.36	Franco Arcilloso	5.9	4.5	27.74	31.50	1.50	0.28	0.40
SV	1.25	2.31	Franco Arcilloso	6.4	5.2	59.01	45.97	2.12	0.20	0.55

SI: Sistema rusticano o de montaña, SII: Policultivo tradicional o “jardín de café”, SIII: Policultivo comercial, SIV: Monocultivo bajo sombra o sistema especializado, SV: Monocultivo de sol o a cielo abierto.

Cuadro 2. Continuación de los resultados que muestran algunas de las propiedades físicas y químicas de los suelos cultivados con café en el municipio de Xochitlán de Vicente Suárez.

Sistema	Materia Orgánica %	Carbono Orgánico %	Relación Carbono Nitrógeno	Nitrógeno total %	Fósforo disponible ppm
SI	5.70	3.30	18.14	0.19	8.62
SII	5.06	2.9	13.37	2.22	9.49
SIII	3.37	1.96	16.06	1.35	37.33
SIV	2.41	1.40	8.96	0.18	34.92
SV	3.75	2.17	10.70	0.22	3.49

SI: Sistema rusticano o de montaña, SII: Policultivo tradicional o “jardín de café”, SIII: Policultivo comercial, SIV: Monocultivo bajo sombra o sistema especializado, SV: Monocultivo de sol o a cielo abierto.

El pH de los suelos varía de ácido a moderadamente alcalino (entre 4.6 y 7.9), en los suelos con un pH debajo de 5.5 (repeticiones SI₁, SI₂, SI₃, SI₄, SII₁, SIII₃ y SIII₄), se infiere la ocurrencia de aluminio intercambiable. Presentan ΔpH de signo negativo y mayores de -0.5 (Uehara y Guilman, 1981), con excepción del suelo de la repetición SIII1, por lo que se consideran suelos de carga variable.

Los suelos presentan contenidos en materia orgánica entre medios y extremadamente ricos según el criterio de Velasco y Sardinero (1985); considerando que la mayoría de los suelos son de carga variable, la escala cambia de pobre a rico según el criterio de Fasbender y Bornemiza (1984). La materia orgánica nativa del suelo y altamente humificada presenta en general bajos niveles de mineralización, los cuales se ven afectados por la labranza, temperatura, humedad, aireación y

contenido de arcilla, los sistemas que tienden a conservar la estructura natural del bosque como el sistema de rusticano (SI) y el jardín de café (SII), presentan tasas bajas de descomposición de la materia orgánica, a diferencia del sistema de cultivo de café sin sombra o a cielo abierto (SV), donde las tasas de mineralización son muy altas. Los contenidos en nitrógeno total de los suelos se encontrarían entre las clases de medianamente rico a rico, según la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2002). Se presenta relaciones C/N superiores a 10 en la mayor parte de los casos y superiores a 13 en el 50% de los suelos superficiales (0-25 cm), los valores de las relaciones C/N son un buen indicativo de que se siguen manteniendo las características de suelo forestal, sin embargo es notorio que los suelos manejados bajo los sistemas de Policultivo Comercial (SIII) y a cielo abierto (SV) no cumplieron con esto, presentándose Relaciones C/N inferiores a 13 e incluso, inferiores a 10, lo cual es evidencia de un importante proceso de degradación biológica del suelo debido al manejo.

Los suelos presentan contenidos en fósforo disponible que varían entre bajo (la mayoría de los suelos) y medio, lo cual nos indica que uno de los principales problemas de fertilidad de estos suelos se encuentra en su baja disponibilidad de fósforo como consecuencia de su alta capacidad de retención de fosfatos, siendo esto uno de los más importantes factores limitantes para su uso agrícola, pero no así para el forestal o agroforestal.

Con respecto a las características fisicoquímicas de los ácidos húmicos, aquellos con mayor peso molecular y tamaño molecular promedio son los que requieren menor concentración de agente floculante para precipitarse, (sistemas agroforestales de Jardín de café y Rusticano) por ello se demuestra cualitativamente que son los menos solubles y menos móviles, a diferencia de los ácidos húmicos formados en el sistema de café a cielo abierto (Cuadro 4). La solubilidad de los ácidos húmicos formados en el sistema agroforestal de cafetal a cielo abierto podría estar contribuyendo a la contaminación de los mantos freáticos, posterior eutrofización y contaminación de los cuerpos de agua.

Cuadro 3. Resultados de la caracterización de los ácidos húmicos de los suelos cultivados con café (Grado de Humificación e Índice Melánico).

Sistema	Longitud de onda (nm)							Grado de Humificación E ₄ /E ₆ (465/665)	Índice Melánico E ₄ /E ₅ (450/520)	
	665	619	574	533	520	496	465			450
Absorbancias										
SI	0.321	0.420	0.637	0.867	0.963	1.168	1.370	1.624	4.268	1.686
SII	0.187	0.293	0.477	0.660	0.733	0.913	1.143	1.244	6.112	1.697
SIII	0.185	0.272	0.445	0.609	0.681	0.840	1.067	1.202	5.768	1.765
SIV	0.149	0.234	0.387	0.549	0.613	0.764	0.985	1.100	6.611	1.412
SV	0.217	0.331	0.498	0.704	0.779	0.947	1.235	1.363	5.691	1.750

SI: Sistema rusticano o de montaña, SII: Policultivo tradicional o “jardín de café”, SIII: Policultivo comercial, SIV: Monocultivo bajo sombra o sistema especializado, SV: Monocultivo de sol o a cielo abierto.

El Grado de Humificación (relación E₄/E₆) presente en las muestras de ácidos húmicos extraídos de los sistemas rusticano (SI) y jardín de café (SII) son los más bajos, indicando que son los que tienen mayor condensación aromática (Cuadro 3). El Índice Melánico nos comprueba que los ácidos húmicos se formaron bajo la influencia de un suelo forestal de vegetación de Bosque Mesófilo de Montaña (Valera *et al.*, 2005). Los ácidos húmicos que predominan en los suelos de los sistemas rusticano y jardín de café son de tipo A, por sus valores de Grado de Humificación, presentan mayor condensación aromática, mayor melanización y madurez y por consiguiente más estables y ambientalmente persistentes. Los ácidos húmicos que predominan en los suelos del sistema de cafetal a cielo abierto un Grado de Humificación de menor condensación aromática e Índice Melánico superior a 1.70, lo que significa que el humus presente ha sido transformado y no guardara las características del que es formado en un ambiente forestal. Se trata de un humus de tipo P por consiguiente menos estable y

ambientalmente persistente, sobre todo en las condiciones de incidencia de luz solar, pérdida de humedad y aireación en la que se encuentran los suelos.

Cuadro 4. Resultados de la caracterización de los ácidos húmicos de los suelos cultivados con café (Umbral de Coagulación).

Agente flocculante (meq CaCl ₂)	Cmoles de Ca/l de humato sódico	SI		SII		SIII		SIV		SV	
		2 h	4 h	2 h	4 h	2 h	4 h	2 h	4 h	2 h	4 h
0.0125	2.5	No C	No C	No C	No C	No C	No C	No C	No C	No C	No C
0.025	5	No C	No C	No C	No C	No C	No C	No C	No C	No C	No C
0.0375	7.5	T	T	No C	T	No C	T	No C	T	No C	No C
0.05	10	T	T	T	T	T	T	T	T	No C	T
0.0625	12.5	T	FI	T	T	T	FI	T	T	T	T
0.075	15	T	FI	T	T	T	FI	T	T	T	T
0.0875	17.5	FI	FI	T	T	FI	FI	T	FI	T	T
0.1	20	FI	FI	T	FI	FI	FI	FI	FI	T	FI
0.1125	22.5	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI
0.125	25	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI
0.1375	27.5	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI
0.15	30	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI	FI
0.1625	32.5	FI	FC	FI	FC	FI	FI	FI	FI	FI	FI
0.175	35	FI	FC	FI	FC	FI	FI	FI	FI	FI	FI
0.1875	37.5	FC	FC	FC	FC	FC	FC	FI	FC	FI	FI
0.2	40	FC	FC	FC	FC	FC	FC	FI	FC	FI	FC

SI: Sistema rusticano o de montaña, SII: Policultivo tradicional o “jardín de café”, SIII: Policultivo comercial, SIV: Monocultivo bajo sombra o sistema especializado, SV: Monocultivo de sol a cielo abierto, No C: No coagulación, T: Turbidez, FI: Flocculación Incompleta, FC: Flocculación Completa.

El cambio en las características de los ácidos húmicos de los suelos donde originalmente soportaban vegetación natural de Bosque Mesófilo de Montaña y actualmente soportan sistemas Agroforestales del cultivo de café se debe fundamentalmente a los diferentes usos o sistemas agroforestales empleados, los sistemas rusticano y jardín de café son los que mejor conservan las características originales del bosque y por consiguiente no provocan la degradación biológica de los suelos conservando las mejores características de los ácidos húmicos. El sistema de cafetal a cielo abierto está provocando la degradación biológica del suelo al cambiar las propiedades cualitativas naturales (Calidad Inherente del suelo) (NRSC, 2001; Tenorio, 2008.) de los ácidos húmicos, lo que tiene como consecuencia los efectos negativos de mayor aporte de CO₂ a la atmósfera y contaminación de los mantos freáticos.

Conclusiones

Se comprobaron los cambios cualitativos de los ácidos húmicos en función del sistema empleado para el cultivo del café.

El Grado de Humificación, Índice Melánico y Umbral de Coagulación, propiedades son indicadoras de Calidad de Carbono Secuestrado en Suelos.

Los sistemas agroforestales que conservan mejor las características del suelo forestal son el rusticano y el jardín de café.

El sistema agroforestal que está provocando una degradación biológica del suelo es el de cafetal a cielo abierto.

Bibliografía

- Acosta, Y., M. El Zauahre, L. Rodríguez, N. Reyes y D. Rojas 2012. Indicadores de Calidad Bioquímica y estabilidad de la Materia Orgánica durante el proceso de compostaje de residuos orgánicos. *Multiciencias* 12(4):390-399.
- Almendros, G. y F. González-Vila. 2012. Wildfires, soil carbon balance and resilient organic matter in mediterranean ecosystems. A review. *Spanish Journal of Soil Science* 2(2):8-33.
- Almendros, G., F. González-Vila and F. Martín. 2001. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: An experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science* 149:158-168.
- Álvarez, G., A. Huerta, N.E. García-Calderón and G. Almendros. 2012. Carbon storage and stability of soil organic matter in a coffee agroecosystem in Sierra Sur de Oaxaca, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 15:611-620.
- Arteaga, M., N. Garcés, F. Guridis y J.A. Pino. 2014. Una revisión sobre indicadores integradores para evaluar el impacto de las sustancias húmicas sobre el sistema suelo-agua de lixiviación (I). *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 23(3):83-88.
- Bravo, I.S., C.A. Arboleda y F.J. Martín. 2014. Efecto de la Calidad de la Materia Orgánica asociada con el uso y manejo de suelos en la retención de cadmio en sistemas altoandinos de Colombia. Universidad Nacional de Colombia. <http://www.bdigital.unal.edu.co/37672/1/39569-201869-1-PB.pdf> (Consulta: enero 02, 2014).
- Chen, Y., N. Senesi and M. Schnizer. 1977. Information provided on humic substances by E4/E6 Ratios. *Soil Science Society of America Journal* 41:352-358.
- Crecchio, C., S. Pascazio and P. Ruggiero. 2012. Biological and Biotechnological Evaluation of Carbon Dynamics in Field Experiments. *En: Piccolo, A. (Ed.). Carbon Sequestration in Agricultural Soils: A Multidisciplinary Approach to Innovative Methods*. Berlin, Heidelberg. Springer-Verlag. pp. 209-228.
- Deb, S., P.B.S. Bhadoria, B. Mandal, A. Rakshit and H.B. Singh 2015. Soil organic carbon: Towards better soil health, productivity and climate change mitigation. *Climate Change and Environmental Sustainability* 3(1):26-34.
- DOF. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. 31 de diciembre de 2002. Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
- Escamilla, E. 1998. Evaluación de sistemas de producción de café en Veracruz. *Cafés de México* 127:19-29.
- Fassbender, H.W. y E. Bornemisza. 1984. Química de los suelos con énfasis en suelos de América Latina. Ed. IICA, San José Costa Rica.
- Fernández-Getino, A.P., Z. Hernández, A. Piedra and G. Almendros. 2013. Exploratory analysis of the structural variability of forest soil humic acids based on multivariate processing of infrared spectral data. *European Journal of Soil Science* 64:66-79.
- Fernández-Romero, M.L., J.M. Clark, C.D. Collins, L. Parras-Alcántara and B. Lozano-García. 2015. Evaluation of optical techniques for characterising soil organic matter quality in agricultural soils. *Soil and Tillage Research* 155:450-460
- García, V.E., A.L. Moreno, J.A. Ticante y M.A. Valera. 2005. Degradación biológica en suelos con vegetación de Bosque Mesófilo de Montaña. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 21(Suplemento 1):531-536.
- Giacometti, C., M.S. Demyan, L. Cavani, C. Marzadori, C. Ciavatta and E. Kandeler. 2013. Chemical and microbiological Soil Quality indicators and their potential to differentiate fertilization regimes in temperate agroecosystems. *Applied Soil Ecology* 64:32-48.
- González-Salgado, M.E., N.E. García-Calderón y G. Almendros. 2010. Características estructurales de ácidos húmicos y su efecto en el cultivo de *Tagetes erecta* L. En un suelo afectado por sales. *Terra Latinoamericana* 28(1):27-33.
- Helal, A.A., G.A. Murad and A.A. Helal. 2011. Characterization of different humic materials by various analytical techniques. *Arabian Journal of Chemistry* 4:51-54.
- Jaramillo, D.F. 2011. Caracterización de la Materia Orgánica del horizonte superficial de un Andisol hidromórfico del oriente Antioqueño (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 35(134):23-33.
- Jiménez, A.M., J.T. Reyes y M.L. Silveira. 2012. Secuestro y Distribución de Carbono Orgánico del Suelo Bajo Diferentes Sistemas de Manejo de Pasturas (IFAS Extensión SL363). Florida: University of Florida.
- Kasper, M., B. Freyer, K.-J. Hülsbergen, H. Schmid and J.K. Friedel. 2015. Humus balances of different farm production systems in main production areas in Austria. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178:25-34.
- Kononova, M.M. and N.P. Be'lichicova. 1960. Investigations of Soil Humic Substances. *Soviet Soil Science* II:1149-1153.
- Kumada, K. 1987. Chemistry of soil organic matter. Tokyo: Japan Scientific Societies Press, Elsevier.
- Lal, R. 2013. Soil carbon management and climate change. *Carbon Management* 4(4):439-462,
- Mengistu, D., W. Bewket and R. Lal. 2015. Conservation Effects on Soil Quality and Climate Change Adaptability of Ethiopian Watersheds: Soil and Water Conservation Soil Quality Mitigation Adaptation. *Land Degradation and Development* 2015:1-19.
- Norton, R. 2014. Combating Climate Change through Improved Agronomic Practices and Input-Use Efficiency. *Journal of Crop Improvement* 28:575-618.



- NRSC. 2001. Guidelines for Soil Quality Assessment in Conservation Planning. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Soil Quality Institute.
- Pardo, Y.Y. y G.N. Sanjinés. 2014. Valoración económica de servicios ambientales en sistemas agroforestales en América Latina. *Revista FACCEA* 4(2):141-150.
- Puglisi, E. and M. Trevisan. 2012. Effects of Methods of Carbon Sequestration in Soil on Biochemical Indicators of Soil Quality. *In: Piccolo, A. (Ed.). Carbon Sequestration in Agricultural Soils: A Multidisciplinary Approach to Innovative Methods.* Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. pp. 179-207.
- Shabnani-Moghadam, O., A. Seyed-Ahmad and H. Arash. 2015. Determining the best extractant and extraction conditions for fulvic acid through qualitative and quantitative analysis of vermicompost. *Azarian Journal of Agriculture* 2(3):75-80.
- Sims, J.T., S.D.Cunningham and M.E. Sumner. 1997. Assessing Soil Quality for Environmental Purposes: Roles and Challenges for Soil Scientists. *Journal of Environmental Quality* 26:20-25.
- Srinivasarao, Ch., R. Lal, S. Kundu and P.B. Thakur. 2015. Conservation Agriculture and Soil Carbon Sequestration. *En: Farooq, M. and K.H.M. Siddique (Eds.). Conservation Agriculture.* Switzerland: Springer International Publishing. pp. 479-523.
- Tenorio, A.M.G. 2003. Evaluación de los recursos suelo y agua en el Municipio de Xochitlán de Vicente Suárez. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 132 p.
- Tenorio, M.G. 2008. Relación de las propiedades fisicoquímicas y Calidad de los Suelos de Tetelilla, Teziutlán, Puebla. Tesis de Doctorado, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 180 p.
- Uehara, G. and G. Guilman. 1981. The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays. Westview Press, Coulter, Colorado. 170 p.
- Valera, M.A., V.E. García, C. Torres y N.E. García-Calderón. 2005. Calidad de los Compuestos de Carbono formados en los suelos de los sistemas forestales, el caso del Bosque Mesófilo de Montaña o Bosque de Niebla. *En: SEMARNAT y CONAFOR (Eds.). Memoria del foro "Desarrollo rural y cambio climático".* México, D.F. Secretaría de Relaciones Exteriores.
- Velasco, F. y G. Sardinero. 1985. Estudio Bioquímico de la humificación en diversas formaciones arbustivas y disclimax de Galicia. *Real Academia Nacional de Farmacia* 51:615-640.

5.36 Transformación de C en un bosque de niebla: comparación entre un bosque natural y urbanizado

Domínguez-Eusebio Carlo¹; Perroni-Ventura Yareni²; Pineda-López Rosario² y Briones Oscar³

¹Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana. Lomas del Estadio S/N, Zona Universitaria, CP 91000 Xalapa, Veracruz.

²Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana. Lomas del Estadio S/N, Zona Universitaria, CP 91000 Xalapa, Veracruz.

³Instituto de Ecología A.C. Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, CP 91070, Xalapa, Veracruz.
Autor para correspondencia: cardomingueze@gmail.com

Resumen

La urbanización es un fenómeno en crecimiento y poco se sabe respecto a su efecto en el funcionamiento de ecosistemas inmersos en esta. Este trabajo explora el efecto de la urbanización mediante la comparación de la mineralización neta potencial de carbono (C) en un fragmento de bosque de niebla urbano y un bosque natural aledaño. La mineralización es un proceso de transformación de elementos orgánicos a formas inorgánicas y es útil para conocer las habilidades de los microorganismos del suelo en la transformación de materia y energía. El bosque natural mineralizó 0.04 mg de C/m², mientras que el bosque urbano duplicó esa cantidad. Posiblemente la mayor deposición de nutrientes y disponibilidad de agua del suelo favoreció la actividad microbiana y aumentó el flujo de C a la atmósfera en el bosque urbano.

Palabras clave: mineralización de carbono, ecología urbana, actividad microbiana, flujo de carbono.

Abstract

Urbanization is a growing phenomenon and little is known about its effect on the functioning of ecosystems immersed in it. This paper explores the effect of urbanization by comparing the potential net carbon mineralization (C) in a fragment of urban fog forest and a surrounding natural forest. Mineralization is a process of transformation of organic elements into inorganic forms and is useful to know the abilities of soil microorganisms in the transformation of matter and energy. The natural forest mineralized 0.04 mg of C/m², while the urban forest doubled that amount. Possibly the greater deposition of nutrients and water availability of the soil favored the microbial activity and increased the flow of C to the atmosphere in the urban forest.

Key words: carbon mineralization, urban ecology, microbial activity, carbon fission.

Introducción

El suelo es un importante almacén de energía y materia que contribuye en muchos procesos fundamentales para el ecosistema (Post *et al.*, 1982). Se ha estimado que, al menos en bosques tropicales, la productividad bajo el suelo puede contribuir hasta un 70% de la productividad primaria neta de todo el ecosistema. En los ecosistemas terrestres, el carbono (C) almacenado se estima en aproximadamente 1240 Pg. (Peta gramos -Lal, 2005-), de los cuales dos tercios se encuentran en el suelo hasta una profundidad de 50 cm (Dixon *et al.*, 1994). Todo este C se distribuye de la siguiente manera: 37% en latitudes tropicales cercanas al ecuador (entre 25° al norte y sur del Ecuador), 14% en latitudes subtropicales (alrededor de los 60° norte y sur) y 49% en latitudes fuera de los trópicos (arriba de 80° norte y sur -Lal, 2005-). De forma general, el C almacenado en todo el suelo del planeta es de

entre 1500-2000 Pg; 400-600 Pg en la biota y 785 Pg en la atmósfera (Janzen, 2004). Con base en lo anterior, es de esperarse que el cambio de uso de suelo sea un factor clave en la modificación de algunos ciclos biogeoquímicos como C, nitrógeno (N) y fósforo (P). Se ha estimado que el cambio de superficies arbóreas a cultivos puede alterar hasta un 50% del C orgánico del suelo ya que se pierden raíces, microorganismos y sufre alteraciones físicas como humedad, disponibilidad de agua, temperatura y estabilidad. También, este cambio de cobertura superficial tiene un gran impacto en emisiones de C hacia a la atmósfera. Tan sólo la deforestación de bosque tropical lluvioso (TRF), generó hace una década el 20% de las emisiones de CO₂ antropogénicas (1.6-1.7 Pg).

Por otro lado, los bosques templados y boreales son considerados como sumidero de C (*i.e.*, absorción de CO₂ atmosférico) ya que absorben alrededor de 0.7 Pg por año (Dixon *et al.*, 1994). Estimaciones relevantes indican ingresos antropogénicos en los flujos de materia. Lo anterior se debe, en parte a fertilizantes o al aumento de contaminantes en atmósfera que después son depositados por viento, niebla y/o lluvia (*i.e.*, deposición atmosférica; Lovett y Kinsman, 1990; Ollinger *et al.*, 1993).

La deposición atmosférica, al menos de N, en ecosistemas templados tiene un orden de 14 ton por año (Melillo *et al.*, 1989) ya que a estas latitudes se encuentran las ciudades más industrializadas. Aunque es una forma de aumentar la cantidad de N, P, azufre (S) u otro elemento donde hay poca disponibilidad, algunas plantas o árboles sensibles pueden ser dañados (Schulze, 1989; Berendse *et al.*, 2001) y si el suelo se satura, puede afectar ríos y lagos por lixiviación (Schulze, 1989; Fenn *et al.*, 2003a) y probablemente las habilidades de transformación de materia como C por los microorganismos del suelo.

El aumento de emisiones a la atmósfera de C, N, P y otros elementos, suele ser mayor en regiones industrializadas e incluso en ciudades (Nadelhoffer, 2000). En estas últimas, por la cantidad de vehículos, fábricas, almacenes, entre otros factores, se pueden presentar altas emisiones de contaminantes hacia la atmósfera en comparación con regiones rurales y naturales (Fenn *et al.*, 2003b). Se estima que un 78% de las emisiones antropogénicas de CO₂ provienen de regiones urbanas. Aunado a esto, las ciudades pueden afectar el clima regional (*e.g.*, isla de calor -Oke, 1983-) y la composición vegetal del ecosistema. El suelo, las áreas urbanas son una fuente importante de compuestos de nitrogenados, fomentando la producción y consumo de NO₃ (Groffman *et al.*, 2006).

Caso contrario ocurre con NH₄, ya que en estos ambientes generalmente se comportan como un sumidero de amonio de acuerdo a Lorenz y Lal, (2009). Bajo este contexto, las zonas urbanas pueden jugar un papel importante en alteraciones de algunos ciclos biogeoquímicos regionales e incluso globales (Grimm *et al.*, 2000).

El objetivo de este trabajo es comparar procesos de transformación de C y N en el suelo para enero y marzo de 2016 entre dos bosques tropicales de niebla. Un bosque urbano en el centro urbano de Xalapa, Veracruz y un bosque natural aledaño.

Materiales y métodos

Área de estudio

Este estudio fue realizado en la zona montañosa central de la vertiente del Golfo de México (19°43.6' N, 96°24' W). Los climas presentes en la región van desde cálido sub-húmedo en la porción más baja, hasta un clima templado sub-húmedo en la más alta, con una precipitación media anual entre los 800 a 1600 mm respectivamente (SMN, 2014). Esta región es afectada estacionalmente por diversos fenómenos meteorológicos, dentro de los cuales se encuentran los sistemas frontales en la temporada seca (diciembre-mayo) y ciclones tropicales en la húmeda (junio-noviembre).

La vegetación predominante son bosque tropical caducifolio, bosque tropical perenifolio, bosque de niebla y matorral xerófilo. En el área de interés predomina el bosque de niebla (BMM) presentando vegetación predominantes como: *Liquidambar styraciflua*, *Quercus xalapensis*, *Q. leiophylla*, *Q.*

Germana, *Clethra mexicana*, *Turpinia insignis*, *Cinnamomum effusum*, *Carpinus caroliniana* y *Oreopanax xalapensis* (Williams-Linera, 2002). De igual manera, se presentan diversas especies de arbustos, principalmente *Palicourea padifolia*, *Eugenia xalapensis*, *Miconia glaberrima* y *Ocotea psychotrioides*. Este tipo de ecosistemas es uno de los más complejos y poco estudiados de los ecosistemas terrestre ya que presenta características de bosques templados (por la altitud en que se distribuye) y bosques tropicales (por la gran cantidad de humedad -Kappelle y Brown, 2001-).

Bosque urbano

El bosque urbano estudiado se encuentra rodeado de la ciudad de Xalapa, Veracruz (19°30'01.03" a 19°36'05.87" N y 96°54'14.20" a 97°02'43.11" W). Esta ciudad tiene aproximadamente 425 000 habitantes, la cual la vuelve la ciudad número 39 de las más pobladas de México (INEGI, 2015). Esta ciudad es el asentamiento urbano más grande de la región, además que contiene la mayoría de fragmentos sin alteración de bosque de niebla de la zona (Williams-Linera, 2002). En el centro geográfico de la ciudad se localiza uno de los sitios de interés, el parque ecológico Cerro de Macuiltépetl (19°32'51.26" N y 96°55'12.66" W a 1580 m s.n.m. con un área aproximada de 30 ha).

Este lugar es una reserva natural protegida desde 1980 con la peculiaridad de ser un parche de bosque de niebla completamente rodeado por la urbe por lo que se le consideró como un “bosque urbano”. Aquí se puede observar vegetación nativa del bosque de niebla, tales como liquidámbar, cedros, hayas, fresnos y algunos cítricos (Williams-Linera, 2002). Los bosques de estudio se pueden observar en la Figura 1.

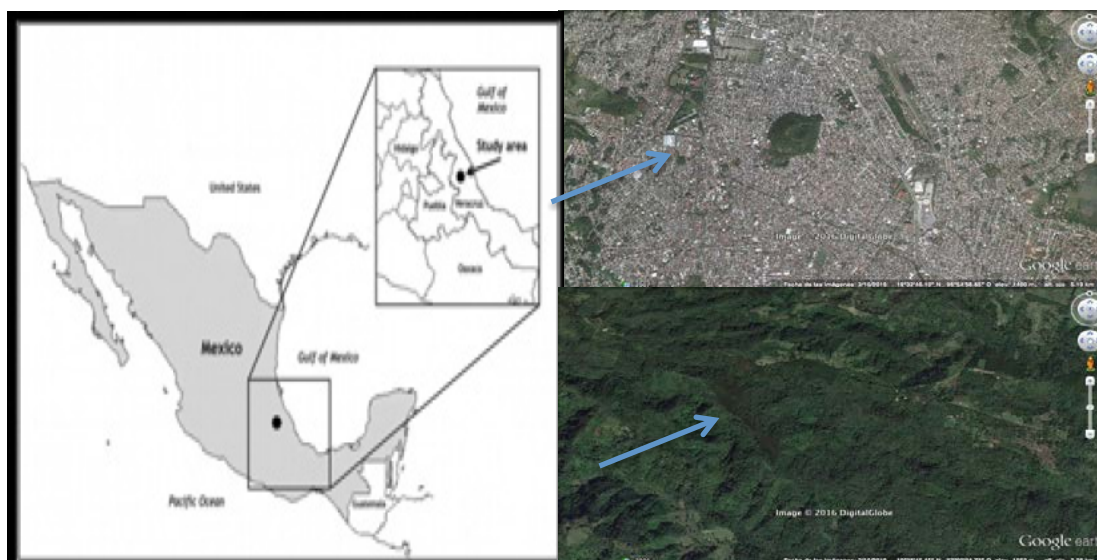


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio.

Bosque natural

Para poder conocer el efecto de la urbe se estableció otro punto de estudio control, es decir, donde se tuviera la mínima actividad antropogénica. El rancho El Riscal (19°28'54.04" N, 96°59'44.80" W) se encuentra al oeste-suroeste de la ciudad de Xalapa a una altitud de 1560 m s.n.m. En este sitio se presenta un bosque de niebla sin alteración urbana, agrícola o ganadera considerable. Se eligió este sitio por presentar seguridad para dejar los instrumentos, por presentar la misma altitud que el bosque urbano y porque se encuentra a una relativa corta distancia (10 km de distancia) para evitar diferentes condiciones meteorológicas.

Trabajo de campo

En cada sitio, se instaló una estación meteorológica con instrumentos para medir temperatura y humedad del aire, dirección y velocidad de viento, y precipitación.

A partir de 50 m alrededor de cada estación, se establecieron 20 puntos de medición donde se colectaron 300 gr de suelo de una profundidad de entre 5 y 20 cm. Este trabajo de campo se llevó a cabo durante un día en enero y otro en marzo entre 10 y 14 h. En el caso específico del parque urbano, se omitirá el muestreo y mediciones en la zona de interacción con la ciudad para evitar el efecto de borde.

Trabajo de laboratorio

Para estimar la cantidad de C liberado por el suelo, se utilizó el método de Coleman *et al.* (1978). Éste consta de la utilización de “trampas” de CO₂ hechas con hidróxido de sodio (NaOH). Se colocan 100 gr de suelo en frascos de vidrio de 1 L de capacidad junto con una trampa de CO₂. Se incubó la muestra a una temperatura de 25 °C durante 36 h. Posteriormente se le agrega cloruro de bario (BaCl₂) para detener la captura de CO₂ y se titula con ácido clorhídrico (HCL) usando como marcador dos gotas de fenolftaleína. Para obtener el C mineralizado se cuentan los ml de HCL utilizados para hacer cambiar el color de la solución.

Resultados y discusión

Los datos indican que la mineralización de C es significativamente distinta entre ambos sitios ($P=0.02$), teniendo valores mayores en el bosque urbano (Figura 2). En promedio, el bosque natural mineraliza 0.04 mg de C/m², mientras que el urbano 0.06 mg de C/m². Esto indica que la urbe puede ocasionar un aumento en la mineralización debido probablemente a la deposición de nutrientes al suelo favoreciendo a la actividad microbiana, ya sea aumentando las comunidades o haciéndolas más eficientes (Cuadro 1).

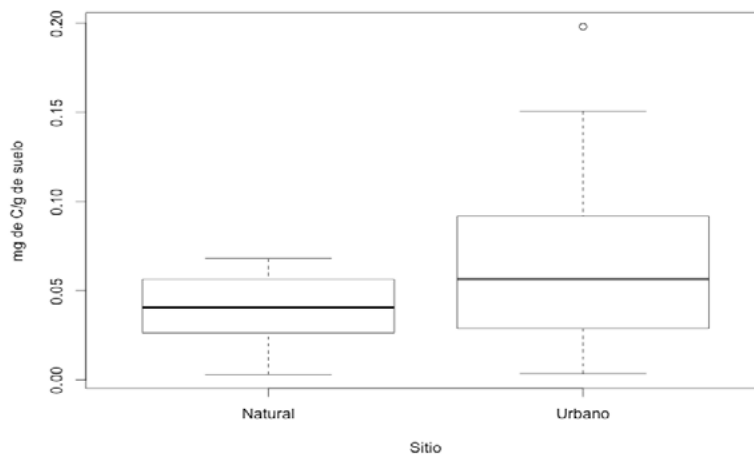


Figura 2. Mineralización de C en el suelo en los sitios de estudio.

Otro posible factor favorable para el aumento en la mineralización de C podría ser la disponibilidad de agua en suelo, ya que en el bosque urbano se presentan valores mayores en comparación con el natural (0.046 g de agua contra 0.065 g, en el bosque natural y urbano respectivamente; $P < 0.001$). En la Figura 3 se muestran las diferencias de agua entre ambos sitios. En el bosque natural, el agua podría

estar retenida en mayor cantidad en el mantillo en el que se observó más grueso respecto al bosque urbano.

Cuadro 1. Datos obtenidos en los meses de enero y febrero.

Sitio	T media (°C)			Precipitación media (mm)			Mineralización de C (mg/g día)			Contenido de agua (g/g de suelo)		
	Ene	Mar	Todo	Ene	Mar	Todo	Ene	Mar	Todo	Ene	Mar	Todo
Urbano	13.36	18.08	15.72	122.06	66.09	188.15	0.030	0.92	0.65	0.62	0.68	0.65
Natural	13.77	17,75	15.73	80	11.53	19.53	0.033	0.044	0.039	0.47	0.45	0.46

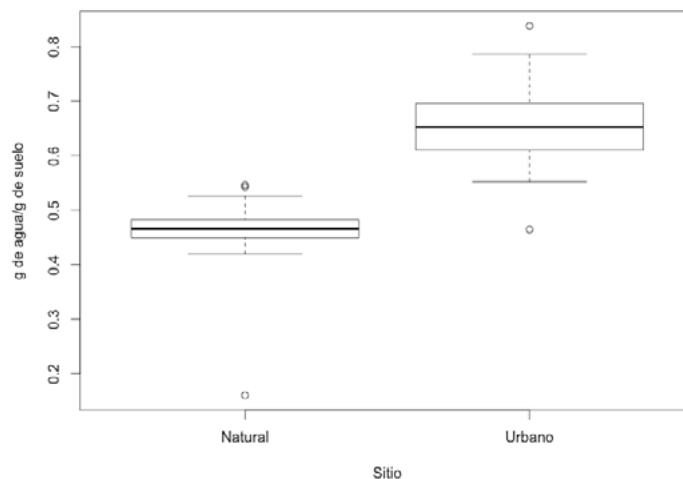


Figura 3. Cantidad de agua en un gramo de suelo.

A pesar de esto, el comportamiento durante el mes de enero en cuanto a la mineralización de C se muestra similar en ambos sitio, ya que no presentan diferencias significativas ($P= 0.61$). Sin embargo, el bosque natural presenta valores ligeramente más altos que el urbano.

Durante marzo la temperatura del aire y del suelo se vuelve más cálida (en comparación de enero) por ser el inicio de la primavera. Esto favorece a que haya diferencias significativas en la mineralización de C ($P= 0.004$) (Figura 4).

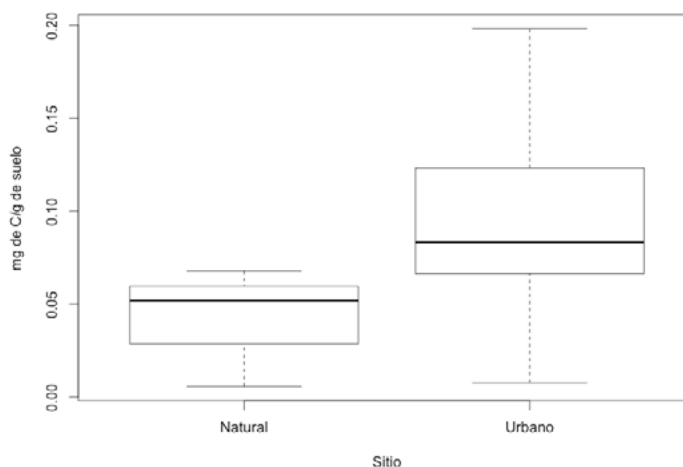


Figura 4. Minelarización de C en el suelo en el mes de marzo.



Conclusiones

La urbanización del bosque de niebla podría estar ocasionando un aumento en la mineralización de C en el suelo, por lo que podría estar alterando la biogeoquímica de la región. También podría ser un indicador de un ecosistema con tasas de transformación más rápidas.

Bibliografía

- Berendse, F., N. Van Breemen, Ha. Rydin, A. Buttler, M. Heijmans, M.R. Hoosbeek, J.A. Lee, E. Mitchell, T. Saarinen, H. Vasander and B. Wallen. 2001. Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in Sphagnum bogs. *Global Change Biology* 7:591-598.
- Coleman, D.C., R.V. Anderson, C.V. Cole, E.T. Elliot, L. Woods and M.K. Campion. 1978. Trophic interactions in soils as they affect energy and nutrient dynamics IV. Flows of metabolic and biomass carbon. *Microbial Ecology* 4:373-380.
- Dixon, R.K., A.M. Solomon, S. Brown, R.A. Houghton, M.C. Trexler and J. Wisniewski. 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263:185-190.
- Fenn, M.E., J.S. Baron, E.B. Allen, H.M. Rueth, K.R. Nydick, L. Geiser, W.D. Bowman, J.O. Sickman, T. Meixner, D.W. Johnson and P. Neitlich. 2003a. Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States. *BioScience* 53:404-420.
- Fenn, M.E., R. Haeuber, G.S. Tonnesen, J.S. Baron, S. Grossman-Clarke, D. Hope, D.A. Jaffe, S. Copeland, L. Geiser, H.M. Rueth and J.O. Sickman. 2003b. Nitrogen emissions, deposition, and monitoring in the western United States. *BioScience* 53:391-403.
- Grimm, N.B., J.G. Grove, S.T.A. Pickett and C.L. Redman. 2000. Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems Urban ecological systems present multiple challenges to ecologists-pervasive human impact and extreme heterogeneity of cities, and the need to integrate social and ecological approaches, concepts, and theory. *BioScience* 50:571-584.
- Groffman, P.M., R.V. Pouyat, M.L. Cadenasso, W.C. Zipperer, K. Szlavecz, I.D. Yesilonis, L.E. Band and G.S. Brush. 2006. Land use context and natural soil controls on plant community composition and soil nitrogen and carbon dynamics in urban and rural forests. *Forest Ecology and Management* 236:177-92.
- INEGI. 2015. <http://www.inegi.org.mx/default.aspx>.
- Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems: a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:399-417.
- Kapelle, M. and D. Brown. 2001. Introducción a los bosques neotropicales. Una síntesis regional. *Patrones de Diversidad y Composición Florística en los Bosques de las Montañas Neotropicales* 26-40.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220:242-258.
- Lorenz, K. and R. Lal. 2009. Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environment International* 35:1-8.
- Lovett, G.M. and J.D. Kinsman. 1990. Atmospheric pollutant deposition to high-elevation ecosystems. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 24:2767-2786.
- Melillo, J.M., J.D. Aber, A.E. Linkins, A. Ricca, B. Fry and K.J. Nadelhoffer. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *In: Clarholm, M. and L. Bergström (Eds.). Ecology of Arable Land - Perspectives and Challenges. Springer Netherlands.* pp. 53-62.
- Nadelhoffer, K.J. 2000. The potential effects of nitrogen deposition on fine-root production in forest ecosystems. *New Phytologist* 147:131-139.
- Oke, T.R. 2002. *Boundary Layer Climates*. Routledge, Z., N.D. Dillard and N.B. Grimm (Eds.).
- Ollinger, S.V., J.D. Aber, G.M. Lovett, S.E. Millham, R.G. Lathrop and J.M. Ellis. 1993. A Spatial Model of Atmospheric Deposition for the Northeastern U.S. *Ecological Applications* 3:459-472.
- Post, W.M., W.R. Emanuel, P.J. Zinke and A.G. Stangenberger. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298:156-159.
- Schulze, E.-D. 1989. Air Pollution and Forest Decline in a Spruce (*Picea abies*) Forest. *Science* 244:776-783.
- Williams-Linera, G. 2002. El bosque de niebla del centro de Veracruz: Ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. INECOL-CONABIO, Xalapa, Veracruz.
- SMN. 2014. Climas de México. http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=103&Itemid=80 (Consulta: mayo 18, 2014).

5.37 Variaciones climáticas inter-anales como determinantes en la concentración de carbono orgánico en el suelo

López-Teloxa Leticia C.¹; Castelán-Vega Rosalía²; Cruz-Montalvo Abel²; Tamaríz-Flores José V.² y Chediak Sandra³

¹Posgrado en Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Av. Sn Claudio y Río Verde S/N, Col. Sn. Manuel, CP 72570, Puebla, Puebla.

²Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur 6301, Col. Sn. Manuel, CP 72570, Puebla, Puebla.

³Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

Autor para correspondencia: citlaly_lo@hotmail.com

Resumen

El clima y los suelos son reconocidos como los principales motores de casi todas las propiedades de los ecosistemas y comunidades. Con base en esto, es importante entender los efectos de la disponibilidad del agua en las tasas de los procesos químicos y biológicos que afectan la formación del suelo. Así como a la acumulación de carbono orgánico en suelo (COS); que además es un proceso importante para mitigar efectos del cambio climático, ya que este, además de ser un sumidero, es un reservorio de carbono estabilizado. El objetivo de este trabajo es conocer las relaciones entre las variaciones interanuales y estacionales en las precipitaciones y cómo influyen en la humedad acumulada y el contenido de carbono orgánico en el suelo en diferentes usos de suelo. Se realizaron tres muestreos, en temporada de sequía y lluvia (2014) y el tercero en temporada de sequía del siguiente año. Se seleccionaron un total de 40 puntos de muestreo. La extracción de muestras de aproximadamente 1 kg de masa consistió en tomar una porción del suelo a dos profundidades 0-10 y 10-20 cm. A las muestras, se les determinó carbono orgánico mediante el método de Walkley-Black, nitrógeno total por el método de micro-Kjeldahl, y densidad aparente por el método de cilindro. En las diferentes temporadas de muestreo, se presentaron cambios significativos en la humedad acumulada y el contenido de carbono orgánico en el suelo.

Palabras clave: almacenamiento de carbono, precipitación, usos de suelo.

Abstract

Climate and soils are recognized as the main drivers of almost all properties of ecosystems and communities. Based on this, it is important to understand the effects of water availability on the rates of chemical and biological processes that affect soil formation. As well as to the accumulation of organic carbon in soil (COS); which is also an important process to mitigate the effects of climate change, since this, besides being a sink, is a reservoir of stabilized carbon. The objective of this work is to know the relationships between the interannual and seasonal variations in rainfall and how they influence the accumulated moisture and the content of organic carbon in the soil in different soil uses. Three samplings were carried out, in drought and rainy season (2014) and the third in the following year's drought season. A total of 40 sampling points were selected. Sampling of approximately 1 kg of mass consisted of taking a portion of the soil at two depths 0-10 and 10-20 cm. The samples were determined organic carbon by the Walkley-Black method, total nitrogen by the micro-Kjeldahl method, and apparent density by the cylinder method. In the different sampling seasons, there were significant changes in the accumulated humidity and the organic carbon content in the soil.



Key words: carbon storage, precipitation, land use.

Introducción

Según Huston (2012), el clima y los suelos han sido ampliamente reconocidos como los principales motores de casi todas las propiedades de los ecosistemas y comunidades. Sin embargo, los efectos del clima sobre las propiedades del suelo han sido menos investigados. Este autor sugiere que es importante entender los efectos de la disponibilidad del agua en las tasas de los procesos químicos y biológicos que afectan la formación del suelo.

Huston y Walverton (2009) explican que la productividad primaria neta (PPN), es decir la tasa a la que las plantas convierten el dióxido de carbono y agua en compuestos de carbono ricos en energía, es el fundamento de toda la vida en la tierra. La productividad está determinada por los procesos geológicos que son la fuente de elementos minerales del interior de la tierra, y también de los procesos químicos y el transporte físico de estos minerales que los hacen disponibles para los organismos. La temperatura y la precipitación tienen un efecto indirecto en la PPN a través de los procesos fisico-químicos que disuelven y transportan dichos minerales. Este proceso del lavado mineral ocurre más rápido bajo condiciones cálidas y húmedas. Flanagan *et al.* (2002) observaron que las variaciones interanuales en las precipitaciones determinan la cantidad de humedad en el suelo, la cual está correlacionada positivamente con la tasa fotosintética de los ecosistemas. Si bien se ha registrado una relación entre las precipitaciones y las tasas fotosintéticas y de respiración y, por lo tanto, en la PPN para diversos ecosistemas, se han obviado los procesos en el suelo que son los que median estos resultados.

El agua que llega al suelo, puede infiltrarse, formar parte de un flujo de agua superficial, o acumularse en las hojas de las plantas o en charcos de donde evapora hacia la atmósfera. La lluvia que se infiltra forma parte del agua del suelo, la cual puede ser usada por las plantas y también retornar a la atmósfera por evaporación. Así mismo, si hay suficiente infiltración, puede moverse más allá de la zona radical hacia el agua subterránea.

El manejo del suelo puede afectar significativamente el agua en el suelo ya que la cantidad de agua que alcanza cada uno de estos destinos durante un período dado no está determinado solamente por la cantidad de lluvia sino también por las propiedades químicas y la arquitectura o estructura física del suelo. Las tasas de infiltración son afectadas por la cantidad de agua en el suelo en el momento de la lluvia, la cual dependerá del momento de ocurrencia de la última precipitación, de la permeabilidad del suelo, y de la capacidad del mismo para retener el agua, la cual variará con la profundidad del suelo, la pedregosidad y la textura.

El estudio de la capacidad de retención del agua en el suelo, la precipitación y la evaporación han sido tradicionalmente estudiados para la planeación de la agricultura. Sin embargo, en ambientes naturales los procesos de disponibilidad de agua en el suelo en relación a las variaciones estacionales e interanuales es un tema que necesita ser más investigado.

Huston y Walverton (2009) comparando suelos de sitios templados y tropicales, sugieren que los de zonas templadas son más ricos en nutrientes, principalmente N, que aquellos de las selvas lluviosas. Esto se debería a que en sitios con altas precipitaciones, debido al lavado de los cationes, se liberan H^+ y por lo tanto los suelos tienden a ser cada vez más ácidos, es decir tienen pH menor a 7. Esto tiene numerosas consecuencias, entre ellas, una disminución en el fósforo disponible, ya que la solubilidad de este elemento disminuye con la acidez.

La principal fuente de nitrógeno en el suelo viene de la fijación del atmosférico a través de las plantas (Huston y Walverton, 2009). Pero para que las plantas realicen esta función, necesitan que los otros nutrientes, por ejemplo el fósforo, esté disponible. Por lo tanto, habrá más acumulación de nitrógeno en suelos con mayor fósforo disponible (Walker y Adams, 1958, en Huston y Walverton, 2009).

En las zonas lluviosas, el pH ácido inmoviliza el fósforo y por lo tanto no se fija el N. La relación N:P tiende a ser mayor en los suelos tropicales y en las hojas de los árboles (Zinke *et al.*, 1984 y Vitousek, 1984, en Huston y Walverton, 2009).

A diferencia de lo expuesto por Huston y Walverton (2009), López Teloxa *et al.* (en preparación), comparando estaciones secas y húmedas encontraron diferencias significativas en el contenido de nitrógeno y pH del suelo. En la estación seca, registraron suelos con un pH ácido. Es decir, el pH fue mayor en la época húmeda. Es decir que en la época seca, al tener un pH menor, el suelo es más ácido. Lo que coincide con lo encontrado por Jaramillo (2002) que dice que la variación del pH se debe a cambios en el tiempo de manera natural según las épocas de lluvia y estiaje. Por el efecto de la menor dilución, el contenido de sales y/o el aporte de CO₂ debido a la actividad biológica de los organismos en el suelo, el pH del suelo es menor (más ácido) que en la época de humedad.

Si bien a escala global estos procesos son bien comprendidos, a escala local y en escalas de tiempo de años o estaciones, los cambios en disponibilidad de agua del suelo, nutrientes y pH han sido solo parcialmente estudiados. Por ejemplo Wang *et al.* (2001) encontraron que en los bosques, arbustales y pastizales la materia orgánica y el nitrógeno del suelo son mayores que en los cultivos.

En el caso de las variaciones estacionales de los nutrientes, Turner *et al.* (2015) registraron para el bosque lluvioso de Panamá, que las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo presentes en materia orgánica del suelo, declinaron durante los 4 meses de la estación seca, y luego se recobraron rápidamente durante la siguiente estación seca.

Según estos autores la disminución en carbono y nitrógeno era muy grande para ser explicada por cambios en la caída de hojarasca o densidad aparente. Sin embargo, la mayor proporción de la disminución del fósforo en la época seca podría explicarse por una declinación en la biomasa microbial del suelo. Sus resultados tienen consecuencias importantes para entender la estabilidad y recambio de la materia orgánica ya que una fracción importante de la materia orgánica sería estacionalmente transitoria, a pesar de que a largo plazo la cantidad de nutrientes podría considerarse insignificante.

El objetivo de este trabajo es conocer las relaciones entre las variaciones interanuales y estacionales en las precipitaciones y estas como influyen en la humedad acumulada y el contenido de carbono orgánico en el suelo en diferentes usos de suelo del sitio Ramsar “Presa Manuel Ávila Camacho”.

Materiales y métodos

Características del sitio

El sitio abarca 23 612 ha en la parte sur del municipio de Puebla en la Cuenca del Alto Balsas e incluye un valle aluvial formado por el Río Atoyac. Los tipos de suelos en el sitio incluyen: Feozem háplico (este y oeste de la Presa), Regosol eútrico (oeste de la Presa), Regosol calcárico (oeste de la Presa), Cambisol eútrico (sureste de la Presa), Cambisol cálcico (este de la Presa), Litosol (sur y suroeste de la Presa), Rendzina (sur y suroeste de la Presa), y Vertisol pélico (norte de la Presa). El sitio es montañoso, la elevación máxima es 2510 m s.n.m. y la mínima 1790 m s.n.m.

El clima varía entre una temporada de lluvias en el verano y una temporada de sequía en el invierno. La precipitación anual en el sitio varía entre 741 a 863 mm. La temperatura media anual en el sitio varía entre 16.02 a 17.5 °C.

Análisis de muestras

De acuerdo al mapa de clases de vegetación de la cartografía del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) serie V, que corresponde a la vegetación del año 2013, se seleccionaron un total de 40 puntos para el muestreo (14 en agricultura de temporal, 6 en bosque de encino con vegetación secundaria arbustica, 15 en pastizal inducido y 5 en asentamientos humanos), cabe resaltar que esta

selección fue acorde al acceso a la zona. La ubicación correspondiente a cada uno de ellos se muestra en la Figura 1.

Se realizaron dos muestreos en el año 2014, el primero se llevó a cabo en el mes de febrero, donde no se registraron precipitaciones y se reportó una temperatura de 15.9 °C (Sequía₍₁₎), y el segundo en el mes de julio, con 78.9 mm de lluvia y temperatura de 17.75 °C (Lluvia), se llevó a cabo un tercer muestreo en el mes de febrero del año 2015, donde se presentaron 1.6 mm de lluvia y temperatura de 14.8 °C (Sequía₍₂₎), esto con la finalidad de conocer si las condiciones climáticas impactan en el almacenamiento de COS.

Cada muestra fue de un kilo de suelo de 0-10 y 10-20 cm de profundidad. Se aplicó la técnica del cilindro para determinar la densidad aparente. Después de secar y tamizar las muestras, se les determinó pH, porcentaje de carbono orgánico mediante el método de Walkley-Black, y nitrógeno total (NT) por el método de micro-Kjeldahl de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Con los resultados obtenidos de COS y NT, así como con las coordenadas de cada uno de los puntos, se generaron mapas con ayuda de Surfer versión 7 Surface Mapping System, mostrando la distribución espacial del COS y NTS dentro de la zona.

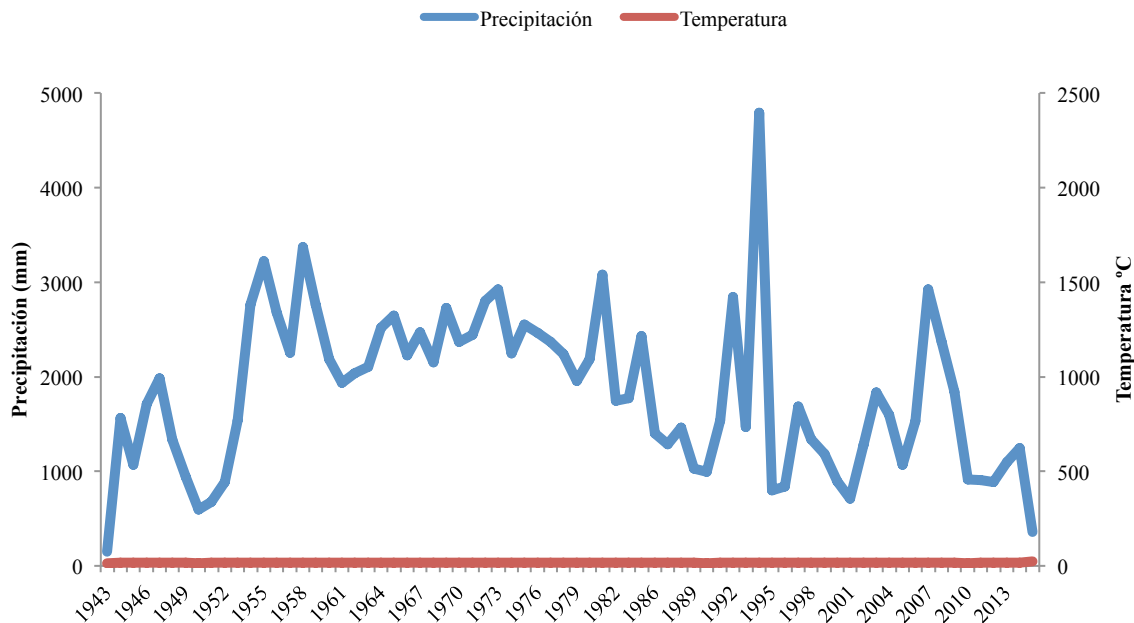


Figura 1. Variación inter-anual y estacional para los años 1943-2015 en el sitio Ramsar. Fuente: CONAGUA.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza para determinar los factores que influyeron en el contenido del CO en los suelos con un intervalo de confianza de 95%. Además se usó la prueba de Tukey ($p < 0.05$) para determinar diferencias significativas de los resultados promedio entre las variables y los factores de evaluación. Se utilizó el software estadístico Minitab® 16.1.0.

Resultados

Se encontraron variaciones interanuales en las precipitaciones, esto se puede observar en la Figura 2. También variaciones interanuales y estacionales para los años 2013, 2014 y 2015.

La estación de secas fue más prolongada para el 2014, en los meses de enero, febrero, marzo y diciembre, con respecto a las del 2013, mientras que para el 2015 el año fue más seco, ya que las precipitaciones más altas se presentaron en el mes de mayo (119 mm). Por otro lado, los años 2013 y 2014 fueron años lluviosos, presentando precipitaciones de mayo a octubre mayores de 50 mm, siendo septiembre (2013) y junio (2014) los meses que alcanzaron 300 mm de lluvia.

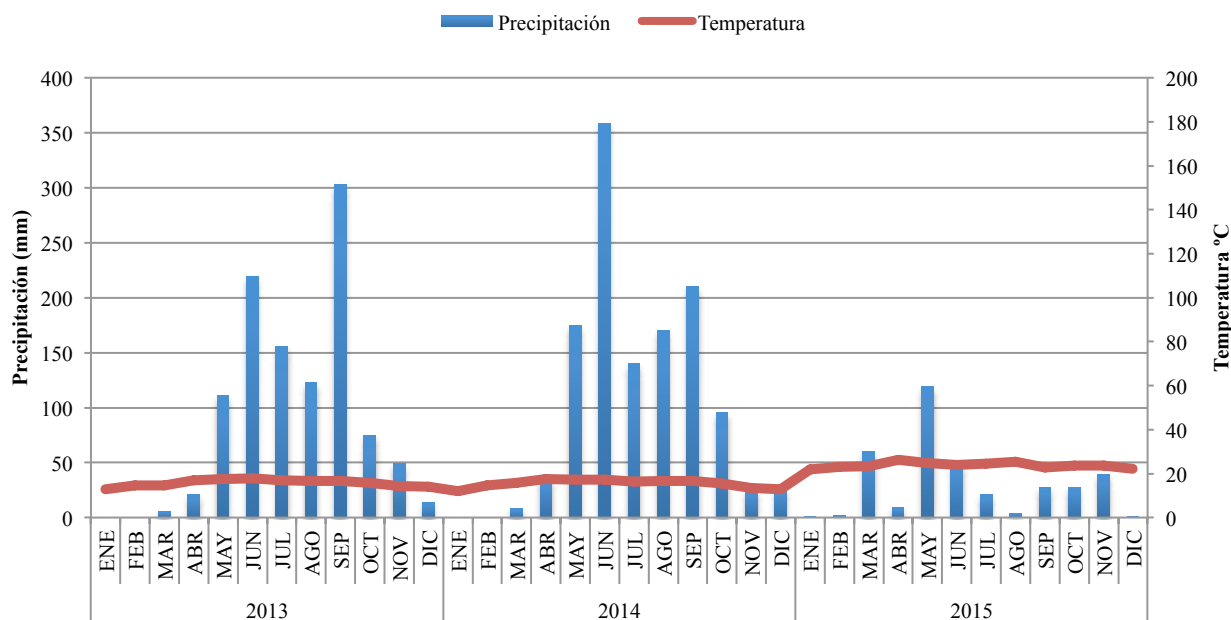


Figura 2. Variación inter-anual y estacional para los años 2013-2015 en el sitio Ramsar. Fuente: CONAGUA.

Al realizar el análisis estadístico (Cuadro 1) con todos los resultados de acuerdo a los usos de suelo que se encuentran en el sitio y a la temporada de muestreo, se obtiene lo siguiente, en la temporada de sequía₍₁₎ se observan variaciones significativas en cuanto al contenido de agua en muestras ($p = 0.02$), COS ($p = 0.001$) y pH ($p = 0.04$), sin embargo, el NTS y densidad aparente no muestra cambios significativos ($p = 0.138$ y $p = 0.302$, respectivamente).

Por otro lado en la temporada de lluvia se presentaron cambios significativos en cuanto al contenido de agua en muestras ($p = 0.00$) y COS ($p = 0.012$), no se muestran cambios significativos en el resto de las variables analizadas para NTS una $p = 0.393$, pH de $p = 0.873$ y por último, en densidad aparente $p = 0.09$. Para el caso de la temporada de sequía₍₂₎ se observan cambios significativos en contenido de agua en muestras ($p = 0.01$), COS ($p = 0.007$) y en NTS ($p = 0.026$), mientras que para pH y densidad aparente no se observan cambios significativos ($p = 0.75$ y $p = 0.114$, respectivamente).

Entre los años 2012 y 2015, que son los años que se realizó el muestreo, se aprecia una variación importante de las precipitaciones y temperatura (Figura 2), al comparar estos datos y los resultados obtenidos del análisis estadístico, se aprecia que en el año 2013 las precipitaciones fueron menores que en el 2014. Esto da como resultado que en Sequía₍₁₎ el contenido de agua en el suelo sea menor que en sequía₍₂₎ pero mayor en la temporada de Lluvia ($S_1 < S_2 < Ll$).

Cuadro 1. Promedios de resultados obtenidos de las variables contenido de agua en muestras, COS, NTS, pH y densidad aparente.

Temporada de muestreo	Uso de suelo	Contenido de agua en muestras	COS	NTS	pH	Densidad aparente
		g	t/ha	t/ha	H ₂ O	g/cm ³
Sequía ₍₁₎	AT	30.61±12.28 a,b	20.71±8.94 b	1.57±1.13 a	6.63±0.51 a,b	1.08±0.10 a
	BQ/VSa	25.09±10.27 b	38.79±15.03 a	2.93±1.14 a	6.12±0.85 b	1.05±0.11 a
	PI	36.89±17.27 a,b	27.57±15.5 a,b	2.01±1.38 a	6.47±0.71 a,b	1.02±0.14 a
	AH	45.41±20.63 b	16.31±13.06 b	2.56±3.52 a	6.94±0.44 a	1.10±0.18 a
Lluvia	AT	86.51±18.08 a	19.72±8.44 a,b	2.66±1.29 a	6.90±0.65 a	1.09±0.06 a
	BQ/VSa	59.07±22.63 b	22.95±9.43 a,b	2.75±0.76 a	6.78±0.58 a	1.06±0.11 a
	PI	68.33±20.40 b	25.5±12.91 a	3.11±1.22 a	6.74±0.93 a	1.05±0.10 a
	AH	89.87±20.34 a	13.48±7.6 b	2.51±0.91 a	6.89±0.54 a	1.11±0.05 a
Sequía ₍₂₎	AT	40.34±21.30 a,b	20.76±8.09 a,b	1.13±0.99 a,b	6.33 ±0.64 a	1.09±0.09 a
	BQ/VSa	49.46±25.46 a	23.02±6.73 a,b	1.16±0.96 a,b	6.34 ±0.40 a	1.03±0.11 a
	PI	25.33±11 b	27.17±16.74 a	1.78±1.20 a	6.33 ±0.64 a	1.08±0.07 a
	AH	47.30±36.11 a	11.66±10.83 b	0.77±0.57 b	6.56 ±0.81 a	1.01±0.16 a

Sequía(1)= muestreo 1; Lluvia= muestreo 2; sequía(2)= muestreo 3; COS= Carbono orgánico del suelo; NTS= Nitrógeno total del suelo.

a, b, c indican diferencias significativas medidas por prueba de Tukey.

Para determinar si existe una posible relación entre las variables contenido de agua en muestras, pH y Densidad aparente con el contenido de COS y NTS, se realizó un análisis de regresión múltiple. Donde se obtiene que COS esta relacionado con pH ($p = 0.01$) y DA ($p = 0.01$), pero no lo esta para el contenido de agua en muestras ($p = 0.33$). Mientras que para NTS lo esta para con DA ($p = 0.01$) y contenido de agua en muestras ($p = 0.01$), pero no para pH ($p = 0.95$). Obteniéndose las ecuaciones 1 y 2 de regresión.

$$\text{COS (t/ha)} = 104.499 - 2.9697 \text{ pH} - 61.960 \text{ DA (g/cm}^3\text{)} + 0.02146 \text{ Contenido agua en suelo (g)} \quad (1)$$

$$\text{NTS (t/ha)} = 5.6409 + 0.0073 \text{ pH} - 4.2701 \text{ DA (g/cm}^3\text{)} + 0.012985 \text{ Contenido agua en suelo (g)} \quad (2)$$

Discusión

Es sabido que el rendimiento de las plantas se ve afectado por la pérdida de superficie foliar debido a defoliación provocada por la ocurrencia de precipitaciones intensas o granizo y por la asfixia radicular debido al anegamiento prolongado causado por un exceso de agua en el suelo. Lo cual es un importante factor que determina la actividad microbiana y por tanto la concentración de los principales nutrientes (Agosta y Cavagnaro, 2010). En la Figura 1, se aprecia que se han presentado importantes variaciones interanuales de la precipitación y temperatura en el Sitio Ramsar.

Además, se presentan importantes variaciones estacionales en los años 2013, 2014 y 2015 y que de acuerdo al análisis estadístico de varianza (ANOVA), se muestran importantes diferencias significativas entre el contenido de agua en muestras de suelo, contenido de carbono orgánico y nitrógeno total. Para el 2013 las precipitaciones fueron menores y distribuidas a lo largo del año, esto explica porque el primer muestreo (sequía₍₁₎) contiene menor de agua en las muestras. Comparando lo anterior con los resultados para la temporada de sequía₍₂₎ con el 2014, que fue un año con más acumulación de agua.

Conclusión

Las diferencias encontradas en las concentraciones de nutrientes entre las estaciones del año, podría influir en la dinámica de la biota del lugar. Si bien no se han realizado estudios en el campo, trabajos experimentales muestran que las diferencias en la disponibilidad de N y P son críticas para la actividad y la estructura de la comunidad de los descomponedores microbianos, y por lo tanto, de los procesos que de ellos dependen (Fanin *et al.*, 2016).

Es necesario estudiar relación cantidad de agua en el suelo, cantidad de N para la fertilización de los suelos, especialmente en cultivos de secano, dado que no es posible predecir la distribución y cantidad de agua de lluvia en estos sitios, los agricultores no pueden saber la cantidad de fertilizante que deben aplicar (Shaxson y Barber, 2005). Los cultivos orgánicos y de labranza cero, pueden favorecer a solucionar este dilema.

Bibliografía

- Agosta, E. y M. Cavagnaro. 2010. Variaciones interanuales de la precipitación de verano y el rendimiento del cultivo de la vid en Mendoza. *Geoacta* 35(2):1-10.
- Fanin, N., S. Hättenschwile, P.F. Chavez-Soria and N. Fromin. 2016. (A)synchronous Availabilities of N and P Regulate the Activity and Structure of the Microbial Decomposer Community. *Frontiers in Microbiology* <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2015.01507>.
- Flanagan, L.B., L.A. Wever and P.J. Carlson. 2002. Seasonal and interannual variation in carbon dioxide exchange and carbon balance in a northern temperate grassland. *Global Change Biology* 8:599-615.
- Huston. 2012. Precipitation, soils, NPP, and biodiversity: resurrection of Albrecht's curve. *Ecological Monographs* 82(3):277-296.
- Huston, M. and S. Wolverton. 2009. The global distribution of net primary production: resolving the paradox. *Ecological Monographs* 79(3):343-377.
- Jaramillo, D. 2002. Introducción a la Ciencia del Suelo. Universidad Nacional De Colombia Facultad De Ciencias, Medellín.
- Shaxson, F. y R. Barber. 2005. Optimización de la humedad del suelo para la producción vegetal. *Boletín de suelos de la FAO* 79:113.
- Turner, B. L., J.B. Yavitt, K.E. Harms, M.N. Garcia and S.J. Wright. 2015. Seasonal changes in soil organic matter after a decade of nutrient addition in a lowland tropical forest. *Biogeochemistry* 123(1):221-235.
- Wang, J., F. Bojie, Y. Qiu and L. Chen. 2001. Soil nutrients in relation to land use and landscape position in the semi-arid small catchment on the loess plateau in China. *Journal of Arid Environments* 48(4):537-550.

5.38 Los agroecosistemas ¿funcionan como sumidero de carbono?

López-Avendaño J. E.¹; Rodríguez J. C.²; Yopez-González E.³; Watts-Thorp C.²; Robles-Zazueta C.⁴; Félix-Lizárraga J. U.⁵; López-Higuera L.⁵ y Saiz-Rodríguez R.⁶

¹Postgrado en Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma de Sinaloa. Carretera Culiacán-El Dorado, km 17.5, CP 80000, Culiacán, Sinaloa.

²Universidad de Sonora. Luis Encinas y Rosales S/N, CP 83000, Hermosillo, Sonora.

³Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 sur, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora.

⁴Postgrado en Biociencias, DICTUS, Universidad de Sonora. Luis Encinas y Rosales S/N, CP 83000, Hermosillo, Sonora.

⁵Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Sinaloa. Carretera Culiacán-El Dorado, km 17.5, CP 80000, Culiacán, Sinaloa.

⁶Posgrado en Geología, Universidad de Sonora. Luis Encinas y Rosales S/N, 83000, Hermosillo, Sonora.

Autor para correspondencia: jcrodr@guayacan.uson.mx

Resumen

Entre el 2015 y 2017, un grupo de investigación de la MISTRAL, UNISON, UAS, ITSON y UABC realizará una serie de experimentos en cultivos anuales y perennes para analizar su eficiencia de conversión de agua en carbono. En esta primera etapa fueron realizados experimentos en maíz, trigo y sandía, en valles agrícolas de noroeste de México. En cada valle se instaló una torre micrometeorológica e instrumentada con un equipo de covarianza de Vórtices. Los resultados preliminares muestran que el maíz está acumulando dos veces más carbono que el trigo y cuatro más que la sandía. La evapotranspiración (ET) máxima entre los cultivos, no varió mucho entre ellos, lo que significa que este movimiento de agua hacia la atmósfera es fuertemente influenciado por la radiación y el resto de variables meteorológicas. Lo anterior permite concluir que el maíz será un cultivo más eficiente en el uso de agua.

Palabras clave: evapotranspiración, maíz, trigo, sandía.

Abstract

Between 2015 and 2017, a research group of the MISTRAL, UNISON, UAS, ITSON and UABC will conduct a series of experiments to analyze annual and perennial conversion efficiency water to carbon by the crops. In this first phase they were carried out experiments in corn, wheat and watermelon, in agricultural valleys of northwestern Mexico. In each valley one micrometeorological tower were installed and instrumented with a system of Eddy Covariance. Preliminary results show that corn is accumulating twice as much carbon as wheat and four more than watermelons. Evapotranspiration (ET) Maximum between crops did not vary much between them, which means that this movement of water into the atmosphere is strongly influenced by radiation and other meteorological variables. This allows us to conclude that corn will be a more efficient water use culture.

Key words: evapotranspiration, maize, wheat, watermelon.

Introducción

En el manejo de recursos hídricos uno de los problemas más urgentes a atender, es la competencia por agua entre usuarios (Fereris y Soriano, 2007; Bittelli, 2010). La disponibilidad de agua de riego, es otro factor que limita el crecimiento de la producción de alimentos, especialmente en las zonas áridas y semiáridas, donde el agua es escasa y en gran medida disminuirá aún más consecuencia del cambio climático (Martínez *et al.*, 2014).

A nivel global entre el 80 a 90% de agua es consumida por la agricultura, con una eficiencia de uso de alrededor del 50% a nivel parcelario (Hamdy *et al.*, 2003). Es una de las actividades productivas que más altera los ecosistemas, en parte por el cambio de uso de suelo al que son sometidos, el manejo del suelo que propicia la pérdida del carbono (C) fijado por las plantas y el uso extensivo de fertilizantes de origen químico (Lal, 2004). Sin embargo, algunas regiones áridas se han transformado en sitios productivos e incrementado los flujos de vapor de agua, permitiendo el movimiento de alimentos a regiones menos productivas en el mundo (Gordon *et al.*, 2005).

Los agroecosistemas ocupan alrededor de un tercio del área continental del planeta, pero su contribución al ciclo de C global, permanece incierta. Existe la hipótesis de que pudieran estar capturando más CO₂ que los ecosistemas naturales, pero también la lógica nos dice que al ser removida la planta del sistema este C capturado se emite en algún lugar más, además de las alteraciones provocadas al suelo por el uso de maquinaria pesada (Gilmanov *et al.*, 2010).

Es claro, que existe la necesidad de alimento a nivel de país y generalmente solo se tienen dos opciones, producir o comprar productos, México ocupa el segundo lugar en la compra de productos (Chapagain *et al.*, 2006), lo cual le ahorra una importante cantidad de agua anualmente. A pesar de esto en México su principal actividad del sector primario y ha propiciado la formación de mosaicos en diversos ecosistemas representativos del país (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008; Castellanos *et al.*, 2010).

En Sonora, existen grandes extensiones dedicadas para siembra, sobre todo cereales, frutales y forrajes para ganado. En este contexto, es necesario monitorear el efecto de la agricultura extensiva e intensiva sobre el flujo de materia (CO₂, H₂O) y energía (LE, H, G, Rn) (Baldocchi, 2008).

Por lo siguiente, se analiza la idea de Falkenmark y Lannerstad (2005), sobre cuáles serían las opciones para satisfacer la necesidad de agua adicional para la producción de alimentos en el mundo: ¿Expandir la áreas irrigadas, expandir horizontalmente la agricultura en las zonas de temporal o incrementar la productividad del agua en la agricultura irrigada o de temporal?. En este sentido, se analiza la productividad del agua en cultivos de importancia en el noroeste de México en función de la evapotranspiración (ET), el intercambio neto de carbono (NEE) y conocer si funcionan como sumidero o fuente de emisión de carbono.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realiza en los valles agrícolas del noroeste de México y esta etapa incluye información de los valles del Culiacán, Yaqui y Costa de Hermosillo. Estos valles presentan variabilidad en precipitación, temperatura del aire y humedad atmosférica (Cuadro 1). El valle de Culiacán tiene un clima cálido subhúmedo, con precipitación media anual de 667 mm, temperatura media anual de 25 °C, y extremas de 40 y 0 °C, y una demanda atmosférica anual de 2111 mm. El valle del Yaqui, tiene un clima cálido seco, con precipitación media anual de 334 mm, temperatura media anual de 23.4 °C, y extremas de 42 y -3 °C, y una demanda atmosférica anual de 2155 mm. La Costa de Hermosillo, tiene un clima cálido seco, con precipitación media anual de 188 mm, temperatura media anual de 22.4 °C, y extremas de 49.5 y -7 °C, y una demanda atmosférica anual de 2704 mm.

Cuadro 1. Normales climatológicas de valles agrícolas en el noroeste de México.

Mes	Costa de Hermosillo			Valle del Yaqui			Valle de Culiacán		
	Tprom (C)	Lluvia (mm)	Etpan (mm)	Tprom (C)	Lluvia (mm)	Etpan (mm)	Tprom (C)	Lluvia (mm)	Etpan (mm)
Ene	14.2	11.1	118.6	16.4	24.8	96.9	19.4	18.4	103.2
Feb	15.7	12.3	137.9	17.5	11.8	104.7	20.1	11.7	126.2
Mar	17.5	3.3	195.9	19.1	2.5	145.2	21.3	2.8	189.0
Abr	20.3	2.2	249.8	21.9	1.7	190.4	23.6	2.4	227.7
May	23.8	2.4	321.7	25.0	0.7	230.9	26.4	1.1	266.9
Jun	28.0	1.6	345.6	29.2	4.3	253.2	29.5	19.7	257.9
Jul	30.9	35.6	315.0	31.2	73.3	252.9	29.8	162.8	211.0
Ago	30.8	52.6	274.6	31.3	74.3	240.4	29.3	209.2	183.9
Sep	29.4	34.5	248.0	30.3	87.1	214.7	29.0	141.6	159.5
Oct	24.3	7.8	222.7	26.7	24.5	179.7	27.5	50.0	162.7
Nov	18.5	6.2	157.0	21.5	10.7	140.0	23.5	21.3	125.7
Dic	14.8	18.6	117.6	16.9	17.9	106.5	20.2	26.3	97.2
Anual	22.4	188.2	2,704.4	23.9	333.6	2,155.5	25.0	667.3	2,110.9

En esta etapa del estudio solo se consideran los cultivos anuales que mayor superficie ocupan en sus distritos bajo riego, que generan un importante número de jornales, que consumen importantes láminas de riego y que tienen un importante ingreso en divisas. El Cuadro 2, muestras las fechas de siembra, duración del ciclo agrícola, de una hortaliza (sandía: ~7032 ha) en la Costa de Hermosillo y cereales, trigo (~ 190 000 ha) en valle del Yaqui y maíz (~ 123 000 ha) en el valle de Culiacán.

Cuadro 2. Fechas de siembra de los cultivos en los valles agrícolas del noroeste de México.

Cultivo	F. de siembra/trasplante	Duración del ciclo
Sandía	Enero 02	90-120
Maíz	Noviembre 15	180-190
Trigo	Diciembre 01	150-160

Mediciones micrometeorológicas, meteorológicas y procesamiento de datos

Sandía

En el centro de una superficie (60 ha) sembrada con sandía fue instalada una torre de 3 m de altura en 2016, con sensores para medir las componentes de la ecuación de balance de energía (BE) (Figura 1). También se hicieron otras mediciones meteorológicas en el aire y en el suelo (humedad del suelo, tensión, temperatura y riego).

Todos los sensores meteorológicos y del suelo fueron muestreado a 10 seg, promediados y almacenados en adquirentes de datos (Campbell, SCI). La mediciones turbulentas fueron realizadas usando un LI7500RS y un Anemómetro Sónico Gill, muestreados a 10 Hz y almacenados en memoria de 16 Gb. Los datos meteorológicos, suelo y BE fueron promediados a 30 min. Ambas series de datos fueron analizados para obtener valores diarios.

Maíz

En el centro de una superficie (40 ha) sembrado con maíz fue instalada una torre de 6 m de alto con sensores para medir las componentes de la ecuación de BE en 2016. También se hicieron otras mediciones meteorológicas en el aire y en el suelo (humedad del suelo, tensión, temperatura y riego). Todos los sensores meteorológicos y del suelo fueron muestreado a 10 seg, promediados y almacenados en adquirentes de datos (Campbell, SCI). La mediciones turbulentas fueron realizadas usando un LI7500 y un Anemómetro Sónico CSAT3, muestreados a 10 Hz y almacenados en memoria de 2 Gb en un CR5000. Los datos meteorológicos, suelo y BE fueron promediados a 30 min. Ambas series de datos fueron analizados para obtener valores diarios.

Trigo

En el centro de una superficie (50 ha) sembrado con trigo fue instalada una torre de 3 m de alto con sensores para medir las componentes de la ecuación de BE. También se hicieron otras mediciones meteorológicas en el aire y en el suelo (humedad del suelo, temperatura y riego).

Todos los sensores meteorológicos y del suelo fueron muestreado a 10 seg, promediados y almacenados en adquirentes de datos (Campbell, SCI). La mediciones turbulentas fueron realizadas usando un LI7500 y un Anemómetro Sónico CSAT3, muestreados a 10 Hz y almacenados en memoria de 2 Gb en un CR5000. Los datos meteorológicos, suelo y BE fueron promediados a 30 min. Ambas series de datos fueron analizados para obtener valores diarios.

Los flujos turbulentos (H y LE) en todos los cultivos fueron medidos con la técnica de covarianza de vórtices ó Eddy Covariance (EC) (Baldocchi, 2003). Los datos fueron procesaron con EdyPro versión 6.1 (desarrollado por LICOR) para obtener promedios cada 30 min. Se hicieron correcciones y particiones necesarias usando el sitio: http://www.bgcjena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/output/20141205021959/results_ext.php. Adicionalmente, se realizan mediciones semanales de humedad de suelo y mediciones de altura de planta y monitoreo con imágenes satelitales, MODIS 250m y ProbeV a 100 m de resolución.



Figura 1. Instrumentación de sitios experimentales (maíz, sandía, trigo) en los valles Culiacán, Costa de Hermosillo y Yaqui, México.

Resultados y discusión

Temperatura del aire

Una de las variables que impacta a los cultivos es la temperatura del aire. La Figura 2, muestra el comportamiento de la temperatura diaria en los tres sitios. En ella se observa que no existen grandes diferencias en las temperatura medias diaria en los tres valles, sin embargo las mínimas alcanzaron valores inferiores a 5 °C y superiores a 30 °C las máximas, en los tres valles agrícolas.

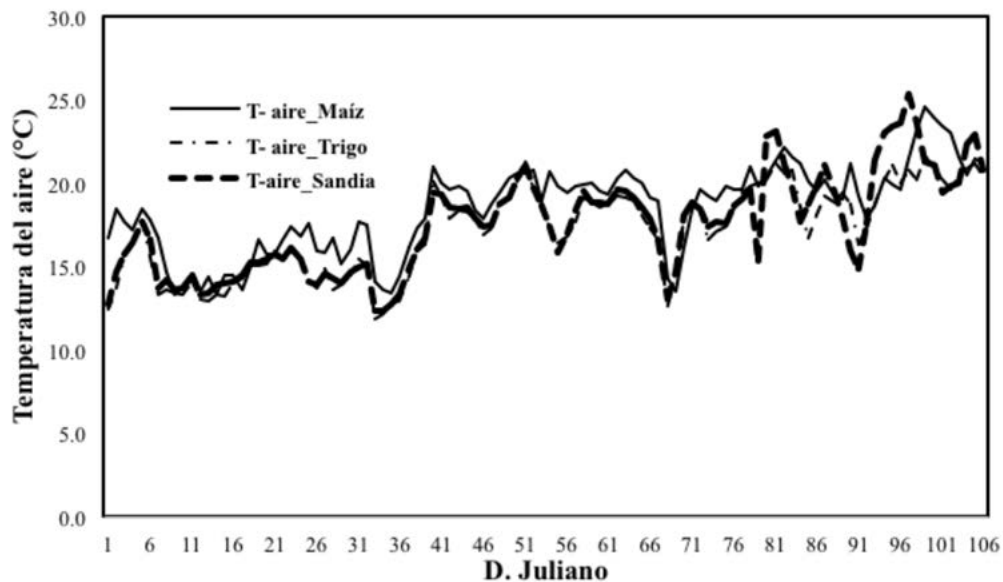


Figura 2. Temperaturas media diarias en los valles agrícolas del noroeste de México.

Maíz

La Figura 3 muestra el comportamiento diario de evapotranspiración (ET) e Intercambio Neto de carbono (NEE) en maíz. En ella se observa que la ET máxima muestra valores de 5.0 mm/día, similares los observados por Li *et al.* (2008) de 5.0 mm /día, pero inferiores a los reportados Ko y Piccinni (2009) entre 6 a 8 mm/día para diferentes ciclos agrícolas. En la misma figura se observa intercambio neto de Carbono (NEE). En ella se muestran datos de 52 d después de la emergencia, iniciando con valores de alrededor de -10 g/m²/d, y valores de NEE máximos de -16 g/m²/d, durante el periodo de floración-fructificación, los cuales son similares a reportada por Verma *et al.* (2005) para maíces irrigados en Nebraska. Considerándose que el maíz actúa como un importante sumidero de Carbono atmosférico.

Sandía

La Figura 4 muestra el comportamiento diario de evapotranspiración (ET) e Intercambio Neto de carbono (NEE) en sandía. En ella se observa que la ET máxima muestra valores de 5.0 mm/día, inferiores a los observados por Bastos (2012), de 8.14 mm /día, medida con lisímetro, para una densidad similar. En la misma figura se observa intercambio neto de Carbono (NEE). En ella se muestran datos de 41 d después del trasplante, iniciando con valores de -0.22 g/m²/d y valores de NEE máximos de -9.6 g/m²/d, durante el periodo de fructificación, manteniendo en estos valores hasta el inicio de la cosecha. Considerándose que la actúa como un sumidero de Carbono atmosférico y un importante exportador de agua.

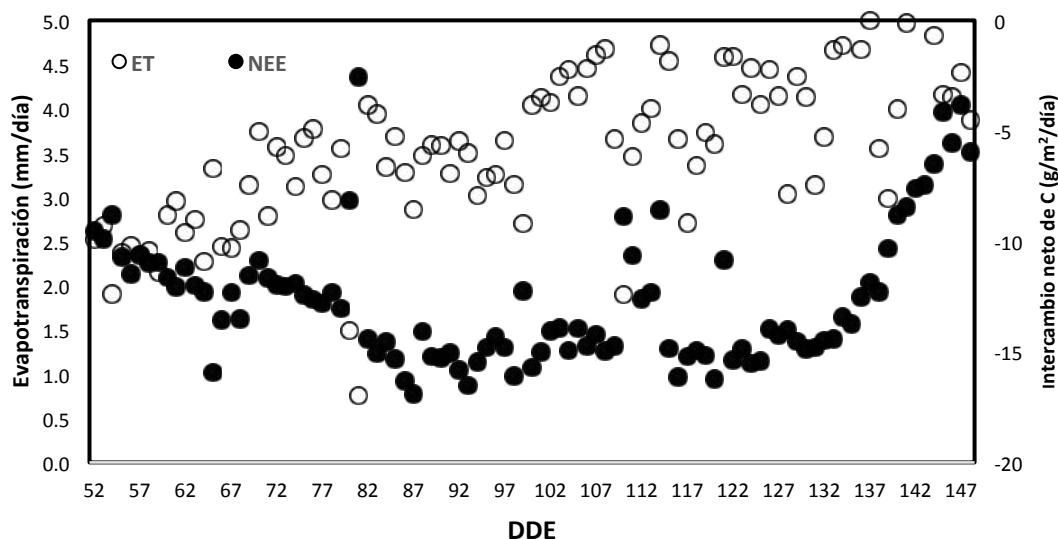


Figura 3. Evapotranspiración (ET) e Intercambio neto de Carbono (NEE) en maíz (*Zea mays*) en el Valle del Culiacán, México.

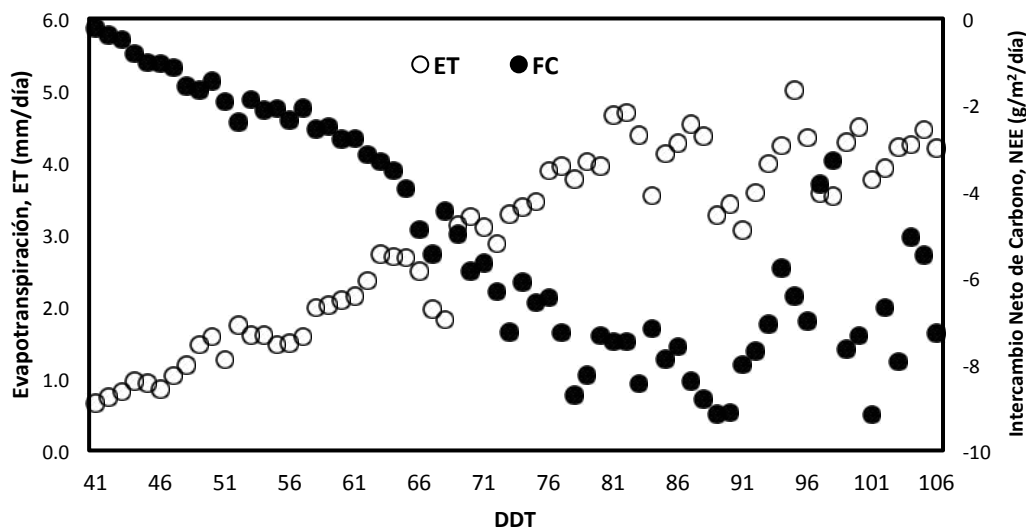


Figura 4. Evapotranspiración (ET) e Intercambio neto de Carbono (NEE) en sandía (*Citrullus lanatus*) Costa de Hermosillo, México.

Trigo

La Figura 5 muestra el comportamiento diario de evapotranspiración (ET) e Intercambio Neto de carbono (NEE) en trigo. Se observa que la ET máxima muestra valores de 4.0 a 5.0 mm/día durante el periodo de su máximo desarrollo, superior a los observados por Duchemin *et al.* (2007) 3.0 mm/día, medido con EC en regiones áridas del norte de África, para una densidad de plantación, cobertura y altura de planta menor a la observada en el Valle del Yaqui. Por otro lado, en regiones más húmedas los valores de ET usando la misma técnica, muestran valores similares entre los 4.0 y 5.0 (Imukova *et al.*, 2016). En la misma figura se observa intercambio neto de Carbono (NEE), en ella se muestran datos 20 d después de emergencia, iniciando con valores de $-2 \text{ g/m}^2/\text{d}$, y valores de NEE máximos entre -8.0 a $-10.0 \text{ g/m}^2/\text{d}$, durante el periodo de espigamiento, manteniendo en estos valores hasta el inicio del llenado del grano. Estos valores son similares a los observados en China, considerándose que la actúa como un sumidero de Carbono atmosférico y un importante exportador de agua.

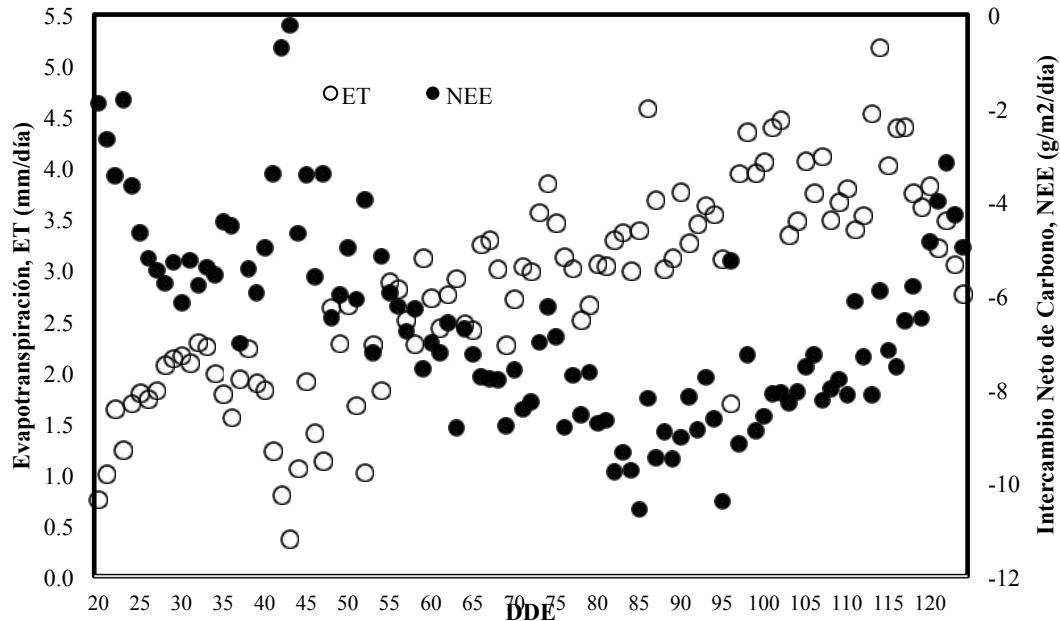


Figura 5. Evapotranspiración (ET) e Intercambio neto de CO₂, NEE en trigo (*Triticum aestivum*) en el Valle del Yaqui, México.

Conclusiones

Los cultivos anuales, son plantas que optimizan la radiación, temperatura y humedad para completar su fenología en corto periodo de tiempo, acumulando una gran cantidad de biomasa aérea y radicular. Aun cuando los experimentos no han concluido, los cultivos estudiados, mostraron, una rápida acumulación de biomasa (NEE). Los resultados preliminares muestran que el maíz acumula dos veces más carbono que el trigo y cuatro veces más que la sandía. Por lo consiguiente es importante buscar un tipo de agricultura que permita incorporar y mantener ese carbono en el suelo, como una manera de incrementar su secuestro en el suelo.

En el caso de la evapotranspiración todos los cultivos presentan máximos valores similares lo que puede indicar que es una fuerte presión de la atmósfera sobre el cultivo lo que lo hacer mover o perder esa agua.

Bibliografía

- 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.
- Baldocchi, D. 2008. Breathing of the terrestrial biosphere: lessons learned from a global network of carbon dioxide flux measurement systems. *Australian Journal of Botany* 56(1):1-26.
- Bastos, A.E., R.C. Silva, N.B.H. Rodrigues, S.A. Andrade and M.L.M. Ibiapina. 2012. Evapotranspiration and crop coefficient of drip irrigated watermelon in Piauí Coastline, Brazil. *Engenharia agrícola* 32(3):582-590.
- Bittelli, M. 2010. Measuring Soil Water Potential for Water Management in Agriculture: A Review. *Sustainability* 2:1226-1251.
- Castellanos, A.E., L.C. Bravo, G.W. Koch, J.L. Llano, D. López, R. Méndez, J. Rodríguez, J.S. Romo, T. Sisk and G. Yanes-Arvalo. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. *Diversidad Biológica del Estado de Sonora*. Universidad Nacional Autónoma de México, México DF. pp. 157-186.
- Chapagain, A.K., A.Y. Hoekstra and H.H.G. Savenije. 2006. Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences* (10):455-468.

- Duchemin, B., R. Hadria, S. Er-Raki, G. Boulet, P. Maisongrande, A. Chehbouni, R. Escadafal, J. Ezzahar, J. Hoedjes, M.H. Kharrou, S. Khabba, B. Mougenot, A. Olioso, J.-C. Rodriguez, V. Simonneau, F. Timouk. 2006. Monitoring wheat phenology and irrigation in Center of Morocco: on the use of relationship between evapotranspiration, crops coefficients, leaf area index and remotely-sensed vegetation indices. *Agricultural Water Management* (79):1-27.
- Falkenmark, M. and M. Lannerstad. 2005. Consumptive water use to feed humanity – curing a blind spot. *Hydrology and Earth System Sciences* (9):15-28.
- Fereres, E. and M.A. Soriano. 2007. Deficit Irrigation for Reducing Agricultural Water Use. *Journal of Experimental Botany* 58:147-159.
- Gilmanov, T.G., L. Aires, Z. Barcza, V.S. Baron, L. Belelli, J. Beringer, D. Billesbach, D. Bonal, J. Bradford, E. Ceschia, D. Cook, C. Corradi, A. Frank, D. Gianelle, C. Gimeno, T. Gruenwald, Ha. Guo, N. Hanan, L. Haszpra, J. Heilman, A. Jacobs, M.B. Jones, D.A. Johnson, G. Kiely, Shengong Li, V. Magliulo, E. Moors, Z. Nagy, M. Nasyrov, C. Owensby, K. Pinter, C. Pio, M. Reichstein, M.J. Sanz, R. Scott, J.F. Soussana, P.C. Stoy, T. Svejcar, Z. Tuba and G. Zhou. 2010. Productivity, respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland Ecology and Management* 63(1):16-39.
- Gordon, J., W. Steffen, B.F. Jonsson, C. Folke, M. Falkenmark and A. Johannessen. 2005. Human modification of global water vapor flows from the land surface. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(21):7612-7617.
- Hamdy, A., R. Ragab and E. Scarascia-Mugnozza. 2003. Coping with water scarcity: water saving and increasing water productivity. *Irrigation and Drainage* 1:3-20.
- Imukova, K., J. Ingwersen, M. Hevart and T. Streck. 2016. Energy balance closure on a winter wheat stand: comparing the eddy covariance technique with the soil water balance method. *Biogeosciences* 13:63-75.
- Ko, J. and G. Piccini. 2009. Corn yield responses under crop evapotranspiration-based irrigation management. *Agricultural Water Management* 99:799-808.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304(5677):1623-1627.
- Li, S., S. Kang, F. Li and L. Zhang. 2008. Evapotranspiration and crop coefficient of spring maize with plastic mulch using eddy covariance in northwest China. *Agricultural Water Management* 95:1214-1222.
- Martínez, V., P.A. Garcia-Bastidas, B. Martín-Gorriz and M. Soto-García. 2014. Adaptive strategies of on-farm water management under water supply constraints in south-eastern Spain. *Agricultural Water Management* 136:59-67.
- Verma, S.B., A. Dobermann, K.G. Cassman, D.T. Walters, J.M. Knops, T.J. Arkebauer, A.E. Suyker, G.G. Burba, B. Amos, H. Yang, D. Ginting, K.G. Hubbard, A.A. Gitelson and E.A. Walter-Shea. 2005. Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 131(1-2):77-96.



5.39 Contenidos de carbono en suelos ribereños en una asociación de perfiles tipo del declive oriental de la región de los volcanes Iztaccíhuatl-Popocatepetl

Sandoval-Aparicio Juan C.¹; López-López Alma B.¹; Cruz-Flores G.¹ y Guerra-Hernández Eloísa A.¹

¹Laboratorio de Edafología y Fisiología de la Nutrición Vegetal, 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, Delegación Iztapalapa, Ciudad de México.

Autor para correspondencia: ecounamfz@outlook.com

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el contenido de carbono orgánico en perfiles de suelos tipo de ambientes ribereños en un gradiente altitudinal en el oriente de los volcanes centrales de México. La investigación se realizó en cuatro ambientes ribereños de un sistema fluvial de montaña alta en la Reserva de la Biosfera Los Volcanes (RBLV) distribuidos de 2400 a 4000 m s.n.m los cuales fueron seleccionados por su diferente tipo de vegetación y uso de suelo. Se delimitaron transectos de 30 m de largo y 1, 3 y 5 m de amplitud respecto al arroyo, donde se determinaron los contenidos de carbono orgánico del suelo superficial (COS) en las tres amplitudes señaladas y los contenidos de carbono orgánico total cuantificando los contenidos de carbono por horizonte en cada perfil de cada sitio. En los ecosistemas ribereños el COS varió de 30.3 hasta 135 t ha⁻¹ lo que da un promedio aproximado de 120 t ha⁻¹ dentro de los primeros 20 cm de suelo, encontrándose las cantidades más altas en suelos forestales. Respecto al COS total en los perfiles de suelo los contenidos de carbono superan a los suelos no ribereños de sitios adyacentes a ellos hasta en más de 100% en sus contenidos de COS.

Palabras clave: captura de carbono, gradiente altitudinal, Andosoles.

Abstract

The aim of this research was to evaluate the organic carbon content in soil profiles of riparian environments in an altitudinal gradient of eastern central volcanoes of Mexico. This research was conducted in four riparian environments of high-mountain in the Biosphere Reserve Volcanoes (RBLV) distributed from 2400 to 4000 m above sea level which were selected for their different types of vegetation and land use. Transects 30 m long and 1, 3 and 5 m of amplitude versus distance to river, where the organic carbon content of the surface soil (COS) were determined on the soil of three segments of transect were determined delimited quantifying total organic carbon contents horizon in each profile of each site. In riparian ecosystems COS ranged from 30.3 to 135 t ha⁻¹ which gives an average of about 120 t ha⁻¹ in the top 20 cm of soil, being the highest amounts in forest soils. Regarding the total soil profiles COS carbon contents exceed those soils coastal sites adjacent to them until more than 100% in content of COS.

Key words: carbon sequestration, altitudinal gradient, Andosol.

Introducción

En los últimos años se ha dado especial énfasis y atención al suelo por su importancia como reservorio de carbono (C) a escala global. Los contenidos de éste elemento químico son fundamental en el desarrollo del componente orgánico del suelo y para la estructura y función de los ecosistemas, por lo que se ha reconocido como un indicador de sostenibilidad debido, entre otros factores, a que su

acumulación resulta de la producción primaria y también porque con la captura de carbono en el suelo se mitiga el calentamiento global al disminuir la concentración de gases con efecto invernadero. Los suelos son los principales almacenes de carbono terrestre. El C-orgánico (1559 Pg) se encuentra en el primer metro de profundidad y el C-inorgánico (1700 Pg) en su mayoría se ubica por debajo de 1 m de profundidad. A escala global el carbono edáfico triplica el carbono atmosférico y es cuatro veces mayor al almacén biótico (Pérez-Ramírez *et al.*, 2013).

Los suelos volcánicos tienen un gran potencial de almacenamiento de carbono orgánico, lo cual se explica por la estabilización de la materia orgánica con minerales de bajo orden estructural y por la formación de complejos órgano-metálicos estables con la materia orgánica lo que la hace altamente resistente a la descomposición, causando que su tiempo de residencia sea muy alto y que la tasa de circulación de C sea muy baja (Wagai *et al.*, 2015).

En el Eje Neovolcánico Transmexicano, los Andosoles son el grupo de suelos más representativo. Estos son suelos minerales cuya formación la condiciona el material parental del que provienen y en este caso, son las cenizas volcánicas y otros materiales piroclásticos vítricos. Las regiones con estos suelos cubren aproximadamente una cuarta parte de los 1 963 000 km² de la superficie total del país, mientras que en el Eje Neovolcánico los Andosoles cubren aproximadamente 27 972 km², lo que significa apenas 17.64% de su superficie. Pese a la gran importancia de estos suelos, en México hay una creciente degradación de este recurso provocada en gran medida por la deforestación cuya principal causa es el cambio de uso de suelo, la expansión urbana y en mayor medida el desarrollo de actividades agropecuarias. Esta problemática es extensiva a los ecosistemas ribereños en cuyas zonas degradadas, quedan inmersos algunos árboles aislados, así como franjas de vegetación distribuidas a lo largo de arroyos y ríos conocidas como vegetación ribereña (Vázquez *et al.*, 2015).

La importancia del suelo y de estas zonas ecológicas nos conduce a la necesidad de desarrollar y proponer estrategias y planes de manejo para un adecuado uso de estos suelos, basados en el conocimiento de sus propiedades porque la pérdida y degradación de estos ecosistemas así como el deterioro de la tierra afecta la regulación del ciclo hidrológico, la cantidad y calidad del agua, pero sobre todo, limita la capacidad de estos ecosistemas para proporcionar los servicios ambientales que brindan naturalmente y a actuar como un amortiguador ante los cambios climáticos promovidos principalmente por la estabilidad del suelo y la permanencia de la cobertura vegetal.

Para poder conservar, restaurar y asignar un uso adecuado de los suelos es primordial conocerlos, por desgracia en México los estudios sobre el contenido de carbono de suelos en ecosistemas ribereños son escasos, algunos son muy generales, otros muy antiguos y a veces ni siquiera existen. Además de la reconocida importancia de los Andosoles en la conservación y secuestro de C debido a su gran capacidad de estabilización del carbono.

Este trabajo tuvo el objetivo de evaluar el contenido de carbono orgánico en perfiles de suelos tipo de ambientes ribereños en un gradiente altitudinal en el oriente de los volcanes centrales de México.

Materiales y métodos

Zona de estudio

La Reserva de la Biósfera los Volcanes (RBLV) se encuentra en la región centro-oriental del Eje Volcánico Transversal que ocupa una parte sustancial de la Sierra Nevada en el centro de México. Se localiza entre las coordenadas extremas 18°59'00.43" y 19°28'09.44" latitud Norte y 98°34'55.88" y 98°46'40.95" longitud Oeste, con una superficie de 171 774 ha. Esta Reserva de la Biósfera incluye en su territorio al Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PN-IP) y su área de influencia (Figura 1), donde fueron reconocidas cuatro subzonas: (a) preservación, con una superficie total de 18 798.985 ha; (b) uso Público, con 14 415.543 ha; (c) recuperación con una extensión de 6604.558 ha y (d) zona de influencia que abarca un área de 17 442.1140 ha. Además de sus funciones de apoyo a la investigación,

como todas las áreas naturales protegidas, tiene un papel estratégico como una área de conservación biológica e importante reserva hidrológica y forestal, que juega un papel clave en la captación de dióxido de carbono, la producción de oxígeno y la regulación climática y está catalogada como un área de conservación de flora y fauna por la riqueza de sus ecosistemas (CONANP, 2012; Hernández y Granados, 2006).

De acuerdo con la Clasificación de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), las unidades de suelo presentes en el área del Parque son: Litosoles, Regosoles, Andosoles, Cambisoles y Fluvisoles (CONANP, 2012). Debido a su topografía y ubicación, el Parque tiene una variedad de climas que van del templado húmedo a los climas frío y muy frío, la temperatura disminuye con la altitud a razón de $0.69\text{ }^{\circ}\text{C}$ por cada 100 m por lo cual se asume que el gradiente térmico varía en las diferentes laderas de la Sierra Nevada por condiciones locales de topografía, orientación y microclima. La precipitación anual oscila entre 800 y 1200 mm y se presenta en diversas formas: nieve, lluvia, aguanieve, granizo y alcanza su máximo (1200 mm) alrededor de la cota de 3600 m s.n.m. La vegetación reportada para el declive oriental del Parque Nacional consiste de *P. ayacahuite* y *Abies Religiosa*, bosque de pino, bosque de pino-encino y zacatonal (SARH, 1993; Hernández y Granados, 2006).

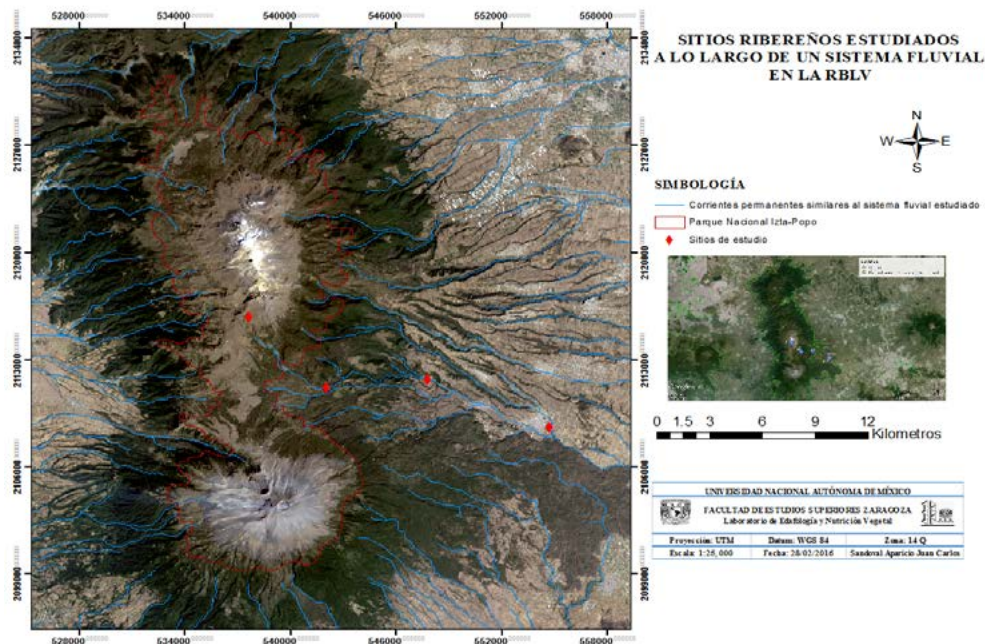


Figura 1. Distribución de los sitios de estudio en la Reserva de la Biosfera de los Volcanes (RBLV).

Metodología

La investigación se realizó en el PN-IP y su zona de influencia, donde fueron elegidos cuatro sitios de estudio con la ayuda de sistemas de información geográfica, con cartas topográficas de INEGI (E14B42) y la red hidrográfica del SIATL (RH18Ae), con la finalidad de tener ecosistemas ribereños asociados a sistemas loticos con diferente altitud, tipo de vegetación y uso de suelo en un mismo sistema fluvial.

Los sistemas ribereños se ubicaron en un intervalo altitudinal entre 2400 y 4000 m, cada sitio fue georreferenciado y caracterizado ecológicamente. En cada sitio el muestreo de suelo se realizó en transectos de 30 m a lo largo del cauce en amplitudes de 1, 3 y 5 m a ambos lados (umbría y solana) del arroyo. Se tomaron 18 muestras de suelo por sitio de 0 a 20 cm y el mismo número de muestras para densidad aparente mediante un cilindro de volumen conocido. Aunado a lo anterior, también se realizó

en cada sitio la apertura de un perfil de suelo en una zona representativa del sistema ribereño haciendo la descripción morfológica con base en los manuales de Cuanalo (1981) y Siebe *et al.* (1996). Se tomaron muestras de cada horizonte de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000. Todas las muestras fueron secadas y pasadas por un tamiz de 2 mm y se analizaron siguiendo La Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2001 (DOF, 2002), determinando pH activo (1:2), conductividad eléctrica, porcentaje de espacio poroso y porcentaje de materia orgánica por el método de Walkley y Black. El carbono orgánico del suelo (COS) se obtuvo mediante la relación 1.

$$\text{Peso de COS} = (\text{Peso del suelo}) * (\text{proporción de C en MOS}) \quad (1)$$

donde, *Peso de COS* = peso del carbono orgánico del suelo en t ha⁻¹, el *peso del suelo* se expresa en toneladas y la *proporción de C* es el carbono orgánico en porcentaje.

Se elaboró una base de datos con la ayuda del programa Excel 2010 y se realizaron análisis estadísticos con el software SAS.

Resultados y discusión

Los sistemas ribereños estudiados tuvieron un amplio rango altitudinal (2400-4000 m≈), por lo que los sitios difieren en algunos aspectos como régimen climático, microclimas, topografía local, el microrelieve y tipo de vegetación. Estas condiciones originan en los ecosistemas ribereños una gran diversidad de especies vegetales y suelos con características diferentes (Cuadro 1). Los suelos encontrados en los sitios de estudio son andosoles mólicos con características tixotrópicas para Joyita “La Ranita” (CV) y Buenavista (BV), andosol esquelético en Xalitzintla (XZ) y fluvisol en San Nicolás (SN)

Cuadro 1. Características de los sitios de estudio.

Sitio	Altitud m	UTM		Uso de suelo	Pendiente %	Vegetación	Suelo Miehlich (1991)
		X	Y				
Joyita “La Ranita”	3961	537650	2115807	Forestal	2-5	<i>Pinus hartwegii</i> , <i>Muhlenbergia</i> sp., <i>Festuca</i> sp.	Andosol vitríco
Buenavista	3300	542037	2111204	Forestal y ecoturístico	8-12	<i>Pinus hartwegii</i> , <i>Abies religiosa</i>	Andosol vitríco
Xalitzintla	2678	547792	2111726	Agrícola, pecuario y forestal	4-7	<i>Pinus</i> <i>ayacahuite</i> <i>Pinus teocote</i> <i>Salix</i> sp.	Andosol vitríco
San Nicolás	2419	554726	2108585	Agrícola, pecuario y urbano	2-5	<i>Alnus</i> sp., <i>Cestrum</i> sp., <i>Senecio</i> sp., <i>Quercus</i> sp.	Fluvisol, Andosol húmico

La distribución del COS, en la asociación de suelos ribereños estudiados, varía de manera significativa ($p < 0.05$) principalmente por la densidad aparente, la materia orgánica, el tipo de vegetación, la altitud, la distancia del arroyo (amplitud) y al espesor del horizonte. Otros parámetros que influyen en el contenido de materia orgánica y C en los suelos son el pH activo y la conductividad eléctrica. Hay mayor acumulación de COS al incrementar la altitud ($P < 0.05$), sitio donde predominan *Pinus hartwegii*, *Muhlenbergia* sp., *Festuca* sp y *Abies religiosa*. En contraste a lo anterior, se observó que en los sitios de menor altitud (Figura 2, Cuadro 1) de uso agrícola y pecuario donde la vegetación arbórea consiste en relictos de bosque de pino-encino con dominio de plantas indicadoras de perturbación ambiental como *Alnus* sp. y *Equisetum* sp. hay un menor contenido de COS. Respecto a la

amplitud de la franja de suelo, los valores menores se registraron a un metro de distancia del río en la mayoría de los sitios, debido al lavado, aporte de los sedimentos minerales que tienen lugar en el sitio (Lewis *et al.*, 2003)

Los contenidos de COS de los suelos del lado umbría respecto a la exposición solar fueron mayores que los encontrados en el lado solana ($r^2= 0.75$) sin encontrar diferencias estadísticas significativas para ($p \leq 0.01$) pero sí para ($p \leq 0.05$) (Cuadro 2).

Cuadro 2. ANOVA para Contenidos de COS con base en los factores altitud, exposición a la radiación y amplitud de la franja del suelo en el sistema ribereño.

Fuente	DF	Anova SS	Cuadrado de la media	F-Valor	Pr > F
Altitud	3	21 936.08004	7312.02668	23.81	<.0001
Exposición	1	1283.89336	1283.89336	4.18	0.0453
Amplitud	2	8810.18923	4405.09462	14.35	<.0001
Altitud*Amplitud	6	22 013.31059	3668.88510	11.95	<.0001

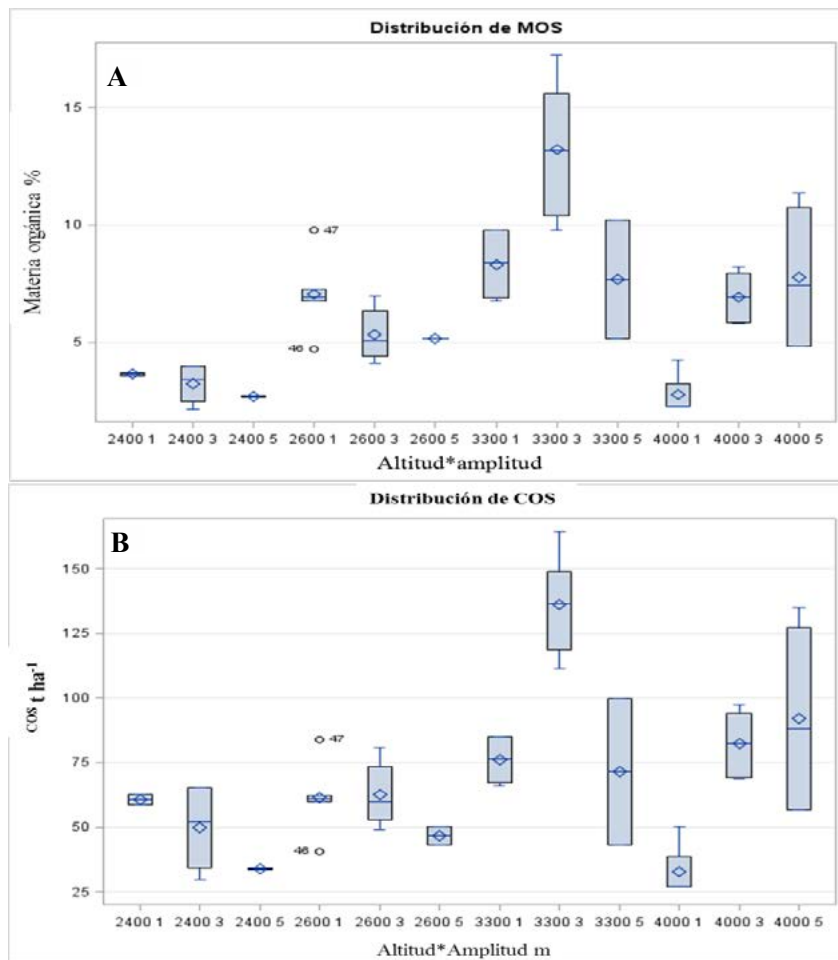


Figura 2. A) Porcentaje de materia orgánica por sitio, B) Contenido de carbono en el horizonte superficial del suelo. En la imagen 1, 3 y 5 se refieren a la distancia del suelo con respecto al arroyo.

Dentro de los primeros 20 cm de suelo el COS varió de 30.3 hasta 135 t ha⁻¹ lo que da un promedio aproximado de 120 Mg ha⁻¹ en los Andosoles, mientras que Galicia *et al.* (2015) reportan dentro del Parque para suelos volcánicos superficiales no ribereños entre 48.7 y 57.0 Mg ha⁻¹. En la mayoría de los trabajos en donde se evalúa el COS en sistemas forestales se toma en cuenta solo el horizonte superficial (0-20 cm) ya que es el horizonte con mayor actividad biológica, contenido de materia y carbono orgánico. En los casos analizados en esta investigación, los horizontes A de los suelos conservados (3996 y 3300 m) tuvieron en promedio 30% más COS que el de los suelos degradados (2619 y 2400 m), pero el COS de los horizontes A representó solamente entre 30 y 40% del COS total de los suelos mientras que los horizontes subsuperficiales, mostraron menores contenidos de COS como se aprecia en la Figura 3.

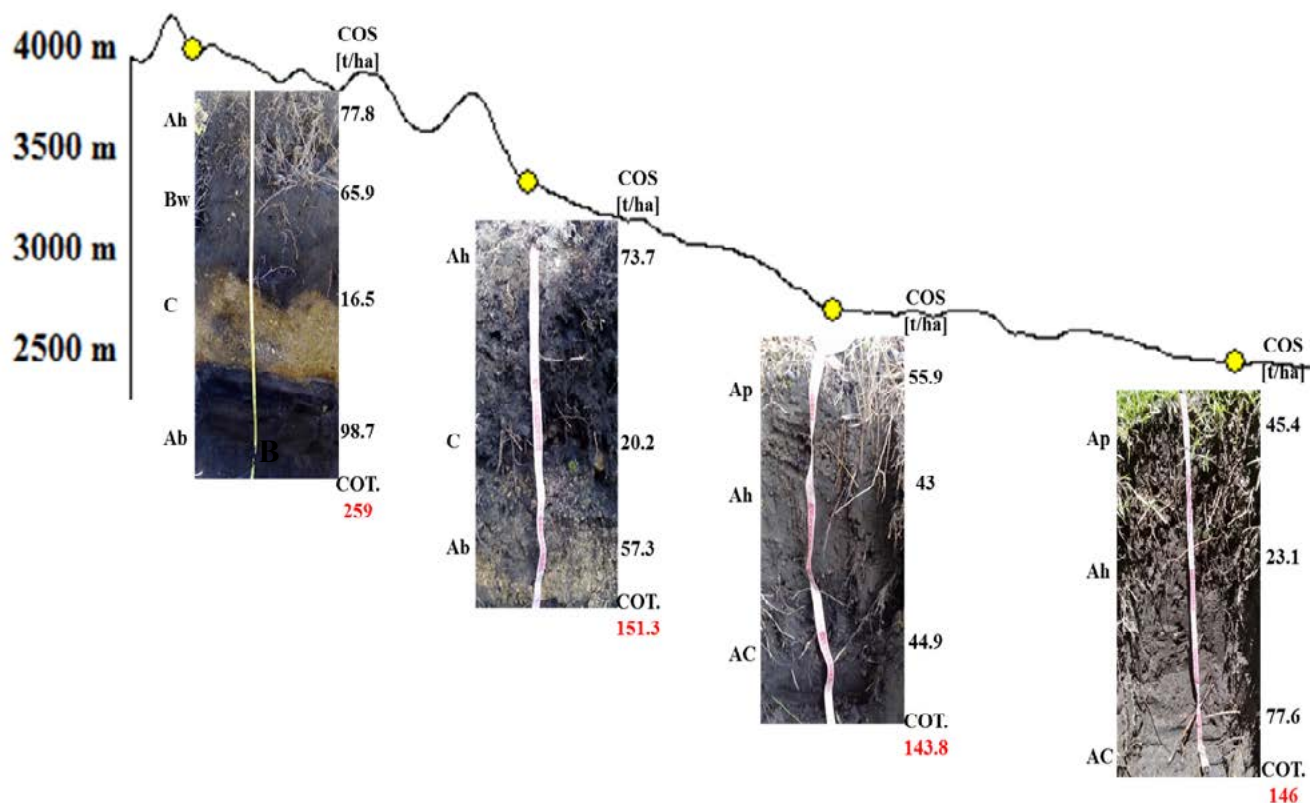


Figura 3: Contenidos de carbono en una asociación de suelos.

Dados los procesos pedogenéticos que se han presentado históricamente en la región, se aprecia en la Figura 3 que algunos horizontes que subyacen a los horizontes subsuperficiales de los suelos recientes tuvieron más altos contenidos de COS porque representan paleosuelos muy comunes de observarse en los cortes de carretera en la región. A manera de ejemplo en los 3996 m el sitio tuvo la siguiente secuencia de horizontes y contenidos de COS: Ah, Bw, C, Ab con 77.8, 65.9, 16.5 y 98.7 Mg ha⁻¹).

Galicia *et al.* (2015) reportaron que el contenido de carbono orgánico total (COT) en un Andosol vítrico con un espesor de 11.4 m en el volcán Popocatepetl fue de 233.6 Mg ha⁻¹, mientras que los resultados de éste trabajo mostraron que el contenido de COT en un Andosol mólico de ambiente ribereño fue de 259 t ha⁻¹ en un perfil de 1 m (Figura 3). Es importante notar que en los estudios de COS en los horizontes superficiales se está subestimando el COS hasta en un 70%.

Los valores obtenidos de la densidad aparente (DA) revelan la variabilidad de esta asociación de suelos pues van desde valores menores a 1 g/cm³ típicos de suelos volcánicos y orgánicos hasta valores

mayores de 1 g/cm^3 característicos de depósitos minerales recientes, se observó que la DA varía significativamente ($p < 0.05$) de acuerdo con la altitud en la asociación de suelos estudiados, dado que mientras la altitud disminuye la DA aumenta (Cuadro 2), esto se debe a que a altitudes bajas los suelos se encuentran compactados por la actividad agrícola, pecuaria y urbana y con ello también un menor contenido de carbono.

Por otro lado en el pH se tuvo una relación inversa con el COS, ya que éste disminuye con la altitud (4.9 y 5.6) y el carbono se incrementó. Valores de pH bajos están asociados a mayor estabilización del carbono en Andosoles que se favorece la formación de complejos humus-aluminio (Dahlgren, 2004), mientras que en los sitios más bajos (2678 y 2419 m) los valores de pH se incrementaron de 6.7 a 7. La variación el pH en este intervalo altitudinal puede deberse principalmente a la presencia de coníferas en las zonas alta, pues se ha observado la presencia de suelos significativamente más ácidos bajo una cubierta de pino que tienden a acidificar el suelo por aportes de hojarasca al descender el gradiente altitudinal hay incorporación de materiales producidos por la erosión y otros productos derivados de las actividades antropogénicas. La salinidad de los suelos tiene un efecto despreciable pues los valores promedio de la conductividad eléctrica fueron de 0.03 a 0.67 dS.m^{-1} (Cuadro 3).

Cuadro 3. Propiedades del suelo.

Sitio	Altitud m	pH activo (1:2)	C.E. dS m^{-1}	Densidad aparente g/cm^3	Densidad real g/cm^3	Porosidad %	MOS %
Cascada Volkswagen	3961	5.6	0.37	0.96	2.13	54.92	7.8
Buenavista	3300	4.9	0.085	0.98	2.29	57.2	6.83-11.2
Xalitzintla	2678	6.7	0.16	1.03	2.51	58.9	6.7
San Nicolás	2419	7.01	0.67	1.4	2.6	46.15	1.65

En este intervalo altitudinal el porcentaje de materia orgánica del suelo (MOS) se observó la presencia de suelos con porcentajes elevados de materia orgánica (11%), hasta suelos con cantidades muy bajas (1%). El porcentaje de MOS en los sitios estudiados se encontró clasificado de muy bajo a alto para suelos volcánicos según la NOM-021-SEMARNAT-2000. La MOS es de gran importancia en los suelos forestales ya que es un importante reservorio de nutrientes y almacenamiento de C e influye en la retención de humedad, la capacidad de intercambio catiónico y mejora la estructura del suelo (Fassbender y Bornemisza, 1987). La correlación múltiple de Pearson con nivel de confianza del 95% indica que los parámetros que guardan una mayor relación con el contenido de materia orgánica son el tipo de vegetación, el pH activo, la conductividad eléctrica y la densidad aparente (Cuadro 4).

Cuadro 4. Correlaciones de Pearson entre materia orgánica y algunas propiedades del suelo asociadas.

	Tipo de vegetación	pH activo	Conductividad eléctrica	Densidad aparente
Porcentaje de MOS	-0.5070 (54)	0.5977 (54)	0.5977 (54)	0.5877 (54)
	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001

Conclusiones

En la región de los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl, los suelos de sistemas ribereños en los horizontes superficiales son valiosos almacenes de carbono que superan a los suelos no ribereños de sitios adyacentes a ellos hasta en más de 100% en sus contenidos de COS, pero su capacidad para almacenarlo se relaciona con el grado de perturbación de los ecosistemas pues el deterioro ambiental propicia condiciones que afectan su contenido de CO en el suelo hasta en más de 40% del contenido original de COS. También es importante considerar que los suelos ribereños son generalmente delgados (alrededor de 20 cm) y aumenta su espesor a medida que la distancia al arroyo o río se incrementa y por ello, debe ser evaluado el contenido de CO a lo largo del perfil para determinar el impacto del uso y manejo que se le da al suelo, pero sobre todo para políticas de conservación y restauración ecológica de estos ambientes.

Bibliografía

- CONANP. 2012. Plan de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Cuanalo, H. 1981. Manual para la descripción de perfiles de suelo en el campo. 2ª Ed. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Dahlgren, R.A., M. Saigusa and F.C. Ugolini. 2004. The natura, properties and management of volcanic soils. *Advances in Agronomy* 82:113-182.
- DOF. 2002. NOM-021 -RECNAT-2001, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Norma Oficial Mexicana, Diario Oficial de la Federación, México.
- Fassbender, H. y E. Bornemisza. 1987. Química de suelos de América Latina. Ed. IICA, San José Costa Rica.
- Galicia, L., A. Gamboa, S. Cram, B. Chávez, V. Peña, V. Saynes y C. Siebe. 2015. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34:1-29.
- Hernández, M.A. y D. Granados. 2006. El Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl-Zoquiapan y el impacto ecológico-social de su deterioro. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* julio-diciembre:101-109
- Lewis, L., L. Clark, R. Krapf, M. Manning, J. Staats, T. Subirge, L. Townsend and B. Ypsilantis. 2003. Riparian area management: Riparian-westland soils. *Thechnical Reference* 1737-19. Bureau of land management, Denver, Co. 109 pp.
- Miehlich, G. 1991. Chronosequences of volcanic ash soils. *En: Fundación Almena para la investigación científica. Comunicaciones* 15:15-217
- Pérez-Ramírez, S., F. Bautista, P.F. Jaramillo-López y M.I. Ramírez. 2013. Contenido de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: reserva de la biosfera mariposa monarca, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19(1):157-173
- SARH. 1993. Diagnóstico del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl, México, Puebla, Morelos. Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre. Consultores de Ecología y Medio ambiente. 52 p.
- Siebe, C., R. Jahn y K. Stahr. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos.
- Vázquez, G., J.C. García, G. Castillo, F. Escobar, A. Guillen, M.L. Martínez, K. Mehlreter, R. Novelo, E. Pineda, V. Sosa, C. Valdespino, A. Campos, R. Landgrave, E. Montes, A. Ramírez y J. Galindo. 2015. Ecosistemas ribereños: un paisaje fragmentado. *CONABIO Biodiversitas* 119:7-11.
- Wagai, R., M. Kajiura, M. Asano and A. Hiradate. 2015. Nature of soil organo-mineral assemblage examined by sequential density fractionation with and without sonication: Is allophanic soil different?. *Geoderma* 241-242:295-305.



5.40 Estimación del Material Leñoso Caído (MLC), en el Estado de México

Wong-González Julio C.¹ y Paz-Pellat Fernando¹

¹Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.
Autor para correspondencia: julwon@gmail.com

Resumen

La estimación del material leñoso caído (MLC), comprende diferentes técnicas y cálculos de acuerdo al tipo de vegetación así como de las condiciones ambientales de cada unidad de muestreo. Dicha estimación en Mg ha^{-1} , es un elemento clave para la determinación precisa del MLC como almacén de carbono; así como una parte fundamental en la prevención y el combate de los incendios forestales. Los enfoques de medición van desde la simple caracterización del material leñoso hasta la identificación de los parámetros debidamente aplicados en campo. El MLC, comprende las diferentes categorías diamétricas de 1, 10, 100 y 1000 h de tiempo de retardo, y se pueden dividir en ramas finas, medianas y gruesas. En este trabajo, se presentan los resultados de la biomasa del MLC, en un caso de estudio en el Estado de México, en el cual se evaluaron 572 parcelas permanentes de muestreo establecidas por el Programa Mexicano del Carbono. Las parcelas están distribuidas en ocho regiones con diferentes características geográficas y climáticas. Se aplicó la técnica de intersecciones planares, para estimar la biomasa de acuerdo a las frecuencias y los diámetros cuadráticos promedio del material leñoso. Como resultado, se obtuvo la biomasa de las cuatro categorías del MLC de cada parcela, más la gravedad específica de la madera, así como la descripción del tipo de vegetación presente. Se detectó una diferencia significativa en la estimación de biomasa entre las distintas parcelas, con rangos desde 0.1 a 22 Mg ha^{-1} , considerando el total de las categorías diamétricas. Los tipos de vegetación fueron desde los matorrales, selvas bajas, hasta los bosques templados de coníferas. La variabilidad en la cantidad del MLC se debió principalmente al tipo de vegetación, disturbios como los incendios forestales y a los residuos de aprovechamientos como la extracción de madera.

Palabras clave: biomasa, carbono, métodos de muestreo, inventarios e incendios forestales.

Abstract

The estimation of the amount of fallen woody material can be done through many different techniques and calculations, according to the type of vegetation and environmental conditions in each sampling unit. These calculations, in Mg ha^{-1} , constitute a key element to precisely determine the action of fallen woody material as carbon store, and they are also essential in the prevention and control of forest fires. Measurement approaches range from simple characterization of the woody material to the identification of appropriately applied on-field parameters. The fallen woody material comprises diametric categories of 1, 10, 100 and 1000 h of delay time, and can be classified in thin, medium and thick branches. This paper presents fallen woody material biomass estimates of a case study carried out in Mexico State, in which 572 permanent sampling plots, established by the Programa Mexicano del Carbono, were evaluated. The plots were distributed among eight regions with different geographic and climate characteristics. The planar intersections technique was used, in order to estimate biomass according to frequencies and quadratic diameters of the woody material. This resulted in the estimation of the biomass of the four categories of fallen woody material in each plot, plus the specific gravity of the wood and the description of the types of vegetation. A significant difference in the biomass estimates among plots was detected, ranging from 0.1 to 22 Mg ha^{-1} , taking into account all diametric categories. The types of vegetation found ranged from shrubland and lowland forests, to temperate coniferous

forests. The variability of the amount of fallen woody material was mostly due to the changing vegetation, disturbances such as forest fires, and waste produced by exploitative activities such as wood extraction.

Key words: biomass, carbon, sampling methods, inventories, forest fires.

Introducción

El Material Leñoso Caído (MLC), además de formar parte de los principales almacenes de carbono en las comunidades vegetales (IPCC, 2003), es considerado uno de los más importantes combustibles en los incendios forestales, y una fuente en las emisiones de carbono (Woodall y Williams, 2005). Lo anterior, dependerá de la cantidad y disponibilidad del MLC para incendiarse. El material leñoso comprende la madera muerta que se localiza por encima del suelo, como ramas, troncos, tocones y árboles muertos en pie.

La cantidad o biomasa del MLC se refiere al peso que tienen por unidad de superficie del terreno y se expresa generalmente en tonelada por hectárea ($t\ ha^{-1}$) o en mega gramos por hectárea ($Mg\ ha^{-1}$). El MLC se clasifica de acuerdo al diámetro que presentan y se pueden agrupar en: finos, regulares, medianos y gruesos (Cuadro 1). Otra manera de clasificar a los combustibles es por el tiempo de retardo que presentan (Fosberg, 1977) esto es, el tiempo que tardan en perder o ganar aproximadamente el 66% de la diferencia entre el contenido de su humedad inicial y su equilibrio con la humedad relativa del aire a una cierta temperatura establecida.

El tiempo de retardo es considerado como un método empírico para medir los efectos entre el tamaño del combustible, es decir la relación superficie/volumen y su exposición con el ambiente (Simard, 1968), característica de importancia en los incendios forestales.

Cuadro 1. Clasificación del MLC por diámetro y tiempo de retardo.

Categoría	Diámetro (cm)	Tiempo de retardo (h)
Finos	0 - 0.5	1
Regulares	0.51 - 2.5	10
Medianos	2.51 - 7.5	100
Gruesos	> 7.5	1000

Originalmente las categorías fueron definidas en pulgadas, por lo que se muestra la conversión al sistema métrico (Brown, 1974; Brown *et al.*, 1982; Rodríguez *et al.*, 2002).

El método más común en la medición del MLC está basado en el muestreo de intersecciones planares (Brown *et al.*, 1982). Consiste en un transecto linear sobre la superficie del suelo y contabilizar la cantidad de material leñoso que se encuentra justo por debajo de la línea. La frecuencia del material se mide de acuerdo a las diferentes categorías por diámetro descritos en el Cuadro 1.

Los muestreos pueden ser aleatorios o sistemáticos, lo cual dependerá de los objetivos del trabajo. El diseño de la parcela de muestreo puede variar en forma y tamaño, lo cual dependerá de la heterogeneidad de la vegetación así como de la topografía del terreno.

Otra de las técnicas utilizadas es el análisis de fotoseries, que consisten en conjuntos de fotografías acompañadas de datos cuantitativos, que describen en forma detallada camas de combustible características de una región ecológica. Las fotoseries combinan datos cuantitativos de sitios que representan una variedad de condiciones típicas (clases de estructura) de las camas de combustible de una región con fotografías de esos sitios; el usuario de esta técnica puede entonces hacer una evaluación de las condiciones existentes en el terreno a través de una inspección visual, comparando lo que observa en el campo con las fotos y los datos que las acompañan. Es un método rápido y fácil de aplicarse en campo (Keane, 2007; Alvarado *et al.*, 2008; Morfin-Ríos *et al.*, 2012). Otro de los métodos

para estimar el MLC es por medio de las herramientas de percepción remota, técnicas geoestadísticas y métodos cartográficos como el trabajo de McKenzie *et al.* (2007).

Conocer con exactitud la cantidad de MLC, permite asumir los valores de capacidad de almacenamiento de carbono que presenta; ya que la evaluación del MLC radica cerca del 20% de carbono almacenado en bosques. Asimismo, el MLC forma parte específica en los incendios forestales como un combustible potencial de incendiarse y también del sustrato para la regeneración de algunas especies arbóreas.

Materiales y métodos

Área de estudio

La información para estimar el muestreo del MLC, se obtuvo del inventario de carbono realizado en el Estado de México, por el Programa Mexicano del Carbono (PMC). Se establecieron 572 parcelas permanentes de muestreo, distribuidas en ocho regiones biogeográficas definidas por la Protectora de Bosques (PROBOSQUE). En la Figura 1 se muestra el arreglo espacial de las parcelas sobre la superficie de interés (bosques, selvas y matorral).

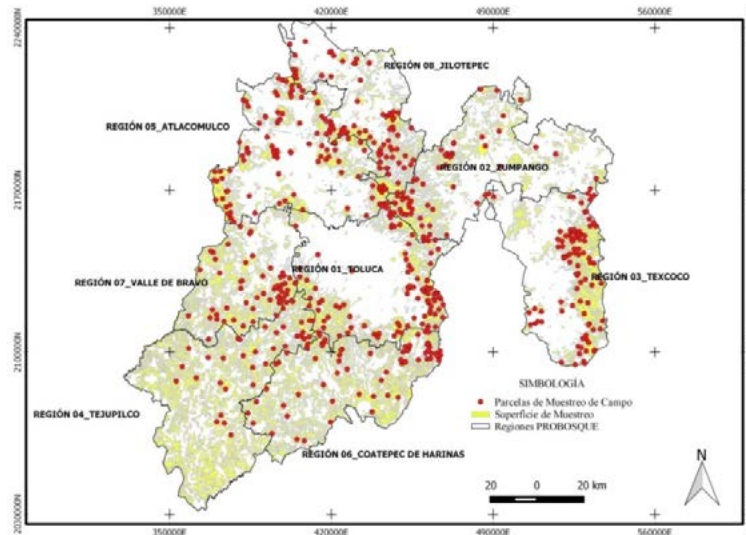


Figura 1. Distribución de las parcelas de muestreo en el Estado de México.

Muestreo

La metodología aplicada consistió en los lineamientos del Manual de Procedimientos Inventario de Carbono+, elaborado por el PMC (2015a). Originalmente la parcela de medición es de forma circular y cubre una superficie de 1000 m²; no obstante, para la medición del MLC, se utilizó específicamente del manual el diseño y método de los cuatro transectos (cuerdas) de 15 m de longitud cada uno (Figura 2).

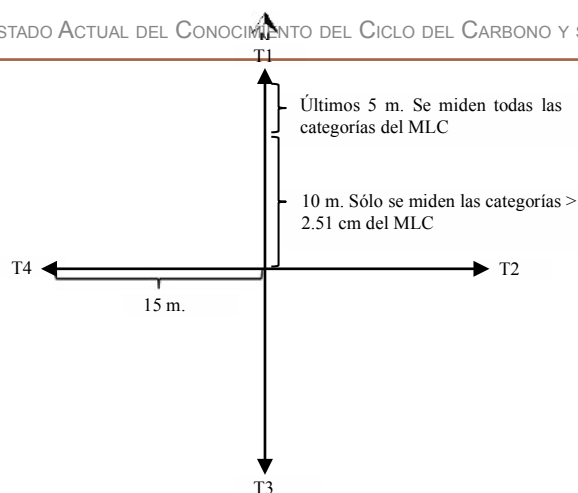


Figura 2. Diseño de muestreo para el MLC.

Las cuerdas marcadas a los 10 y 15 m, se colocaron directamente sobre el piso, orientadas a los cuatro puntos cardinales (norte T1, este T2, sur T3 y oeste T4) con la adecuación por la declinación magnética. La primera de las cuerdas se colocó hacia el norte geográfico, evitando el menor disturbio del MLC y su medición, posteriormente se ubicaron el resto de las cuerdas. Dado que en ocasiones la distancia horizontal se vio afectada por la pendiente, fue necesario realizar la compensación cada vez que se extendía una cuerda. Para describir la estructura y tipo de vegetación de las parcelas, se utilizó el Manual de Procedimientos Inventario de Biodiversidad V. 1.0. (PMC, 2015d).

Medición de combustibles

El muestreo se efectuó recorriendo los transectos hacia la orientación de la línea, hasta llegar a los 15 m, contabilizando todo el MLC que estaba justo por debajo de la cuerda. También se registró la pendiente por transecto considerando como punto inicial el centro de sitio y como punto final el extremo del transecto, para hacer la corrección de la pendiente a un sistema plano.

La medición del MLC se efectúa de acuerdo con las reglas de conteo de las piezas intersectadas propuestas por Brown (1974). En dichas reglas, se establece que para las clases diamétricas más pequeñas se obtienen la frecuencia del MLC y en la categoría mayor a 7.5 cm el diámetro. Sin embargo, para tener una mayor precisión en el cálculo del MLC, en el inventario se midieron para todas las piezas intersectadas el diámetro y la longitud con apoyo de un vernier y flexómetro respectivamente.

La determinación de la gravedad específica (GE) de la madera, se obtuvo por medio de la colecta de tres muestras de cada clase diamétrica, que pertenecían a tres diferentes grados de putrefacción. Las muestras se colectaron en cada parcela registrando el diámetro, longitud y peso fresco. Posteriormente se guardaron en bolsas de papel con su respectivo identificador de la parcela para enviarse directo al laboratorio y analizar la GE. Para realizar el cálculo del MLC, se utilizó la ecuación descrita en Morfin-Ríos *et al.* 2012 (Cuadro 2).

Cuadro 2. Fórmulas aplicadas en la estimación del material leñoso muerto (MLC).

Fuente	Categoría diamétrica / Fórmula			
	0 - 0.6	0.6 - 2.5	2.6 - 7.6	>7.6
1	$C = \frac{(K)(GE)(DCP)(f)(c)}{L}$	$C = \frac{(K)(GE)(DCP)(f)(c)}{L}$	$C = \frac{(K)(GE)(DCP)(f)(c)}{L}$	$C = \frac{(K)(GE)(\sum d^2)(c)}{L}$

1= Morfin-Ríos *et al.* (2012); K= 1.234 constante para el cálculo de biomasa, GE= gravedad específica de la madera. L= longitud de la línea de muestreo, f= número de intersecciones por clase diamétrica, c= factor de corrección de la pendiente, DCP= diámetro cuadrático promedio.

Resultados y discusión

El trabajo de campo abarcó nueve meses de muestreo, durante los cuales se obtuvo la medición del MLC, así como la descripción de la vegetación. El Cuadro 3, sintetiza la cantidad de parcelas obtenidas por región del Estado de México, así como el tipo de vegetación de cada parcela. La vegetación más representativa fueron los bosques de coníferas (pino, encino y oyamel) seguidos de las selvas bajas y los matorrales.

Cuadro 3. Tipos de vegetación de las parcelas muestreadas.

Tipo de vegetación / Región	01 Toluca	02 Zumpango	03 Texcoco	04 Tejupilco	05 Atlacomulco	06 Coatepec	07 Valle	08 Jilotepec
Bosque de aile	3	-	-	-	-	-	-	-
Bosque de cedro	1	2	7	-	1	-	1	-
Bosque de encino	17	15	15	8	42	17	4	56
Bosque de encino-pino	5	1	6	3	16	4	3	11
Bosque de oyamel	47	15	22	10	19	2	13	3
Bosque de pino	19	4	26	6	9	18	17	4
Bosque de pino-encino	6	1	5	8	9	7	12	6
Bosque de táscate	-	-	-	-	-	4	-	-
Bosque inducido	1	-	7	-	1	2	1	3
Bosque mesófilo de montaña	-	-	-	1	-	8	-	-
Chaparral	-	-	1	-	-	-	-	-
Matorral crasicaule	-	-	1	-	-	-	-	3
Matorral de coníferas	-	-	1	-	-	-	-	-
Matorral desértico micrófilo	-	-	1	-	-	-	-	-
Selva baja caducifolia	-	-	-	2	-	3	1	-
Selva baja subcaducifolia	-	-	-	1	-	3	1	-
TOTAL	99	38	92	39	97	68	53	86

El resultado en los tipos de vegetación, tuvo como base la información en las series de Uso de Suelo y Vegetación a escala 1:50 000 generadas por el PMC, tomando como referencia las series escala 1:250 000 de INEGI (PMC, 2015c). En este caso, los tipos de vegetación en los que se realizó el muestreo presentaron estados variables, ya que en algunos casos las especies determinaron un elevado grado de conservación, mientras que en otras parcelas se tuvo presencia de especies exóticas y disturbios como los incendios. La descripción más detallada de la vegetación se puede consultar en el documento Programa Mexicano del Carbono (2015b).

Debido a la extensa base de datos del MLC, derivada del número de parcelas muestreadas (572); en el Cuadro 4 se presenta un extracto de 20 parcelas seleccionadas al azar de cada región, con la información correspondiente de los Mg ha⁻¹ del MLC. Estos resultados corresponden a la sumatoria total de las cuatro clases diamétricas (1, 10, 100 y 1000 h).

Cuadro 4. Cantidad del MLC en Mg ha⁻¹.

Parcela / Región	01	02	03	04	05	06	07	08
	Toluca	Zumpango	Texcoco	Tejupilco	Atlacomulco	Coatepec	Valle	Jilotepec
1	1.3	1.8	1.5	2.4	0.2	0.1	1.0	3.4
2	0.1	1.9	0.2	3.2	0.2	0.3	3.5	30.3
3	4.8	0.9	0.3	0.7	4.0	20.5	1.6	0.4
4	0.7	16.8	0.6	9.9	0.9	0.2	4.6	0.4
5	0.3	21.3	5.0	2.4	1.1	5.3	1.3	0.4
6	0.7	3.6	19.9	1.6	0.2	0.1	7.0	0.9
7	1.0	11.3	8.4	1.9	0.1	0.4	0.1	0.1
8	3.5	8.7	1.2	2.1	0.5	1.4	1.1	0.5
9	0.3	2.6	18.4	11.3	0.3	0.8	4.9	1.1
10	0.3	6.6	3.5	2.5	0.6	0.1	0.1	0.9
11	0.3	10.0	1.0	0.6	0.1	0.2	0.2	0.8
12	12.2	0.9	0.8	0.4	0.8	0.1	0.2	1.4
13	5.3	1.3	8.2	4.4	0.2	0.2	2.8	0.2
14	1.4	1.5	7.9	0.9	0.2	1.1	1.3	0.1
15	1.1	0.7	0.9	3.1	0.2	0.5	22.8	0.1
16	7.5	1.0	0.1	0.2	0.2	8.9	2.0	0.3
17	0.5	2.9	0.7	0.1	0.2	2.1	0.1	0.1
18	0.3	7.2	2.5	0.1	0.2	3.6	0.1	0.1
19	0.6	0.9	0.5	0.1	1.0	0.9	0.1	0.8
20	15.7	8.4	45.4	0.1	0.3	0.8	0.2	0.4

En negritas se muestran los valores mínimos y máximos extremos de cada región.

Como se puede observar en el Cuadro anterior, (Cuadro 4), los valores mínimos reportados en algunas parcelas fueron desde 0.1 Mg ha⁻¹, lo cual se presenta en casi todas las regiones, salvo la región 02_Zumpango en la cual el valor mínimo fue de 0.7. En el caso de los valores máximos, se observó una mayor variabilidad, con cantidades desde 4.0 Mg ha⁻¹ en la región 05_Atlatomulco, hasta 45.4 Mg ha⁻¹ en la región 03_Texcoco. En el resto de las parcelas analizadas, el comportamiento de los resultados fue muy similar.

El contraste en la cantidad del MLC que se presentó entre las parcelas de la misma región, responden al tipo de vegetación presente en cada parcela, así como a las diferentes condiciones del sitio muestreado. En aquellas parcelas con gran cantidad de material leñoso, comúnmente se reportó en los formatos de campo, aprovechamiento o extracción legal o ilegal de la madera, dejando sobre el suelo un elevado número de ramas y troncos de gran diámetro. Estos últimos presentan una mayor relación superficie / volumen, lo cual dio como resultado una cantidad elevada en Mg ha⁻¹. Otro de los factores que pudieron afectar la cantidad del MLC fue la presencia de incendios forestales, ya que tras el paso de estos, es frecuente encontrar restos de material leñoso que no son consumidos en su totalidad.

De acuerdo con Russell *et al.* (2015) la cantidad del MLC, determina su importancia en los bosques y su papel en el secuestro y emisiones de CO₂ incluyendo la protección de la biodiversidad. Asimismo, la descomposición del material leñoso, comprende una parte importante en la formación del mantillo, lo cual dependerá del estado y cantidad del material.

En las parcelas con valores de 0.1 Mg ha⁻¹, la cantidad (frecuencia) de piezas registradas en cada transecto de muestreo fue mínima para todas las clases diamétricas. Lo anterior ocurrió en parcelas principalmente con pocos individuos de los estratos arbóreo y arbustivo, lo que posiblemente se reflejó en la disminución del MLC.

Conclusiones

El inventario de carbono del PMC, permitió conocer la cantidad del MLC en Mg ha^{-1} que presenta el Estado de México, en diferentes tipos de vegetación. Los valores obtenidos variaron en un rango de 0.1 a mayores de 40 Mg ha^{-1} . Las principales causas de la variación se debieron a las condiciones en la estructura de la vegetación, así como a los aprovechamientos en la extracción de madera.

La metodología aplicada en el inventario de carbono, conjuntó el ajuste de las técnicas y cálculos utilizados en el muestreo del MLC, de acuerdo a los lineamientos del IPCC. Las parcelas establecidas en las regiones de estudio presentaron una vasta distribución espacial, siempre tratando de abarcar todas las condiciones posibles de vegetación. Sin embargo en algunos casos esto no fue posible por cuestiones de seguridad propia de las brigadas de campo.

Los datos obtenidos reconocen la importancia y el valor del MLC como uno de los almacenes de carbono en los ecosistemas terrestres. De igual manera, en la prevención y combate de incendios forestales, se requiere no solo de la descripción del arreglo y tipo del MLC, sino también de la cantidad (carga) de material que puede estar disponible para incendiarse. Por lo tanto, este trabajo aporta los primeros intentos por evaluar el MLC en todo el Estado de México y para diferentes tipos de vegetación.

Bibliografía

- Alvarado, E., J. Morfín, E. Jardel, R. Vihnanek, D. Wright, J. Michel, C. Wright, R. Ottmar, D. Sandberg y A. Nájera. 2008. Fotoseries para la cuantificación de combustibles forestales de México: bosques montanos subtropicales de la Sierra Madre del Sur y bosques templados y matorral submontano del norte de la Sierra Madre Oriental. University of Washington. College of Forest Resources. Pacific Wildland Fire, Sciences Laboratory. Special publication No. 1. 98 p.
- Brown, J. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service General Technical Report INT-16. Intermountain Forest and Range Experiment Station. Ogden, Utah 84401. pp. 1-32.
- Brown, J., R. Oberheu and C. Johnston. 1982. Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the interior west. USDA Forest Service. General technical report Int-129, U.S. 52 p.
- Fosberg, M. 1977. Forecasting the 10-Hour timelag fuel moisture. Research paper RM-187. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado. pp. 1-10.
- IPCC. 2003. Orientación sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS). Intergovernmental Panel on Climate Change. Organización Meteorológica Mundial. Génova, Suiza. Panel Intergubernamental de Cambio Climático. 633 p.
- Keane, R.E. and L.J. Dickinson. 2007. Development and evaluation of the photoload sampling technique. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Research paper RMRS-RP-61CD. 34 p.
- McKenzie, D., C.L. Raymond, L.K.B. Kellogg, R.A. Norheim, A.G. Andreu, A.C. Bayard, K.E. Kopper and E. Elman. 2007. Mapping fuels at multiple scales: landscape application of the Fuel Characteristic Classification System. Canadian Journal of Forest Research 37:2421-2437.
- Morfín-Ríos, J.E., E.J. Jardel, E. Alvarado y J.M. Michel-Fuentes. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México.
- PMC. 2015a. 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). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Rojas-García, F., J.C. Wong-González y J.I. Pulido-Ponce. Texcoco, Estado de México. 57 p.
- PMC. 2015b. Informe: Parametrización de las métricas de biodiversidad con parcelas de muestreo de inventarios nacionales y estatales, así como de otras fuentes. Estudio de Factibilidad Técnica para el Pago de Bonos de Carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Paz-Pellat, F. y C.D. Sánchez-Sánchez. Texcoco, Estado de México. 17 p.
- PMC. 2015c. Informe: Revisión y análisis de la información existente respecto a factores de emisión, datos de actividad y sus incertidumbres. Estudio de Factibilidad Técnica para el Pago de Bonos de Carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Rojas-García, F., A.L. Aguilar-García, J.C. de la Cruz, Ma.I. Marín-Sosa, M. Casiano-Domínguez y M. Bolaños-González. Texcoco, Estado de México. 169 p.

- PMC. 2015d. 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). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Rojas-García, F. y C.D. Sánchez-Sánchez. Texcoco, Estado de México. 70 p.
- Rodríguez, D., M. Rodríguez, F. Fernández y S. Pyne. 2002. Educación e Incendios Forestales, Mundi-Prensa, México. 201 p.
- Russell, M., S. Fraver, T. Aakala, J.H. Gove, C.W. Woodall, A.W. D'Amato and M.J. Ducey. 2015. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. *Forest Ecology and Management* 350:107-128.
- Simard, A. 1968. The moisture content of forest fuels - I. A review of the basic concepts. Forest Fire Research Institute, Ottawa, Ontario. 47 p.
- Woodall, C. and M. Williams. 2005. Sampling Protocol, Estimation, and Analysis Procedures for the Down Woody Materials Indicator of the FIA Program. United States Department of Agriculture, Forest Service. North Central Research Station. General Technical Report NC-256. 47 p.



5.41 Parámetros de biodiversidad y carbono en bosques del Estado de México

Sánchez-Sánchez Cristóbal D.¹

¹*Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México.
Autor para correspondencia: crisdansanchez@gmail.com*

Resumen

Se presentan resultados del muestreo llevado a cabo en el proyecto “Reducción de emisiones de gases efecto invernadero de todos los usos del suelo con biodiversidad armonizada a servicios ecosistémicos y con impacto social en el Estado de México”. El objetivo fue establecer una referencia de parametrización para biodiversidad (diversidad alfa) y carbono en los bosques de la entidad. Se midió la cobertura proyectiva foliar mediante fotografías tomadas a zenit en las parcelas de muestreo y se evaluó la productividad de carbono, la riqueza de especies y tipos funcionales de plantas en cada tipo de vegetación bajo escala de una parcela de muestreo de 1000 m². Se documentaron 704 especies de plantas vasculares pertenecientes a 330 géneros y 111 familias, 50 especies de helechos, 18 de gimnospermas y 636 especies de angiospermas. La cobertura proyectiva foliar y contenidos de carbono presentaron la mayor variabilidad en los parámetros presentados.

Palabras clave: diversidad alfa, diversidad funcional, tipos de vegetación, cobertura proyectiva foliar.

Abstract

Preliminary results are presented of project “Reducción de emisiones de gases efecto invernadero de todos los usos del suelo con biodiversidad armonizada a servicios ecosistémicos y con impacto social en el Estado de México”. The objective was to establish a parametrization reference of biodiversity (alfa diversity) and Carbon of the State’s forests. Foliar projective cover was measured using zenith photographs in sampling sites. Carbon productivity, species richness and functional types of plants of each vegetation type were measured under the scale of 1000 m². 704 species of vascular plants were documented, belonging to 330 genera and 111 families, 50 ferns species, 18 gymnosperms species and 636 species of angiosperms. Foliar projective cover and carbon contents had the greatest variability of evaluated parameters.

Key words: alfa diversity, functional diversity, vegetation types, foliar projective cover.

Introducción

El Estado de México cuenta con gran variedad de condiciones naturales que propician una biodiversidad significativamente rica con especies nativas, naturalizadas y estacionales. Sin embargo la actividad antropogénica en la entidad ha disminuido considerablemente la distribución, continuidad y el grado de conservación de los ecosistemas.

La planificación de futuros modelos de aprovechamiento y conservación de la biodiversidad, requiere monitorear los bienes y servicios que proveen los ecosistemas para conocer su estado y las posibles pérdidas o ganancias asociadas al manejo.

Materiales y métodos

El proyecto RETUS con BASES (Reducción de emisiones de gases efecto invernadero de todos los usos del suelo con biodiversidad armonizada a servicios ecosistémicos y con impacto social en el Estado de México), plantea aproximar las dinámicas de biodiversidad, carbono (biomasa viva aérea) y del follaje con la cobertura proyectiva foliar de la vegetación. Se utilizó el esquema de modelos de estados y transiciones o METs (PMC, 2015a). Este enfoque proyecta un estado (tipo de uso del suelo o manejo; tipo de vegetación) de referencia (vegetación natural “clímax” o en equilibrio) para analizar las diferentes dinámicas, naturales o antropogénicas.

Los sitios de referencia dentro de la superficie forestal de casi 91 000 ha, se eligieron con base en las series de uso de suelo y vegetación a escala 1:50 000 generadas por el PMC, tomando como referencia las series escala 1:250 000 de INEGI (PMC, 2015a). Se discriminaron los sitios más conservados con base en su lejanía de caminos, ausencia de tocones, árboles caídos y evidencias de incendios o pastoreo y la ausencia de especies exóticas e indicadoras de disturbio.

Resultados y discusión

Se obtuvieron 273 sitios de referencia de diferentes tipos de vegetación. Los sitios se establecieron con base en el método descrito por PMC (2015b y c), se midió el contenido total de carbono considerando la biomasa aérea de las plantas, biomasa muerta sobre el suelo, suelo y mantillo en la capa de hojarasca y horizonte de fermentación (PMC, 2015b). Asimismo se documentaron todas las especies presentes en 1000 m² y los tipos funcionales de plantas de acuerdo con el método de Gillison (1981).

A continuación se presenta una breve descripción de la composición florística obtenida, los valores de cobertura de dosel, riqueza específica y de tipos funcionales, así como los contenidos de carbono por unidad de muestreo (PMC, 2015b). Los datos se muestran comparados gráficamente en la Figura 1.

Bosques de pino

El bosque de pino (97 405.6 ha), tiene una composición mayor de 80% de árboles de *Pinus*. Las especies que destacan por su valor económico y su aprovechamiento con fines maderables son: *Pinus douglassiana* Martínez, *P. montezumae* Lamb., *P. pseudostrobus* Lindl. y *P. teocote* Schlecht. & Cham. Esta vegetación se localiza entre 2600 y 2800 m s.n.m. El contenido de carbono promedio en los sitios de este tipo de vegetación fue de 79.68 Mg C ha⁻¹.

Los bosques de pino de referencia presentaron el menor promedio de diversidad alfa (21.9 especies/1000 m²) y 14.19 tipos funcionales en promedio por parcela de muestreo (1000 m²). Mientras que 43.4% promedio de cobertura de dosel por parcela de muestreo. Los resultados coinciden con las descripciones de este tipo de vegetación, ya que a pesar de albergar una gran diversidad de especies en su conjunto, los bosques maduros de pino se caracterizan por un estrato herbáceo homogéneo y poco diverso, incluso con un dosel de mediana cobertura por tener árboles aislados con copas reducidas (Rzedowski, 1978).

Bosques de pino-encino y encino-pino

Esta asociación ocupa una superficie de 165 215.5 ha en el estado y comprende las comunidades mezcladas de los géneros *Pinus* y *Quercus* en proporción diversa. Se distribuye en áreas cuyas altitudes son similares a las de bosque de pino en la entidad. De acuerdo con Rzedowski (1978), es conveniente evaluar estos tipos de vegetación de manera conjunta para fines ecológicos ya que, finalmente, comparten condiciones climáticas, orográficas y evolutivas. Estos bosques constituyen comunidades

heterogéneas de manera natural y forman complejos mosaicos intercalados entre bosques puros de pino y encino (Rzedowski, 1991).

Las asociaciones pino-encino de referencia tuvieron una mayor riqueza de especies en promedio ($27.81/1000 \text{ m}^2$), debido al traslape de las especies afines a los bosques puros de *Pinus vs. Quercus*. Presentaron una cobertura de 54.7% y 16.9 tipos funcionales en promedio a nivel de parcela. El contenido de carbono promedio en estos terrenos fue de $77.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Bosques de encino

El bosque de encino ocupa la mayor superficie forestal del estado con 393 999.7 ha (17.7% estatal) prospera entre los 0 y 1500 m s.n.m., en laderas abiertas y escarpadas, ocupan suelos que varían desde rocosos hasta profundos, junto con los pinares constituyen la mayor cubierta vegetal de las áreas de clima templado frío y semihúmedo (Rescala, 2009). Su distribución corresponde a las mismas zonas del bosque de pino-encino y altitudes más bajas. Las principales especies de encino en este tipo de bosques son: *Quercus rugosa* Née, *Q. microphylla* Née, *Q. crassipes* Bonpl., *Q. laurina* Humb. & Bonpl. y *Q. castanea* Née.

Los encinares presentaron una riqueza de 26.5 especies/1000 m^2 en promedio, así como 15.1 tipos funcionales/1000 m^2 y 58.6% de cobertura en su dosel. El contenido de carbono fue de $62.18 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en promedio.

Bosques de cedro

El bosque de cedro abarca el 0.02% de la superficie estatal (541.3 ha). Este tipo de bosques está presente en cañadas y suelos profundos con climas húmedos y frescos, en algunas áreas dentro de las regiones típicas de bosque de oyamel y pino-encino (Rescala, 2009). En ocasiones esta vegetación es secundada por las especies de táscate *Juniperus* spp. (*Juniperus flaccida* Schltdl. y *J. deppeana* Steud.) en condiciones ecológicas más bajas y secas, en su conjunto los bosques de táscate ocupan el 0.57% de la superficie estatal.

Este tipo de vegetación presentó una cobertura promedio de 56.27% por parcela. Asimismo el número de especies y tipos funcionales por unidad de muestreo fue de 22.71 y 20.1 respectivamente. El contenido de carbono promedio de los bosques de cedro fue de $46.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Bosques de oyamel

Los bosques de oyamel ocupan una extensión de 73 790.9 ha (3.32% del total estatal). Tienen una distribución restringida y forman bosques en manchones, localizándose los más importantes en el Eje Volcánico sobre el Nevado de Toluca, la Sierra Nevada (Iztaccíhuatl-Popocatepetl), la Sierra de las Cruces y en Zempoala, con climas húmedos, temperaturas entre 7 y 15 °C y una precipitación media anual de 1000 mm (Rescala, 2009). Se ubican en cañadas, entre los 2500 y 3600 m s.n.m. La especie dominante es el oyamel (*Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham.) y se encuentra asociada a otras especies arbóreas como *Quercus laurina* Humb. & Bonpl. y *Alnus acuminata* Kunth.

Estas comunidades vegetales se caracterizan por una baja diversidad de su estrato herbáceo, en comparación con otros tipos de vegetación (Rzedowski, 1991). Los valores obtenidos lo confirman, ya que se registraron 24.2 especies y 15.7 tipos funcionales en promedio por cada 1000 m^2 . La cobertura del dosel fue de 59.2% en promedio mientras que el contenido de carbono fue superior a los otros bosques de referencia con $139.67 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Bosques mesófilos de montaña

El bosque mesófilo de montaña está presente en el 0.38% de la superficie estatal (8488.2 ha), se desarrolla en algunas cañadas y laderas abruptas, muy protegidas y húmedas, incluye comunidades vegetales clasificadas como “bosque caducifolio”, “selva nublada” y “selva mediana” en áreas de transición. Su distribución es sumamente limitada, se les encuentra entre los 1900 y 2500 m de altitud, en las laderas del Popocatepetl, Iztaccíhuatl y en algunas partes de la Sierra de las Cruces, así como en los municipios de Sultepec, Temascaltepec y Valle de Bravo. Las principales especies son: *Cornus disciflora* DC., *Garrya laurifolia* Hartw. ex Benth., *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. & Planch., *Prunus* spp. y *Quercus laurina* Humb. & Bonpl.

Este tipo de vegetación presentó una cobertura promedio del 82%, así como 28.3 especies y 18.5 tipos funcionales en 1000 m². El contenido de carbono de estos bosques fue de 81.9 Mg C ha⁻¹.

Selva baja caducifolia

Las selvas bajas caducifolias ocupan aproximadamente el 7% de la superficie estatal (143 589.3 ha) y se distribuyen principalmente al suroeste de la entidad. Reciben este nombre porque sus árboles no alcanzan alturas de más de 20 m. Son característicos de este tipo de vegetación las especies denominadas como “cazahuates” (*Ipomoea* spp.), *Haematoxylum* spp., *Bursera* spp., *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn. y *Lysiloma acapulcense* (Kunth) Benth.

La cobertura de su dosel es de 50.6% y tiene un promedio de riqueza de 27.3 especies y 18.4 tipos funcionales en promedio por cada 1000 m². Su contenido de carbono es de 2.44 Mg C ha⁻¹.

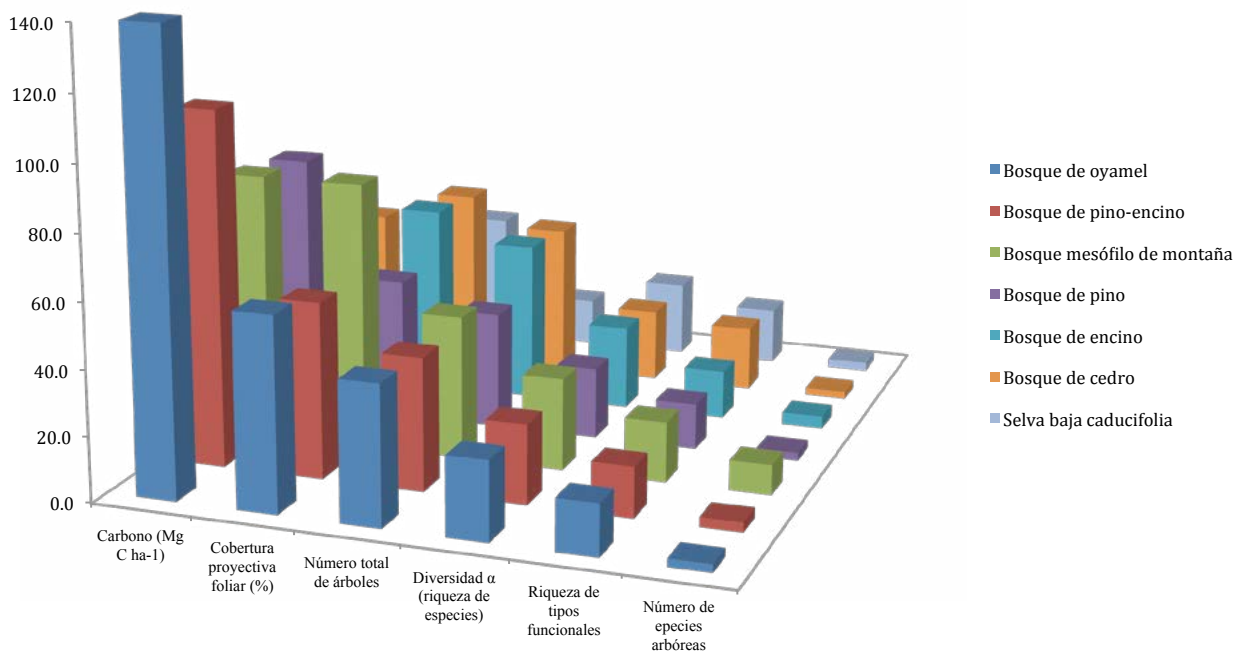


Figura 1. Parámetros promedio de riqueza, cobertura y carbono de los diferentes bosques de referencia.

En los muestreos se registró el Bosque de aile (*Alnus jorullensis* Kunth), en tres parcelas de muestreo de la región Toluca (identificadores: 15011000079C, 15011000087C y 15011000089C), a



pesar de tratarse de un tipo de vegetación que no estaba contemplado en la clasificación establecida inicialmente en los métodos (PMC, 2015c) ni en el catálogo de usos de suelo y vegetación del Estado de México. Serie VI, 1:50,000 (PMC, 2015a).

Este tipo de vegetación ha sido documentado en el Estado de México aunque sólo se presenta en localidades aisladas y se considera una etapa sucesional del establecimiento del bosque de *Abies religiosa*, pero con una dominancia evidente de *Alnus* en el estrato arbóreo, (Calderón y Rzedowski, 2005). Por esta razón fue incluida en la clasificación de la vegetación utilizada para este estudio y se le asignó la clave 100 (PMC, 2015c).

Conclusiones

En la entidad aún es posible encontrar bosques con características que indican un estado saludable de su estructura y funcionamiento. En este sentido cabe resaltar la importancia de los bosques mesófilos y de oyamel como sumideros de carbono con alta biodiversidad.

La parametrización de los valores de diversidad alfa y contenidos de carbono en bosques de referencia permite un punto de partida para el análisis de las zonas degradadas, bajo el esquema de modelos de estados y transiciones.

Bibliografía

- Calderón, de R.G. y J. Rzedowski. 2005. Flora Fanerogámica del Valle de México. 2ª. Ed. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Michoacán.
- Gillison, A.N. 1981. Towards a functional vegetation classification. *In*: Gillison, A.N. and D.J. Anderson (Eds.). Vegetation classification in Australia. CSIRO and Australian National University Press. Camberra, Australia. pp. 30-41.
- PMC. 2015a. Informe: Revisión y análisis de la información existente respecto a factores de emisión, datos de actividad y sus incertidumbres. Estudio de Factibilidad Técnica para el Pago de Bonos de Carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Rojas-García F., A.L. Aguilar-García, J.C. de la Cruz, Ma.I. Marín-Sosa, M. Casiano-Domínguez y M. Bolaños-González. Texcoco, Estado de México. 169 p.
- PMC. 2015b. Informe: Factores de emisión y sus incertidumbres. Estudio de Factibilidad Técnica para el Pago de Bonos de Carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Rojas-García F. Texcoco, Estado de México. 20 p.
- PMC. 2015c. Manual de Procedimientos Inventario de Biodiversidad. Estudio de Factibilidad Técnica para el Pago de Bonos de Carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador: Paz-Pellat, F. Colaboradores: Rojas-García F. y C.D. Sánchez-Sánchez. Texcoco, Estado de México. 70 p.
- Rescala, P.J. 2009. Historia del sector forestal. *En*: Ceballos, G., R. List, G. Garduño, R. López, C.M.J. Muñozcano, Q. Collado y J.E. San Román. (Compiladores). 2009. La diversidad biológica del Estado de México. Gobierno del Estado de México. Toluca, Estado de México. 527 p.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, México.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica del México. *Acta Botánica Mexicana* 14:3-21.

5.42 Simulación espacial de las propiedades del suelo en el Estado de México

Salas-Aguilar Víctor M.¹ y Paz-Pellat Fernando¹

¹Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco, Km 36.5 Montecillo, México.
Autor para correspondencia: vsalasaguilar@gmail.com

Resumen

Las propiedades del suelo son variables fundamentales en la modelación de diversos estudios medioambientales. En esta investigación se estimó en forma espacial las variables de profundidad del suelo y textura con la aplicación del método Markov-Bayes dentro del Estado de México. Los datos puntuales del suelo (datos duros) se obtuvieron del Inventario Nacional Forestal y de Suelos, los datos blandos se obtuvieron de derivaciones morfométricas a partir de un modelo digital de elevación. El método de Markov-Bayes relaciona los datos duros y blandos mediante modelos lineales en n diferentes zonas. En cada zona se obtuvo distribuciones locales *a priori* mediante una distribución de probabilidad acumulada. Esto se realizó para encontrar la probabilidad de excedencia a cierto umbral predefinido (geo-estadística indicadora) de la variable primaria de interés. La calibración del método se realiza mediante una covarianza cruzada en cada umbral. El programa SGEMS fue empleado para realizar la simulación condicionada COSISIM, la cual integró los datos duros y blandos previamente calibrados y realizó cinco estimaciones para cada variable. Los resultados mostraron que las relaciones entre datos duros y blandos tienen alta incertidumbre. Aun así, dentro de la validación cruzada se observó que la mejor simulación para cada variable estima de manera razonable el dominio espacial de los datos medidos. En la relación 1:1 entre datos medidos y simulados, solo la simulación de la arcilla mostro una subestimación, las demás variables interpolaron sus valores en forma adecuada. Se recomienda aplicar una técnica que encuentre patrones específicos entre los datos blandos y duros, con el objetivo de incrementar la veracidad en la aplicación de este enfoque.

Palabras clave: interpolación, datos duros, datos blandos, co-variables.

Abstract

Soil properties are fundamental variables in the modeling of various environmental studies. In this research, the variables of soil depth and texture were estimated spatially with the application of the Markov-Bayes method within the State of Mexico. The soil data (hard data) were obtained from the National Forestry and Soils Inventory, the soft data were obtained from morphometric derivations from a digital elevation model. The Markov-Bayes method relates the hard and soft data by linear models in n different zones. In each zone, a priori local distributions were obtained through a cumulative probability distribution. This was done to find the probability of exceeding a certain predefined threshold (geostatistics indicator) of the primary variable of interest. The calibration of the method is performed by a cross-covariance at each threshold. The SGEMS program was used to perform the COSISIM conditional simulation, which integrated the hard and soft data previously calibrated and made five estimates for each variable. The results showed that the relationships between hard and soft data have high uncertainty. Even so, within the cross-validation it was observed that the best simulation for each variable reasonably estimates the spatial domain of the measured data. In the 1: 1 ratio between measured and simulated data, only the simulation of the clay showed an underestimation, the other variables interpolated their values adequately. It is recommended to apply a technique that finds specific patterns between soft and hard data, in order to increase the veracity in the application of this approach.

Key words: interpolation, hard data, soft data, co-variables.

Introducción

La estimación espacial de las propiedades del suelo es fundamental para explicar las relaciones entre diversos sistemas medioambientales, tales como el biológico, geológico, hidrológico, antropogénico y del paisaje, entre otros (Florinsky *et al.*, 2002). La estimación de las propiedades pueden ser logradas al incorporar información espacial secundaria fácil de conseguir (Mueller y Pierce, 2003).

Un modelo digital de elevación (MDE) es una de las variables más usadas para predecir las propiedades del suelo, el MDE es un elemento fácilmente adquirible y que puede derivar varios atributos morfométricos que pueden correlacionarse con algunas propiedades del suelo (Moore *et al.*, 1993; Odeh *et al.*, 1995; McKenzie y Ryan, 1999). Usualmente se recurre a métodos de interpolación determinísticos, donde la forma, parámetros y los resultados de las funciones de interpolación se encuentran establecidas, es decir, no consideran el error (*e.g.*, Inverso por la Distancia Ponderada). El otro método son los estocásticos, entre los más comunes son la familia de Kriging (Zhang *et al.*, 2010). La desventaja de estos métodos radica en que tiende a suavizar la interpolación por los detalles locales (ojos de buey), además que su estimación se encuentra influenciada por la geometría de los datos espaciales de entrada (Goovaerts, 1997).

Una forma de integrar información secundaria (datos blandos) con la información primaria (datos duros) es con el uso del algoritmo Markov-Bayes, el cual permite codificar ambos datos como una distribución local *a priori*, esta distribución es luego actualizada en una distribución *a posteriori* con el uso de los datos blandos que están más cerca al punto a interpolar (Zhu y Journel, 1991).

Estudios como Miller y Luark (1993), Goovaerts y Journel (1995) y Dungan *et al.* (1994) encontraron que las interpolaciones hechas con este método mejoraba la estimación de la variable estudiada en comparación de los métodos clásicos de interpolación. Una ventaja de este enfoque es que se encuentra integrado en programas específicos de interpolación, tal es el caso de GSLIB (Deutsch y Journel, 1998) y SGEMS (Remy *et al.*, 2009). Este último une el método de Markov-Bayes con simulaciones estocásticas, lo que permite generar n estimaciones y de esta forma evaluar la que tenga menor incertidumbre con la variable estudiada.

El objetivo de este trabajo fue estimar espacialmente la profundidad y textura del suelo con el uso del método Markov-Bayes en el Estado de México.

Materiales y métodos

Datos de suelo

Las variables del suelo se obtuvieron del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS, 2011). El inventario cuenta con 11 225 puntos de muestreo de suelo en todo el país y se encuentra a una escala de 1:250 000. Para realizar la interpolación se seleccionaron 300 puntos distribuidos fuera y dentro del Estado de México, de los cuales las variables de profundidad del suelo (cm), limo (%), arcilla (%) y arena (%) fueron seleccionadas. La profundidad del suelo solo llega hasta los 100 cm en todos los puntos. La validación de la interpolación se realizó, removiendo 127 puntos de los 300 considerados (Figura 1).

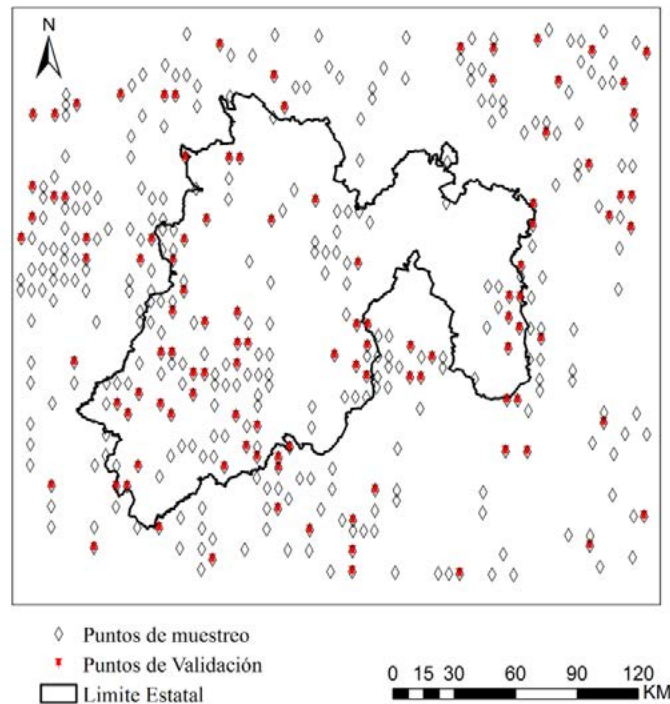


Figura 1. Puntos de muestreo de suelo considerados para realizar la interpolación espacial y puntos considerados para realizar la validación cruzada.

Co-variables fisiográficas

Se consideró un modelo digital de elevación (MDE) con una resolución espacial de 60 m (INEGI, 2015), del MDE se procesaron nueve variables del relieve (datos blandos): altitud (m), exposición (EXP), índice de convergencia (IC), índice de curvatura (ICR), índice de posición topográfica (ITP), índice de humedad topográfica (IHT), factor de relieve (LS). Todas las variables fueron procesadas en el software SAGA GIS versión 2.0.8 (disponible en: <http://www.saga-gis.org/>).

Los datos de precipitación media anual y evapotranspiración potencial fueron adquiridos de la Malla Climática Nacional (PMC, 2015). La malla contiene datos diarios de precipitación y temperatura distribuidos en 3147 nodos dentro de México. Los datos fueron transformados a promedios de largo plazo (30 años) para ser considerados en el análisis.

Un código escrito en el lenguaje de programación Python 2.7.8^{RM} (Python Software) fue escrito para obtener el datos puntual de las co-covariables en los sitios de muestreo de suelo.

Para estimar la representatividad de las co-variables, se evaluó su relación con las variables del suelo. La mejor combinación fue elegida con el uso de regresión *stepwise*, con un nivel de significancia $p < 0.05$. Este análisis estadístico fue llevado en el programa Python con el uso de la librería *Scikit Learn* y su algoritmo *LinearRegression*.

Incorporación de datos duros y blandos, con el enfoque Markov-Bayes

La calibración para integrar datos duros (Z) con datos blandos (V) es esencial. Regularmente, para obtener coeficientes que estimen Z a partir de V se realiza a través de regresiones lineales. Dado el caso en que en muchos fenómenos la relación es no lineal, se estaría perdiendo información valiosa si se intenta calibrar linealmente Z y V . La Figura 2 muestra el caso, donde la calibración de Z y V puede ser adquirida a diferentes umbrales, es decir establecer n relaciones en el espacio Z - V , con el objeto que la distribución condicional pueda ser diferente en cada clase y dar mayor veracidad en la calibración final.

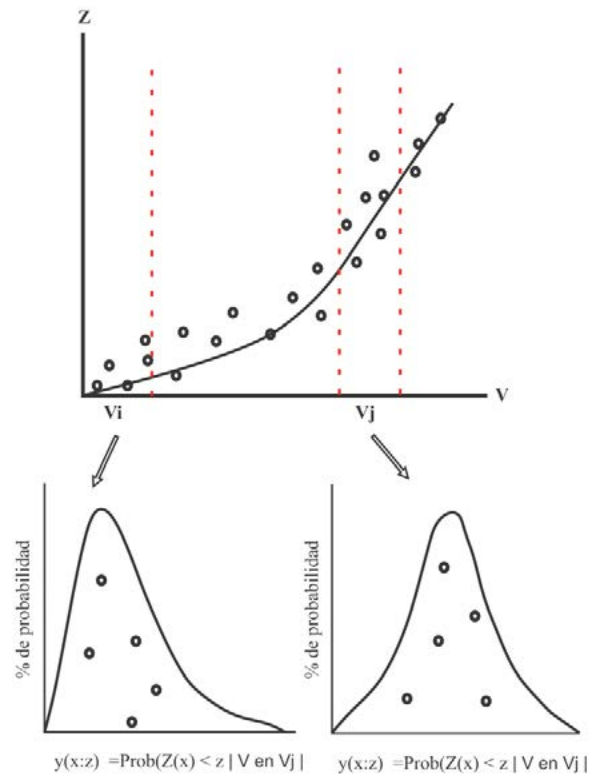


Figura 2. Diagrama de dispersión de Z vs V . Adaptado de Zhu y Journel (1991).

El modelo Markov-Bayes toma en cuenta la distribución condicional entera, no solo los parámetros que la definen (Leuangthong, 2002). Este modelo fue desarrollado para el propósito de mejorar la geoestadística no paramétrica, especialmente en la simulación indicadora.

Si Z es la variable primaria muestreada (en nuestro caso profundidad y textura del suelo) y V es la muestra de la variable secundaria (variables fisiográficas). La variable primaria es considerada datos “duros” y codificados como indicador (Fórmula 1).

$$i(u; z) = \begin{cases} 1, & \text{si } z_i(u) \leq z_k \\ 0, & \text{de otra manera} \end{cases} \quad (1)$$

donde, $z_i(u)$ es la localización del dato del valor primario y z_k es un umbral definido. La variable secundaria $V(u)$ es usada para definir la distribución local *a priori* de $Z_i(u)$. Los datos secundarios son codificados como probabilidades (Fórmula 2).

$$v(u; z_k) = \text{prob}\{Z_i(u) \leq z | \text{Información relacionada}\} \quad (2)$$

donde $v(u; z) \in [0,1]$. Para localizaciones donde datos duros existen (e.g., $z_i(u)$ es conocida, la función de distribución local *a priori* se convierte en la fórmula 3.

$$v(u; z_k) = \begin{cases} 1, & \text{para todo } z \leq z_i(u) \\ 0, & \text{para todo } z \geq z_i(u) \end{cases} \quad (3)$$

Este modelo requiere la asunción tipo Markov para simplificar la modelación de la covarianza cruzada entre $Z(u; z)$ y $V(u; z)$ y usa el teorema de Bayes para actualizar las distribuciones *a priori* y obtener una distribución condicional *a posteriori*, dado que las covarianzas cruzadas son conocidas.

Basado en la aproximación de Markov, las covarianzas directas y cruzadas son calibradas por el parámetro $B(z)$ (Fórmula 4).

$$C_{ZV}(h; z_k) = B(z_k) * C_z(h; z_k) \quad \forall h$$

$$C_v(h; z_k) = \begin{cases} B^2(z_k) * C_z(h; z_k), & \forall h > 0 \\ |B(z_k)| * C_z(h; z_k), & h = 0 \end{cases} \quad (4)$$

donde, $B(zk) = m^1(zk) - m^0(zk)$, $m^1(zk) = E\{V(u; z)|Z(u; zk) = 1\}$,
 $m^0(zk) = E\{V(u; zk)|Z(u; zk) = 0\}$

Estimación de los parámetros $B(zk)$

La estimación de los parámetros $m^1(zk)$ y $m^0(zk)$, requiera el cálculo de su esperanza condicional a cada umbral zk . La cantidad $m^1(zk)$ es estimada del promedio aritmético del indicador blando $v(u; zk)$, donde $i(u; zk) = 1$ (Fórmula 5).

$$m^1(zk) = \frac{1}{\sum_{\alpha=1}^{nV} i(u; z)} \sum_{\alpha=1}^{nIV} v(u; zk) * i(u; zk) \quad (5)$$

Por su parte, $m^0(zk)$ es estimado, por el promedio aritmético del indicador blando, en la localización de $i(u; zk) = 0$ (Fórmula 6).

$$m^0(zk) = \frac{1}{\sum_{\alpha=1}^{nV} [1 - i(u; z)]} \sum_{\alpha=1}^{nIV} v(u; zk) * [1 - i(u; z)] \quad (6)$$

Goovaerts y Journel (1995) interpretaron los parámetros $m^1(z)$ y $m^0(z)$ como una medida de veracidad de las distribuciones locales *a priori* $V(u; z)$ en predecir $Z_i(u) \leq z$ y $Z_i(u) > z$, respectivamente. El valor de $B(z)$ es entonces un indicador de la exactitud con que los datos blandos predicen a los datos duros. Un valor de $B(z) = 1$ es considerado como lo mejor en términos de veracidad, significa que la variable primaria y secundaria, están perfectamente correlacionadas espacialmente, es decir, cuando $C_v(h; z) = C_z(h; z)$. Si el valor de $B(z) = -1$, es interpretado como un error perfecto, donde los eventos de $Z_i(u; z) < z$ son asignados a la probabilidad de $Z_i(u; z) > z$. El peor de los casos ocurre cuando $B(z) = 0$, esto indica que la información blanda $V(u; z)$ no ayuda a predecir el valor del indicador $I(u; z)$.

Indicador secuencial Co-Simulación (COSISIM)

El algoritmo COSISIM es una colección de algoritmos de simulación estocástica presentes en el programa SGEMS (Stanford Geostatistical Modeling Software). El algoritmo está basado en los patrones espaciales de los variogramas de entrada. Antes de realizar las simulaciones las codificaciones deben realizarse, según se explicó en la sección anterior. El programa SGEMS permite usar el algoritmo Markov-Bayes con el indicador Kriging para realizar las simulaciones. En Remy *et al.* (2009) se describe el proceso de entrada y salida de datos con la aplicación de esta técnica.

Validación cruzada

Para evaluar el desempeño de las predicciones se consideró a la pendiente de un modelo de regresión lineal entre lo medido y lo simulado (relación 1:1) para observar la sobrestimación o subestimación de lo predicho con las simulaciones. Además se consideró al estadístico raíz del error cuadrático medio (RCME) como medida de certidumbre (Fórmula 7).

$$RCME = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Z_{interpolado} - Z_i)^2}{n}} \quad (7)$$

Resultados y Discusión

Análisis de datos

Los modelos de regresión por *stepwise* entre las variables del suelo y predictoras se resumen en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Estimación de las variables del suelo con co-variables (datos blandos).

Variable	S*	R ²	Co-variable	Coeficiente	IC 95%		p-value
					Inferior	Superior	
Profundidad (m)	16.90	29.50	Constante	-19.100	-39.723	1.425	0.068
			Altitud	0.013	0.009	0.0182	0.000
			ITW	0.847	0.222	3.577	0.027
Arcilla (%)	12.99	18.21	Constante	46.555	37.975	55.125	0.000
			Altitud	-0.008	-0.012	-0.005	0.000
Limo (%)	9.29	11.34	Constante	13.971	7.825	20.131	0.000
			Altitud	0.006	0.003	0.008	0.000
			ICR	374.000	108.000	640.000	0.000
Arena (%)	13.64	5.59	Constante	45.861	43.400	48.321	0.000
			IC	-0.141	-0.246	-0.036	0.009

S*= error estándar.

Con los modelos predictivos del Cuadro 1, se estimaron las variables del suelo (Figura 3).

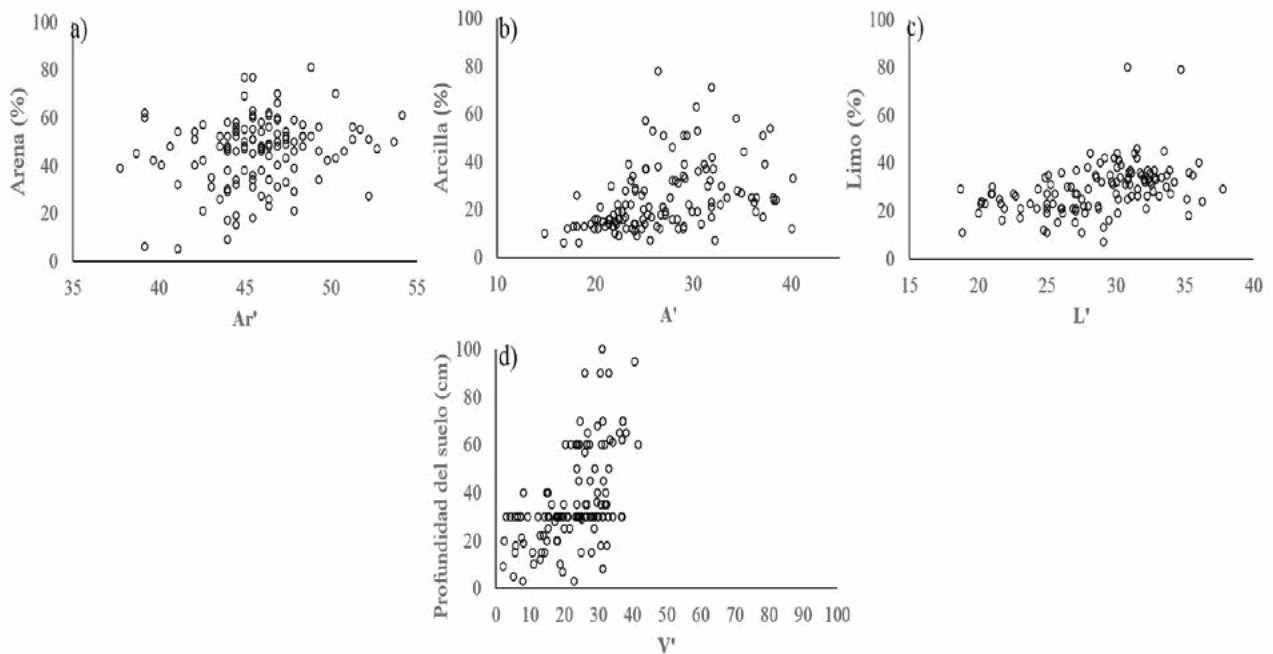


Figura 3. Diagrama de dispersión entre las variables del suelo y sus predicciones. Arena (a), Arcilla (b), Limo (c) y Profundidad del suelo (d).

Los resultados son congruentes a los reportados de otros autores, por ejemplo Carvalho *et al.* reportaron a la altitud como la co-variable que más influye en las variables de carbono orgánico, pH y textura del suelo. Por su parte Penizek y Boruvka (2005) encontraron que la profundidad del suelo responde a las variables de exposición, altitud y pendiente, sin embargo, reportaron bajo coeficiente de determinación ($R^2= 3\%$). Odeh *et al.* (1995) y Gessler *et al.* (1995) también encontraron relación espacial de las variables del suelo con co-variables topográficas, en especial, con el índice de curvatura (IC) y el índice de humedad del suelo (ITW). Al igual que en esta investigación, existen alta incertidumbre para modelar las variables del suelo con factores topográficos mediante relaciones

lineales, sin ninguna transformación previa. Dentro del trabajo de Tesfa *et al.* (2009) la incertidumbre de la predicción se redujo, al introducir modelos aditivos generalizados en la relación profundidad suelo y variables topográficas. Sin embargo, en esta investigación se plateó seguir con los enfoques clásicos de predicción de las variables del suelo. En posteriores trabajos, se abordaran otros enfoques de modelación.

Distribución local a priori y estimación del parámetro B (z)

Las variables del suelo se dividieron en n umbrales para poder calcular su distribución local, es decir, los umbrales sirven para conocer la probabilidad de no exceder un cierto valor. Para observar su cálculo, se consideró a la variable profundidad del suelo estimada en la sección anterior. La Figura 4 muestra la estimación realizada en cada umbral de la variable respuesta al considerar tres zonas de la variable independiente (V1', V2' y V3'). La razón de dividir en umbrales y zonas, es porque la probabilidad de exceder un cierto valor, es diferente en las diferentes partes de un diagrama de dispersión (Goovaerts, 1997).

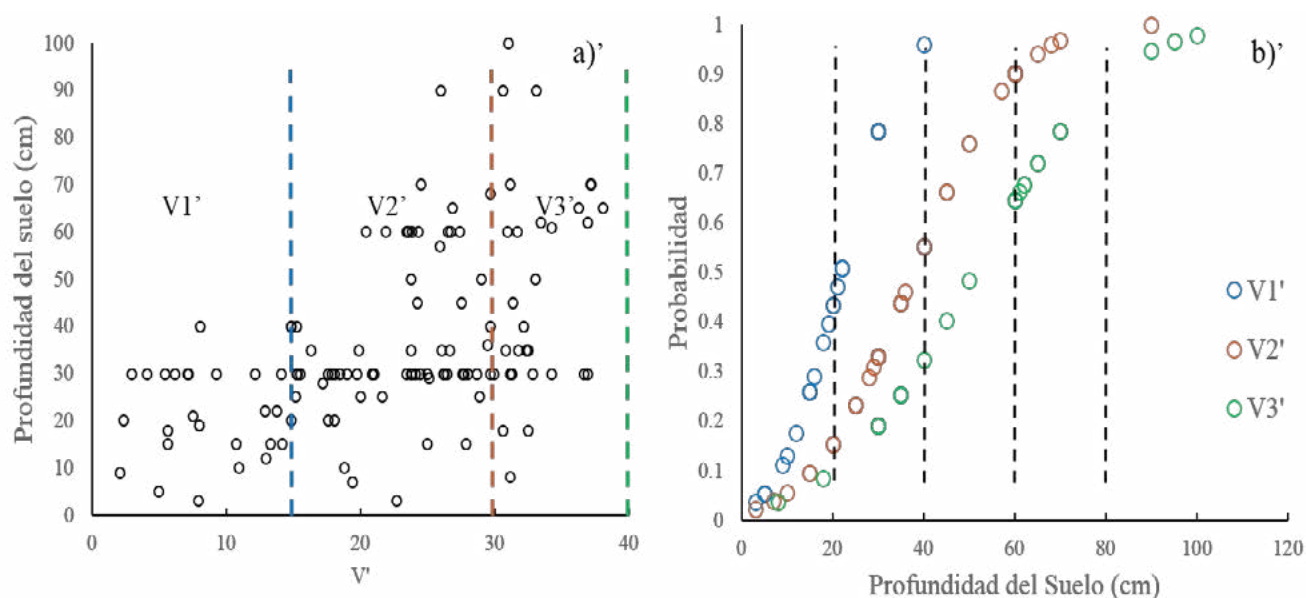


Figura 4. Cálculo de las probabilidades *a priori* de los blandos en no exceder el umbral de la profundidad del suelo. Relación datos duros y blandos dividido en tres zonas (a) y distribución de probabilidad acumulada localizada a umbrales predefinidos de profundidad del suelo (b).

Los valores de $B(z)$ en cada umbral (zk) para cada una de las variables fueron calculados con el uso de las ecuaciones 3 y 4 y se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Estimación del parámetro de certidumbre en el método Markov-Bayes

zk	B(zk)			
	Limo	Arcilla	Arena	Profundidad
10	0.28			
20	0.26	0.40	0.40	0.52
30	0.27	0.31		
40	0.30	0.30	0.34	0.35
50	0.31	0.31		
60		0.31	0.33	0.29
80			0.32	0.28

Según Zhu y Journel (1991) para obtener una adecuada simulación al considerar los datos blandos, el valor de certidumbre (B_z) debe ser mayor a 0.2. Los valores en este trabajo se encuentran en un rango de 0.26 a 0.52, por lo tanto se cumple esta condición. La veracidad del modelo dependerá de que tan buena sea la predicción por parte de las co-variables. Los métodos lineales de relación de dos variables, tienen la desventaja que no encuentran patrones entre la variable respuesta e independiente, lo que aumenta su incertidumbre en el modelado. Para aumentar la certidumbre de las co-variables sobre las propiedades del suelo, en posteriores trabajos se realizarán técnicas alternativas en las que descubren patrones en los datos de interés, tal es el caso de los diferentes modelos dentro de las máquinas de aprendizaje (Witten *et al.*, 2011). Lo atractivo de usar estos enfoques es que es aplicado para grandes bases de datos, por ejemplo, en las predicciones espaciales es una herramienta que se usa para aprender y encontrar patrones sobre las propiedades de alguna variable. Es por ello que puede usarse en estudios edafológicos, donde el conocimiento entre los patrones de las propiedades del suelo y las co-variables ambientales es a menudo poco entendida (Grundwald, 2006).

Aplicación de la Co-Simulación condicional

Un modelo esférico fue aplicado para ajustar los datos de todos los umbrales del Kriging indicador. El Cuadro 3 muestra el valor de los parámetros de este modelo.

Cuadro 3. Ajuste del modelo esférico usado para estimar el variograma indicador en cada umbral (z_k).

Variable	Z_k	C_0	$C(I)$	r
Profundidad	20	0	0.13	13 200
	40	0	0.22	15 400
	60	0	0.17	17 600
	90	0	0.03	38 500
	20	0	0.21	29 700
Arcilla	30	0	0.23	22 000
	40	0	0.15	15 400
	50	0	0.07	17 600
	60	0	0.02	11 000
Arena	20	0	0.01	17 600
	40	0	0.21	9900
	60	0	0.18	26 400
	80	0	0.04	3190

Los datos del Cuadro 2 y 3 además de la codificación de los datos duros y blandos, es necesaria para correr la simulación dentro del software SGEMS. Al considerar que se pueden obtener cientos de simulaciones para cada variable, Zhen y Chao (2011) afirmaron que dentro de las diez primeras simulaciones se obtienen las mejores estimaciones en el caso de mapear la permeabilidad media en los poros. En este trabajo solo se usaron cinco simulaciones. Los resultados de las simulaciones con el uso del algoritmo Markov-Bayes son presentados en la Figura 5.

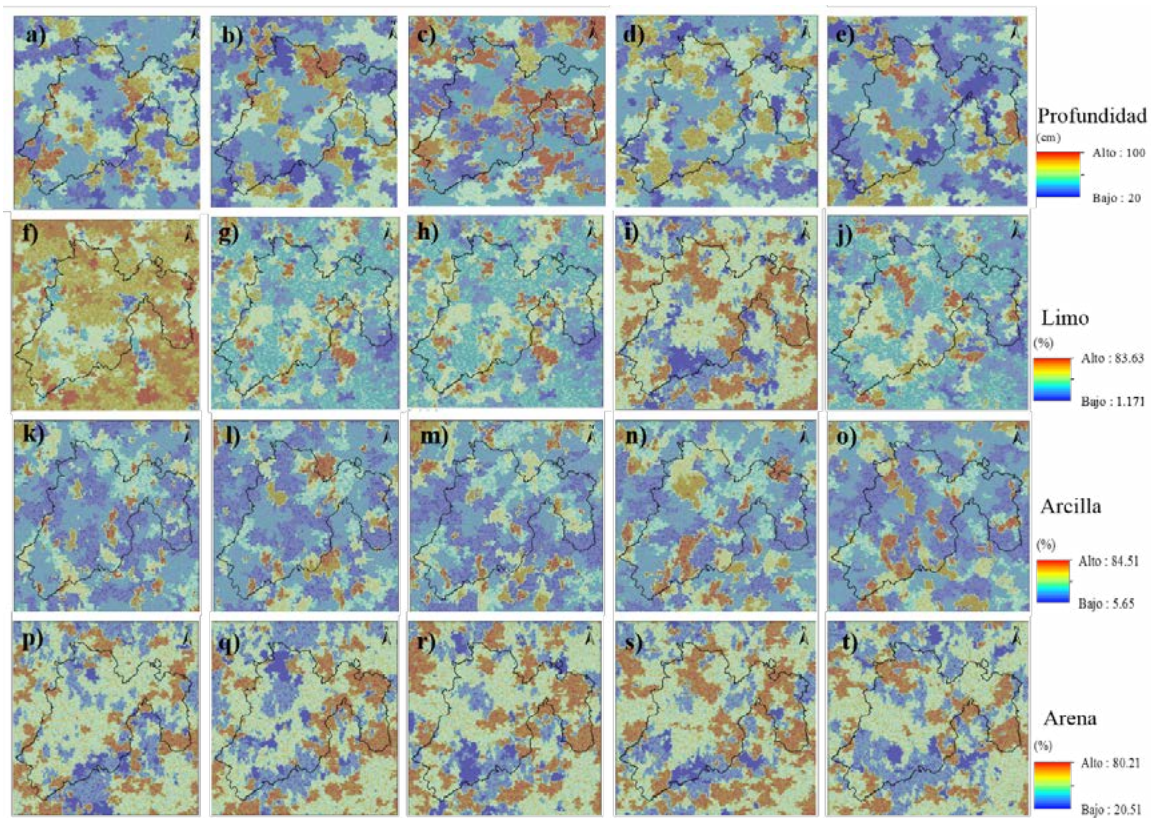


Figura 5. Simulaciones estocásticas de las propiedades del suelo. De izquierda a derecha se enlistan las cinco simulaciones en orden creciente.

Una de las ventajas de la simulación es que no requiere una malla regular de puntos y sus resultados no están condicionados por la geometría de los datos de entrada, además produce la estructura probabilística de la variable primaria, la cual asocia la variabilidad natural y fluctuaciones de forma coherente (Miller y Luark, 1993). Según Zhu y Journel (1991) las simulaciones son representaciones más realistas que los mapas suavizados producidos por estimadores espaciales, como es el caso de las variantes del Kriging. Lo anterior, lo confirmaron Dungan *et al.* (1994) donde compararon tres métodos de interpolación: regresión, co-kriging y simulaciones espaciales y encontraron que la simulación fue superior en reproducir los patrones espaciales en comparación con la imagen real.

Validación cruzada

Las cinco simulaciones fueron evaluadas para cada variable, con respecto a la profundidad de suelo y la arcilla la simulación número dos fue la que obtuvo menor error, RCME= 168.1 y RCME= 133.5, respectivamente. En lo que respecta al Limo y la Arena la simulación tres presentó menor incertidumbre. La Figura 6 muestra la mejor simulación vs los datos medidos de cada una de las variables.

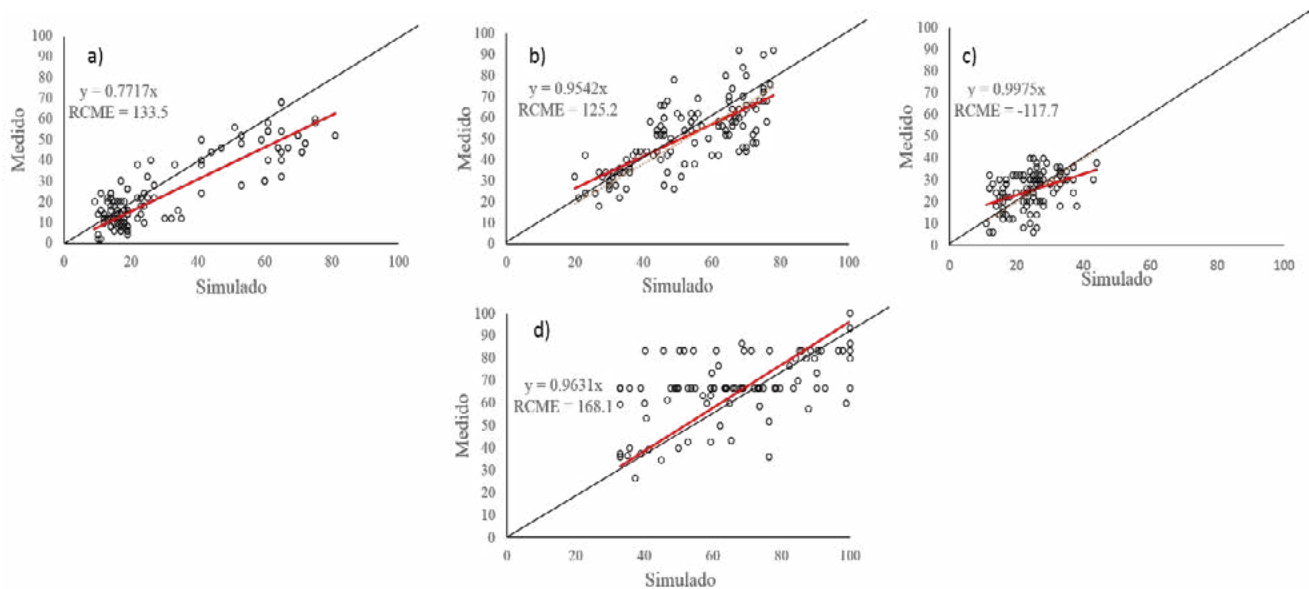


Figura 6. Validación cruzada entre lo medido y lo simulado. A) Arcilla, b) Arena, c) limo y d) Profundidad del suelo.

La Figura 6 da una idea de la certidumbre de la simulación para estimar las variables del suelo, en general se distribuyen aleatoriamente entre la línea de 45° entre los simulado y lo observado. Sin embargo, la incertidumbre es alta, como se observó en el Cuadro 2 y 3. La simulación de arcilla fue la que presentó una subestimación del 23%, por otra parte, la tendencia a no estar dentro de la línea 1:1 fue del 1%, 4% y 5% para las variables limo, profundidad y arena, respectivamente. La ventaja de este método, es que las simulaciones reproducen todo el rango donde existen observaciones medidas. A diferencia de los algoritmos de interpolación que usualmente son filtros que suavizan la variabilidad espacial del elemento simulado en detalles locales (Zhang *et al.*, 2010).

Conclusiones

El algoritmo Markov-Bayes dentro de una simulación estocástica se probó y validó satisfactoriamente para cuatro propiedades del suelo en el Estado de México. Aunque la incertidumbre fue alta entre las co-variables usadas y las variables del suelo con el uso de modelos lineales, la incorporación de la probabilidad *a priori* de los datos blandos en la simulación permitió estimar una continuidad espacial en la interpolación final y presentar opciones para validar varias interpolaciones.

Dentro de la validación cruzada se observó que la simulación dos fue la que mejor predijo a los datos medidos en las variables de profundidad del suelo y la arcilla, en lo que respecta al limo y a la arena la simulación tres fue superior. Una ventaja encontrada con las simulaciones es que estima todo el rango de las variables medidas, no solo está condicionada a los valores puntuales usados para la interpolación.

Una recomendación para mejorar las estimaciones con este enfoque, es utilizar nuevas metodologías que encuentren patrones en la predicción entre datos duros y blandos, de esta forma se garantiza disminuir la incertidumbre en el mapeo final.

Bibliografía

- Florinski, I., R. Eilrer, G. Manning and L. Fuller. 2002. Prediction of soil properties by digital terrain modelling. *Environmental Modelling and Software* 17: 295-311.
- Mueller, T. and F. Pierce. 2003. Soil carbon maps. Enhancing spatial estimates with simple terrain attributes at multiples scales. *Soil Science Society of America Journal* 67:258-267.

- Moore, I., P. Gessler, P. Nielsen and G. Peterson. 1993. Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil Science Society of America Journal* 57:443-452.
- Odeh, I., A. McBratney and D. Chittleborough. 1995. Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotrophic cokriging and regression kriging. *Geoderma* 67:215-225.
- McKenzie, N, and Ryan. 1999. Spatial prediction of soil properties using environmental correlation. *Geoderma* 89:67-97.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics in natural resources evaluations*. New York: Oxford University Press. 482 p.
- Zhu, H. and A. Journel. 1991. Formatting and integrating soft data: stochastic imaging via Markov-Bayes algorithm. Chapter *In: Geostatistics Troia* 92. 12 p.
- Miller, S. and R. Luark. 1993. Spatial simulation of rock strength properties using a Markov-Bayes method. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences* 30:1631-1637.
- Goovaerts, P. and A. Journel. 1995. Integrating soil map information in modelling the spatial variation of continuous soil properties. *European Journal of Soil Science* 46:397-414.
- Dungan, J., D. Peterson and P. Curran. 1994. Alternative approaches for mapping vegetation quantities using ground and image data. Chapter *In: Environmental Information Management And Analysis: Ecosystem To Global Scales*. 316 p.
- Deutsch, C. and A. Journel. 1998. *GSLIB geostatistical software library and user's guide*. New York: Oxford University Press. 369 p.
- Remy, N., A. Boucher and J. Wu. 2009. *Applied geostatistics with SGEMS: a user's guide*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 264 p.
- INFyS. 2011. Base de datos. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Comisión Nacional Forestal, México.
- INEGI. 2016. Continuo Mexicano de Elevaciones. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoelevaciones.aspx> (Consulta: febrero 15, 2016).
- PMC. 2015. Malla Climática Nacional. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, México.
- Penizek, V. and L. Boruvka. 2005. Soil depth prediction supported by primary terrain attributes: a comparison of methods. *Czech Science Foundations. Czech University. Czech Republic*. 6 p.
- Gessler, P., I. Moore, N. McKenzie and P. Ryan. 1995. Soil-landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. *International Journal of Geographical Information Systems* 9:421-432.
- Tesfa, T., D. Tarboton, D. Chandler and J. McNamara. 2009. Modelling soil depth from topographic and land cover attributes. *Water Resources Research* 45:1-16.
- Zhan, T., D. Li, D. Lu and J. Yang. 2010. Research on the reconstruction method of porous media using multiple-point geostatistics. *Science China Physics, Mechanics and Astronomy* 53:122-134.
- Leuangthong, O. 2002. Short note on models of coregionalization. *In: Centre for Computational Geostatistics Report Four*, Edmonton, Alberta. University of Alberta.
- Witten, I.H., E. Frank and M. Hall. 2011. *Data mining: Practical Machine Learning Tools and Techniques*. Morgan Kaufmann, Burlington.
- Grunwald, S. 2006. *Environmental Soil-Landscape Modeling: Geographic Information Technologies and Pedometrics*. CRC/Taylor & Francis, Boca Raton.
- Zhen, L. and M. Chao. 2011. Applying COSISIM model to study the permeability of porous media. *Journal of coal Science and Engineering China* 17:128-132.



5.43 Estimación de almacenes de carbono en todos los usos de suelo del Estado de México

Rojas-García Fabiola¹ y Paz-Pellat Fernando²

¹Programa Forestal. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México.

²Programa de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: fabiosxto1981@gmail.com

Resumen

El Estado de México es una de las pocas entidades en el país donde se han planteado esquemas de compensación económica por servicios ambientales hidrológicos y la conservación de ecosistemas boscosos. El desarrollo de inventarios de carbono (C) en el Estado de México con enfoque abajo hacia arriba, permitirá reducir sustancialmente las incertidumbres asociadas al sector AFOLU en la entidad. Los métodos que se desarrollaron están basados en la Guía de Buenas Prácticas del IPCC (2003) y los criterios de transparencia, consistencia, comparabilidad, integridad y precisión. Se evaluaron los almacenes de C en biomasa aérea forestal, biomasa aérea de herbáceas y arbustos, biomasa muerta sobre el suelo; hojarasca, horizonte de fermentación y suelo. Se establecieron 728 parcelas de muestreo distribuidos en todos los tipos de vegetación y usos de suelo. El contenido de C total para cada parcela se estimó con sumatorias del C almacenado en la biomasa aérea, la biomasa muerta sobre el suelo, la capa de hojarasca, el horizonte de fermentación y el suelo de cada unidad de muestreo evaluada. Las regiones que almacenan mayor cantidad de carbono por hectárea son el Nevado de Toluca, la Sierra de las Cruces y la Sierra Nevada, donde se concentran las masas boscosas de la entidad. Se encontró que el bosque de *Abies religiosa* es el tipo de vegetación que almacena más C en el Estado de México.

Palabras clave: biomasa, factor de emisión, inventario, tipos de vegetación.

Abstract

State of Mexico is one of the few states in the country have raised compensation schemes for hydrological environmental services and conservation of forest ecosystems. The development of inventories of carbon (C) in State of Mexico with the bottom up approach, will substantially reduce the uncertainties associated with the AFOLU sector in the state. The methods developed are based on the Guide to Good Practice IPCC (2003) and the criteria of transparency, consistency, comparability, completeness and accuracy. C stores in forest biomass, biomass of herbaceous and shrubs, dead aboveground biomass were evaluated; litter, fermentation and soil horizon. The field campaign included lifting 728 sample plots distributed in all vegetation types and land uses. The content of total C for each plot was estimated summations of C stored in aboveground biomass, dead above ground biomass, litter layer, the fermentation horizon and the floor of each sample unit tested. The regions that store more carbon per hectare are Nevado de Toluca, Sierra de las Cruces and Sierra Nevada, where the wooded areas of the company are concentrated. It was found that *Abies religiosa* forest is the type of vegetation that stores more C in State of Mexico.

Key words: biomass, emission factor, inventory, vegetation types.

Introducción

Las acciones de mitigación en la agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra son de especial interés para muchos países, en especial para los países no incluidos en el Anexo I, donde las actividades de AFOLU representan una gran parte de las economías nacionales, ya que están en riesgo a causa del cambio climático, podrían ser beneficiados de una importante financiación para estrategias climáticas que de manera estratégica vinculen la reducción de los GEI a los objetivos de resiliencia, seguridad alimentaria y desarrollo rural (FAO, 2011).

El Estado de México es uno de los pocos estados en el país donde se han planteado esquemas de compensación económica por servicios ambientales hidrológicos o por la conservación de ecosistemas boscosos, que limitan los mecanismos orientados a potenciar el desarrollo sustentable comunitario. Es por ello que durante 2015 el Gobierno del Estado de México y la Protectora de Bosques financiaron un esfuerzo de medición del Programa Mexicano del Carbono para desarrollar el proyecto Estudio de Factibilidad para el pago de bonos de carbono en el Estado de México-Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo con Biodiversidad Armonizada a Servicios Ecosistémicos y con impacto Socioeconómico. El proyecto RETUS con BASES EDOMEX cumple con los estándares metodológicos de la Guía de Buenas Prácticas del IPCC (2003) y los criterios de transparencia, consistencia, comparabilidad, integridad y precisión. El objetivo del presente trabajo es estimar el almacenamiento de carbono en todos los usos de suelo del Estado de México.

Materiales y métodos

El Estado de México, se localiza en la parte sur de la altiplanicie meridional de la República Mexicana, entre los paralelos 18°22' y 20°17' de latitud Norte y los meridianos 98°36' y 100°37' de longitud Oeste, tiene una superficie de 22,333 km². En todos los usos de suelo de la entidad se establecieron parcelas circulares de muestreo de 1000 m² (PMC, 2015). Se cuantificó la biomasa aérea forestal, la biomasa aérea de herbáceas y arbustos, la biomasa muerta sobre el suelo constituida por árboles muertos y leña; el mantillo en la capa de hojarasca y el horizonte de fermentación y el suelo; de acuerdo con los métodos descritos en el Manual de Procedimientos Inventario de Carbono+ (PMC, 2015).

Biomasa aérea

Los nombres científicos se analizaron con el paquete Taxonstand versión 1.0 (Taxonomic standardization of plant species names) (Cayuela *et al.*, 2012) dentro del ambiente gratuito R (R Development Core Team, 2012), que estandariza automáticamente los nombres de las plantas de una base de datos, utilizando los registros del sitio The plant list (2013), mediante un flujo concatenado de pasos sobre cada uno de los nombres encontrados en la base analizada, que consiste en localizar las inconsistencias entre ésta y la base de referencia (Rojas-García *et al.*, 2014).

Se estimó la biomasa de los individuos árbol, arbusto o herbáceas, registrados en los inventarios. Se utilizaron ecuaciones alométricas de biomasa específicas (Rojas-García *et al.*, 2015). Algunas especies no cuentan con ecuación de biomasa el cálculo se realizó mediante modelos de volumen y valores de densidad de la madera específicos. Cuando no se disponía de ecuaciones a nivel de especie, se utilizaron modelos de volumen y valores de densidad de la madera a nivel de género.

Biomasa muerta sobre el suelo (combustibles)

La estimación de la carga de combustibles se llevó a cabo mediante la técnica de intersecciones planares, metodología descrita por Brown adaptada para México por Sánchez y Zerecero (1983). La cual consiste en



el conteo de las intercepciones de las piezas leñosas en planos de muestreo verticales, similares a “guillotinas que cortan” los combustibles caídos y que en el terreno se marca con una línea de muestreo.

El conjunto de datos derivados del inventario de combustibles fue evaluado mediante fórmulas, de acuerdo a Sánchez y Zerecero (1983), que determinan la cantidad de combustibles en Mg ha⁻¹ por tamaño de clases de combustibles. El peso obtenido (P) se multiplica por 0.4, que corresponde a la proporción de carbono en los combustibles.

Mantillo en las capas de hojarasca y horizonte de fermentación

El almacén de carbono del mantillo está conformado por dos capas, el horizonte de fermentación y la capa de hojarasca. Se estimó el volumen ocupado por cada capa, de conformidad con las medidas del cuadrante de obtención de la muestra y su profundidad. Después, se dividió el peso seco estimado entre el volumen de la muestra, para conocer la densidad del mantillo.

Finalmente se multiplicó la densidad de las capas del mantillo por el contenido de carbono medido en el laboratorio. Se multiplica el espesor en mm de cada capa por el porcentaje de cobertura estimado en campo.

Suelo

Se estimó inicialmente la densidad aparente del suelo, que es el cociente entre el peso del suelo seco y el volumen aparente del suelo, que incluye tanto la parte sólida como los poros. La estimación del carbono en suelo se obtiene del producto del porcentaje de carbono estimado en laboratorio, por la densidad aparente de acuerdo con cada tipo de vegetación y la profundidad de la muestra.

Carbono total

El contenido de C total se estimó con sumatorias del C almacenado en la biomasa aérea, la biomasa muerta sobre el suelo, la capa de hojarasca, el horizonte de fermentación y el suelo de cada unidad de muestreo evaluada.

Resultados y discusión

La campaña 2015 del Inventario Carbono+ incluyó el levantamiento de 776 parcelas de muestreo. Este esfuerzo se realizó en ocho meses (enero a septiembre del 2015) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Campaña 2015 Inventario Carbono+ de RETUS con BASES Estado de México.

Región	Esfuerzo de medición		
	Fase I	Fase II	Fase III
01 Toluca	43	56	24
02 Zumpango	19	46	23
03 Texcoco	36	58	28
04 Tejupilco	10	30	12
05 Atlacomulco	41	56	18
06 Coatepec de Harinas	37	31	16
07 Valle de Bravo	20	34	19
08 Jilotepec	49	37	33
Total	255	348	173

La acción 2015 del Proyecto RETUS con BASES permitió caracterizar los almacenes de C de todos los tipos de vegetación y usos de suelo presentes en el Estado de México, como puede observarse en la Figura 1.

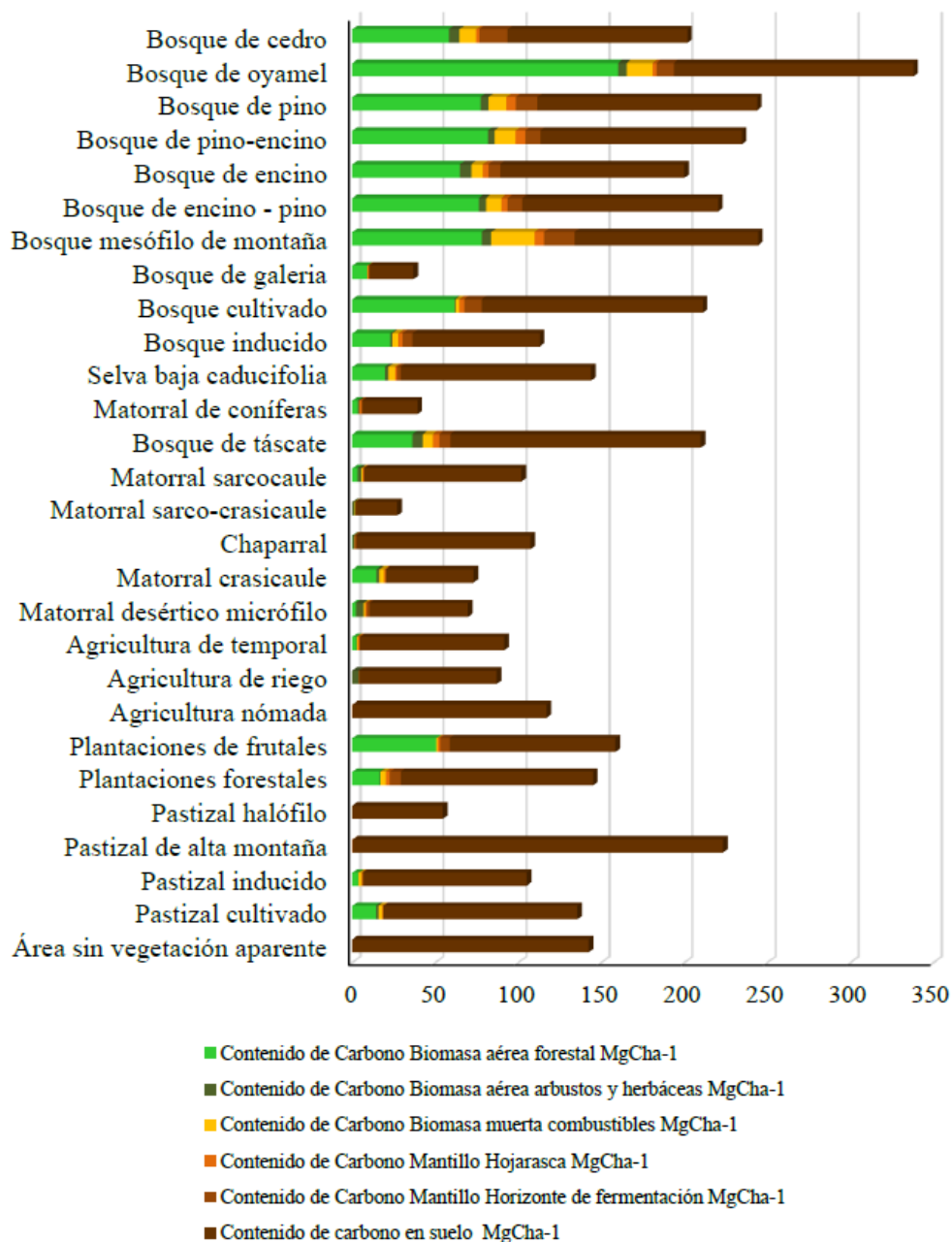


Figura 1. Almacenes de Carbono caracterizados para los tipos de vegetación y usos de suelo del Estado de México.

Se efectuó una clasificación de 28 usos de suelo en el Estado de México. Los resultados de la medición de existencias de C de la campaña 2015 de RETUS con BASES permitieron incrementar el número de sitios de medición son una incertidumbre asociada. Se elaboró el mapa del contenido de Carbono de los tipos de vegetación y usos de suelo del Estado de México que se presenta en la Figura 2.

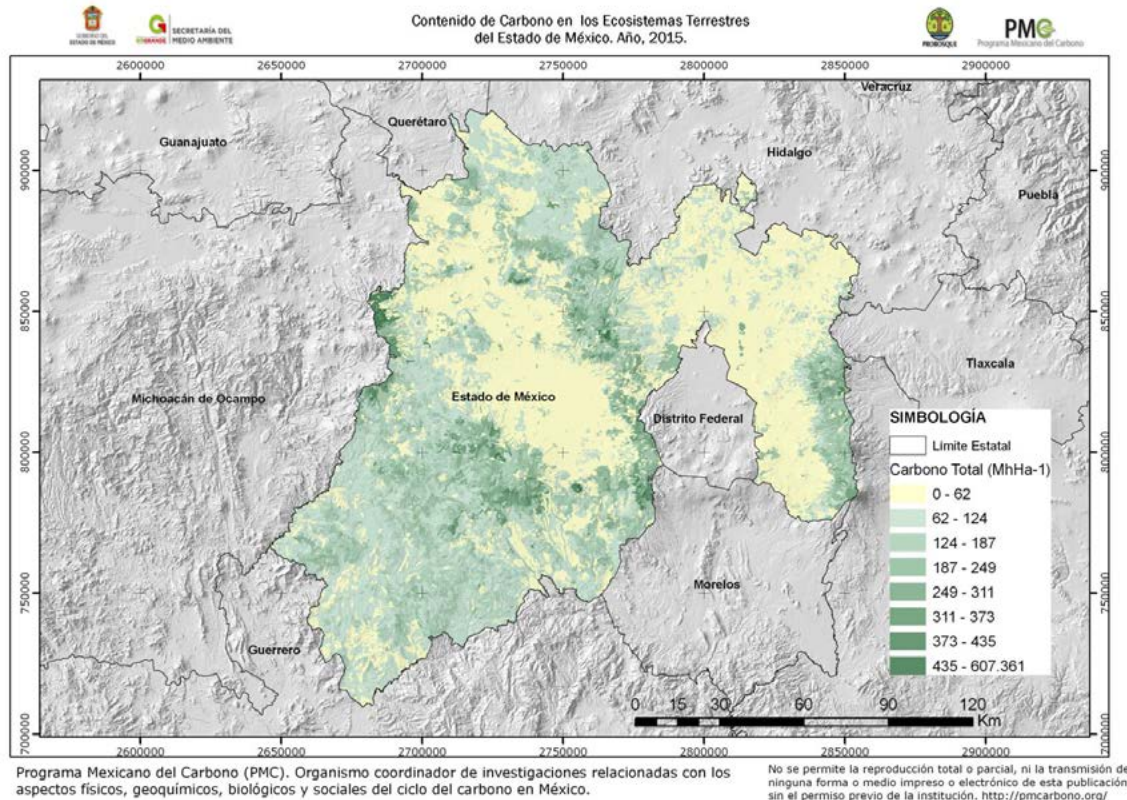


Figura 2. Contenido de carbono en los de los tipos de vegetación y usos de suelo del Estado de México.

Las regiones que almacenan mayor cantidad de carbono por hectárea son el Nevado de Toluca, la Sierra de las Cruces y la Sierra Nevada, donde se concentran las masas boscosas de la entidad. Se encontró que el bosque de *Abies religiosa* es el tipo de vegetación que almacena más C en el Estado de México. De conformidad con lo reportado el almacén de C más grande fue el suelo.

Asimismo es posible encontrar diferencias de conformidad con el estado de conservación de cada uso de suelo.

Conclusiones

El mapa de la estimación de los almacenes de C de todos los usos de suelo del Estado de México es la base para el desarrollo de factores de emisión en la entidad.

El trabajo presentado es una herramienta para los tomadores de decisión del Estado de México que permita avanzar en las negociaciones hacia la generación de un mercado de C en la entidad.

Bibliografía

- Cayuela, L., I. Granzow-de la Cerda, F. Albuquerque and D.J. Golicher. 2012. Taxonstand: An R package for species names standardisation in vegetation databases. *Methods in Ecology and Evolution* 3:1078-1083 DOI:10.1111/j.2041-210X.2012.00232.x
- FAO. 2011. Linking sustainability and climate financing: Implications for agriculture. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. In: Penman J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (Ed.). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan. Panel Intergubernamental de Cambio Climático.
- 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). Programa Mexicano del Carbono. Coordinador:

- Paz-Pellat, F. Colaboradores: Rojas-García, F., J.C. Wong González y J.I. Pulido-Ponce. Texcoco, Estado de México.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org/> (Consulta: enero 06, 2013).
- Rojas-García, F., A. Wegier y A. Ponce-Mendoza. 2014. Evaluación cuantitativa de errores en la nomenclatura científica del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. *Terra Latinoamericana* 32(4):325-331.
- Rojas-García F., de Jong B.H.J., P. Martínez-Zurimendí and F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72: 835-864.
- Sánchez, C.J. y L.G. Zerecero. 1983. Método practico para calcular la cantidad de combustibles leñosos y hojarasca. Nota Divulgativa No 9 CIFONOR-INIF. México.
- The plant list. 2013. The plant list. A working list of all plant species Version 1. <http://www.theplantlist.org/> (Consulta: octubre 24, 2014).

5.44 Estimación de carbono orgánico en mantillo en zonas forestales del Estado de México, resultados preliminares

Bolaños-González Yunuen¹; Bolaños-González Martín A.² y Pulido-Ponce José I.¹

¹Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Texcoco, Estado de México.

²Programa Mexicano del Carbono. Chiconauhtla No. 8-A, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: yunuenbg90@gmail.com

Resumen

En el presente estudio se estimó la capacidad de almacenamiento de carbono orgánico en el mantillo de las zonas forestales del Estado de México, así como de otros usos de suelo como referencia. El diseño del muestreo se orientó para obtener datos cuantitativos del contenido de carbono en este almacén, tomando nueve muestras de mantillo por sitio medido, distribuidas espacialmente en un área de muestreo de 1000 m². La totalidad de las muestras obtenidas se separaron en fracción gruesa y fina antes de obtener el peso seco y una submuestra representativa por región forestal y tipo de uso del suelo se utilizó para medir el porcentaje de carbono mediante un equipo analizador automático modelo Shimadzu 5050A. Los resultados mostraron que el promedio general para los 776 sitios medidos en mantillo fue de 8.37 Mg ha⁻¹, siendo mayor en el compartimento de horizonte de fermentación (5.59 Mg ha⁻¹) que en el de hojarasca (2.78 Mg ha⁻¹). Con respecto al grado de perturbación de la vegetación el promedio de densidad de carbono fue mayor en la vegetación primaria (fase 1) con 11.62 Mg ha⁻¹, siendo menor en vegetación secundaria (fase 2) con 9.89 Mg ha⁻¹ y poco significativa en la vegetación producto de actividad humana (fase 3) con 0.51 Mg ha⁻¹.

Palabras clave: hojarasca, horizonte de fermentación, vegetación.

Abstract

In the present study the storage capacity of organic carbon in the topsoil of the forest areas of the State of Mexico is estimated, as well as other land uses as a reference. The sampling design was oriented to obtain quantitative data on the carbon stock in this pool, taking nine samples of litter in each measured site, spatially distributed in a sample area of 1000 m². All the samples obtained were separated into coarse and fine fraction before obtaining the dry weight and a representative subsample by region and type of forest land use was used to measure the percentage of carbon using an automatic analyzer Shimadzu equipment model 5050A. The results showed that the overall average for the 776 sites measured in litter was 8.37 Mg ha⁻¹, being higher in the layer fermentation compartment (5.59 Mg ha⁻¹) than in the litterfall (2.78 Mg ha⁻¹). With regard to the degree of disturbance of vegetation the average carbon density was higher in the primary vegetation (phase 1) with 11.62 Mg ha⁻¹, being lower in secondary vegetation (phase 2) with 9.89 Mg ha⁻¹ and insignificant in vegetation product of human activity (phase 3) with 0.51 Mg ha⁻¹.

Key words: litterfall, fermentation horizon, vegetation.

Introducción

Los bosques tienen un papel prioritario en el ciclo global del carbono (C) y en el cambio climático global, por lo que resulta de gran importancia su conservación. Así, Montoya *et al.* (1995) afirman que los bosques del mundo capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre y

participan con el 90% del flujo anual de carbono de la atmósfera y de la superficie de la tierra. De manera específica en México, de acuerdo al Inventario Nacional de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) la categoría Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS), representa la tercera fuente de liberación de GEI a la atmósfera con un 9.9% del total estimado en el país (INECC, 2009). En los ecosistemas forestales el C se distribuye en cinco almacenes: la biomasa aérea y subterránea, la madera muerta, el mantillo y el suelo. El reservorio de C denominado como mantillo comprende toda la biomasa no viva con un diámetro inferior a un diámetro mínimo elegido por el país (en el caso de este estudio 7.5 cm), que yace muerta, en varios estados de descomposición sobre el suelo mineral u orgánico. Comprende las capas de detritus, fúmica y húmica. Las raíces finas vivas (de tamaño inferior al límite de diámetro sugerido para la biomasa bajo el suelo, en caso de este estudio 2 mm) se incluyen en el mantillo cuando no se pueden distinguir empíricamente de él (IPCC, 2007). Diversos estudios indican que el mantillo puede almacenar una cantidad de C importante; por ejemplo, Goodale *et al.* (2002) estimaron que aproximadamente 7% de C en ecosistemas forestales de Europa, Rusia, Estados Unidos, China y Canadá se almacena en el mantillo o piso forestal. Por su parte Woodall *et al.* (2012), encontraron que la densidad promedio de C en el mantillo en los ecosistemas forestales de los Estados Unidos fue de 25.6 Mg ha⁻¹ en promedio. Bolaños, 2015 encontró en las faldas del Monte Tláloc una densidad promedio de 11.42 Mg C ha⁻¹ en bosque de oyamel (*Abies religiosa*) y 4.79 Mg C ha⁻¹ en bosque de cedro (*Cupressus lusitánica*), respectivamente.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Estado de México se sitúa entre las coordenadas: 19°25' y 20°20' de latitud Norte y 98°30' y 100°30' longitud Oeste y tiene una superficie de 21 461 km² (INEGI, 2014). El clima que predomina es templado subhúmedo, con lluvias en verano C(w). La temperatura media anual es de 14.7 °C, las temperaturas más bajas se presentan en los meses de enero y febrero son alrededor de 3.0 °C (INEGI, 2014).

El muestreo de campo se orientó para tener representatividad de todos los usos de suelo de uso forestal del Estado de México, con diferente grado de perturbación (fase), así como otros usos de suelo de importancia económica y que compiten directamente por espacios con los usos forestales para tenerlos como referencia (agricultura y ganadería, principalmente). Así, se tomó información de campo de 776 sitios en las ocho regiones forestales del Estado de México, de los cuales 255 fueron en vegetación primaria (fase I, sin perturbación), 348 en vegetación secundaria (fase II, en fase de sucesión) y 173 en fase III (vegetación desarrollada producto de la actividad humana), tal como se muestra en el Cuadro 1. En la Figura 1 se presenta el porcentaje de sitios medidos por tipo de uso del suelo.

Cuadro 1. Numero muestras por región y por fases.

Región PROBOSQUE	Fase			Total/Región
	I	II	III	
01_Toluca	43	56	24	123
02_Zumpango	19	46	23	88
03_Texcoco	36	58	28	122
04_Tejupilco	10	30	12	52
05_Atlacomulco	41	56	18	115
06_Coatepec de Harinas	37	31	16	84
07_Valle de Bravo	20	34	19	73
08_Jilotepec	49	37	33	119
Total/fase	255	348	173	776

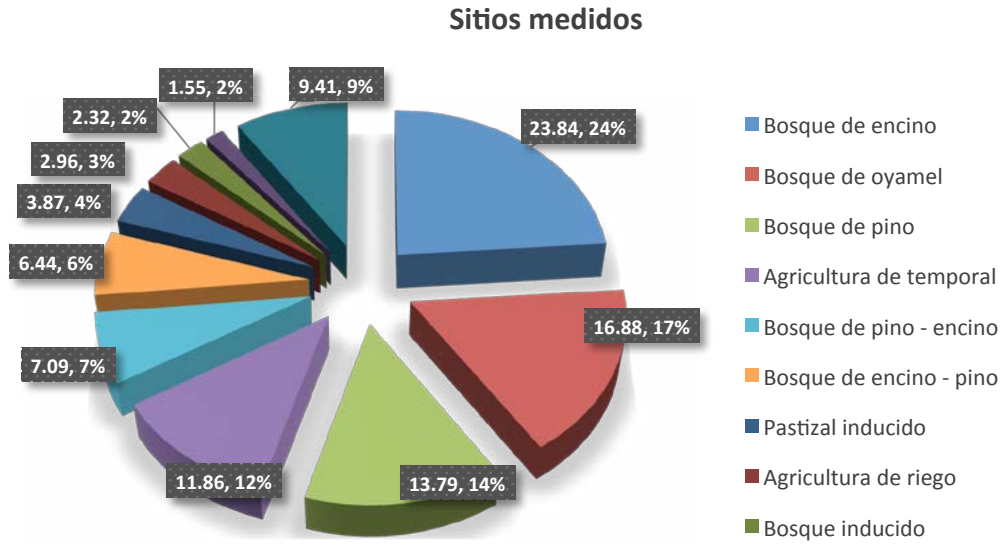


Figura 1. Porcentaje de las muestras por vegetación y uso de suelo.

El diseño de muestreo se orientó para obtener datos cuantitativos para estimar el contenido de carbono de todos los almacenes considerados en sitios forestales de acuerdo a la guía de buenas prácticas del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007); sin embargo, debido a la amplitud del estudio, en el presente trabajo solo se reporta lo referente al almacén correspondiente al mantillo (hojarasca y capa de fermentación). Cada sitio cuantitativo tuvo la estructura mostrada en la Figura 2, en la que se marcan los sitios de muestreo de mantillo con cuadrados de color café.

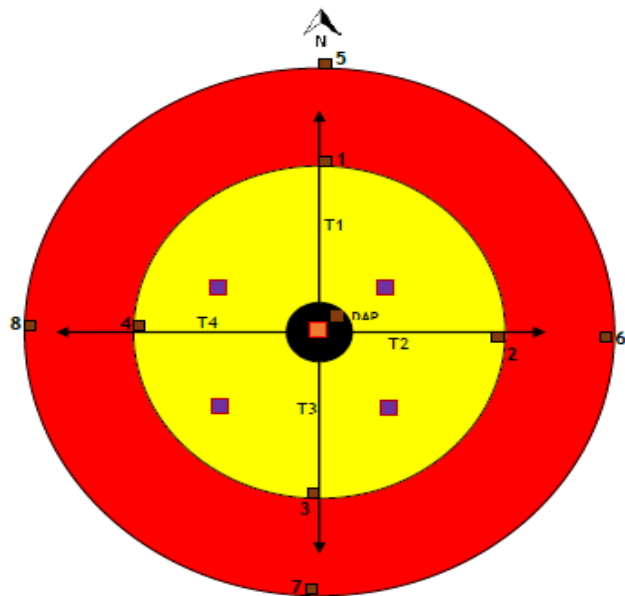


Figura 2. Diagrama del sitio de muestreo.

Las muestras de mantillo se tomaron en las intersecciones de cada transecto con la circunferencia de 400 m² para los puntos 1 al 4 y en las intersecciones con la circunferencia de 1000 m² para los puntos 5 al 8. Se utilizó un cuadro de muestreo con una superficie de 0.09 m² (0.3 x 0.3 m) en cada sitio de

muestreo. Posteriormente se registró, tanto para hojarasca como para capa de fermentación: el tipo, espesor (mm) y peso total de la muestra.

Procedimiento de muestras en el laboratorio

Las muestras de mantillo recibidas a su llegada se registraron, se procesaron y prepararon para ser enviadas para su análisis en el laboratorio. Previo a la medición del porcentaje de carbono, las muestras se secaron a la sombra durante varios días para eliminar la mayor cantidad de humedad antes de llevarlas al laboratorio. Posteriormente se secaron en una estufa a 60 °C durante 24 h, para obtener el peso seco de la biomasa de cada sitio y se colocaron en un desecador hasta el momento de su análisis. Posteriormente se separaron en fracción gruesa y fina, se molieron y tamizaron en malla 100 y se enviaron muestras de 3-5 g a laboratorio, en donde se pesó aproximadamente 30 mg de muestra de hojarasca o capa de fermentación en crisoles especiales del equipo analizador automático de carbono Shimadzu 5050A, se registró el peso y se combusionó en una corriente de aire purificado a 900 °C, durante 5 min aproximadamente. El instrumento entregó directamente el resultado en porcentaje de C de la muestra.

Debido a la gran cantidad de muestras tomadas, se realizó una selección representativa de ellas por tipo de vegetación, zona forestal y grado de perturbación, tomando las muestras (fracción fina y gruesa de hojarasca y capa de fermentación por separado) del sitio central de estos sitios para determinar un contenido de carbono promedio por compartimento y fracción. Con el dato de la biomasa seca por tipo de fracción de todas las muestras tomadas y el porcentaje promedio de carbono en detritus (hojarasca) y capa de fermentación por tipo de bosque, se calculó la cantidad de carbono en las muestras obtenidas de este reservorio en todos los sitios de medición. Posteriormente, se aplicó un factor de expansión por superficie de muestreo, para obtener el valor de densidad de carbono en Mg ha^{-1} .

Resultados

Los resultados mostraron que el promedio general para los 776 sitios medidos en este almacén fue de 8.37Mg ha^{-1} . En general, el contenido de C fue el doble en el compartimento de capa de fermentación (5.59 Mg ha^{-1}) que en el de hojarasca (2.78 Mg ha^{-1}). Con respecto al grado de perturbación de la vegetación, el promedio de densidad de carbono fue mayor en la vegetación primaria (fase 1) que en la vegetación secundaria (fase 2) y casi nulo en la vegetación producto de actividad humana (fase 3), tal como se muestra en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Promedios generales de contenido de Carbono en Mantillo

Promedio	Hojarasca Mg ha^{-1}	Capa de fermentación Mg ha^{-1}	Total Mantillo Mg ha^{-1}
General	2.78	5.59	8.37
Fase 1	3.53	8.09	11.62
Fase 2	3.52	6.38	9.89
Fase 3	0.18	0.33	0.51

En la Figura 3 se muestran los resultados obtenidos por tipo de vegetación y uso del suelo, se tomaron en cuenta solo los tipos de vegetación que tuvieran al menos tres sitios de muestreo para calcular el promedio. Se observa que el bosque mesófilo de montaña fue el tipo de vegetación con mayor densidad de carbono en mantillo (17.52 Mg ha^{-1}). El bosque de aile tuvo densidades altas (16.97 Mg ha^{-1}), el cual es un resultado fuera de la tendencia general, dado que este tipo de vegetación es secundaria, aunque es importante mencionar que fueron solo tres sitios muestreados en este tipo de vegetación. A pesar de que estos valores son elevados, son menores que los reportados por Woodall

(2012), quien encontró que la densidad promedio de C en el mantillo de los ecosistemas forestales de los Estados Unidos fue de 25.6 Mg ha^{-1} .

Resalta también el hecho de que en los usos de suelo que compiten usualmente con el sector forestal (agricultura, pastizal inducido, pastizal cultivado y plantaciones de frutales) se encontraron valores muy bajos de densidad de C en mantillo. Finalmente, estos resultados preliminares muestran que incluso usos de suelo como bosque inducido, bosque cultivado y plantaciones forestales tienen densidades de C en este almacén sensiblemente menores que el bosque natural (oyamel, pino, encino, etc.), tal como se observa en la Figura 3.

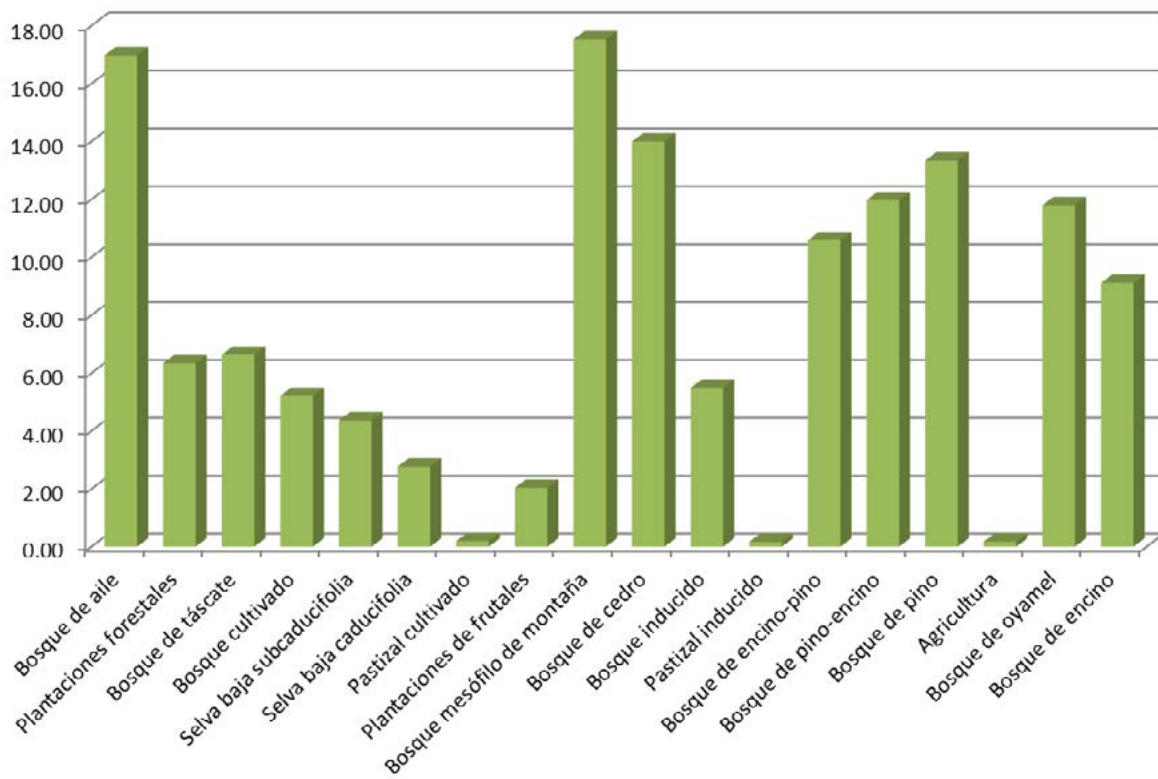


Figura 3. Contenido de carbono en mantillo por tipo de vegetación y uso del suelo.

Conclusiones

En el presente trabajo se mostraron los resultados obtenidos en la medición del almacén de carbono en mantillo en las zonas forestales del Estado de México, los cuales son preliminares debido a que no ha sido posible determinar aún el contenido de carbono de la mayoría de muestras tomadas en campo, por lo que se utilizó un número representativo de ellas para realizar las primeras estimaciones de contenido de carbono total (TOC); sin embargo, los resultados muestran una clara tendencia del contenido de este almacén por tipo de uso del suelo y grado de perturbación de la vegetación, lo cual es una primera guía para la toma de decisiones por parte de las instancias correspondientes, sobre todo tomando en cuenta que es un indicador de la salud de los ecosistemas.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó gracias al financiamiento de La Protectora de Bosques del Estado de México (PROBOSQUE) y el Programa Mexicano del Carbono (PMC), a quienes se agradece su apoyo.

Bibliografía

- Bolaños, Y. 2015. Estimación de los almacenes de carbono en dos bosques de referencia del Monte Tláloc en Texcoco, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Goodale, C.L., M.J. Apps, R.A. Birdsey, C.B. Field, L.S. Heath, R.A. Houghton, J.C. Jenkins, G.H. Kohlmaier, W. Kurz, S. Liu, G.-J. Nabuurs, S. Nilsson and A.Z. Shvidenko. 2002. Forest carbon sinks in the northern hemisphere. *Ecological Applications* 12:891-899.
- INECC. 2009. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero, México cuarta comunicación. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. 110 p.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2014. Anuario estadístico y geográfico de México 2014. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. 847 p.
- Montoya, G., L. Soto, B. de Jong, K. Nelson, P. Farias, Pajal Yakac Tic, J. Taylor y R. Tipper. 1995. Desarrollo Forestal Sustentable: Captura de Carbono en las Zonas Tzeltal y Tojolabal del Estado de Chiapas. Instituto Nacional de Ecología, Cuadernos de Trabajo 4. México, D.F.
- IPCC. 2007. Cambio climático 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. Panel Intergubernamental de Cambio Climático, Ginebra, Suiza. 104 p.
- Woodall, C.W., C.H. Perry and J.A. Westfall. 2012. An empirical assessment of forest floor carbon stock components across the United States. *Forest Ecology and Management* 269:1-9.



5.45 Captura de carbono en un bosque de *Pinus patula*, en relación con la densidad de arbolado y fertilización química

López-López Miguel Á.¹ y Flores-Nieves Patricia¹

¹Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: lopezma@colpos.mx

Resumen

El manejo forestal permite dirigir la producción forestal en términos de montos y tipos de productos hacia objetivos específicos. El manejo de la densidad de arbolado y la fertilización son actividades que impactan la productividad y el tipo de productos a obtener en un sistema forestal. Se estableció un experimento para estudiar los efectos de la densidad de arbolado en interacción con la fertilización con N, P y K, sobre variables de crecimiento y captura de carbono en un latizal de *Pinus patula*. A 2 años de aplicados los tratamientos de fertilización sobre parcelas con tres densidades de arbolado, las variables de crecimiento indican que sólo la densidad tuvo efectos significativos. En los sitios con menor densidad de arbolado (600 árboles ha⁻¹), los árboles individuales muestran mayores incrementos en todas las variables de respuesta, excepto altura total, comparados con los sitios de 1200 árboles ha⁻¹. No obstante, los incrementos por hectárea y año de todas las variables, excepto altura total, son superiores en las parcelas con 1200 árboles ha⁻¹. Los resultados permiten deducir que las densidades de arbolado bajas disminuyen el número de factores limitantes del crecimiento y que las densidades elevadas mejoran la eficiencia en el uso de los recursos del sitio. Para lograr mayor impacto ambiental positivo del carbono capturado en sistemas forestales, se recomienda manejar los bosques a densidades que permitan maximizar la acumulación de biomasa a nivel de árboles individuales.

Palabras clave: bosque de pino, manejo forestal, biomasa.

Abstract

Forest management allows foresters to drive forest production, in terms of amounts and product type, towards specific targets. Management of tree density and fertilization are silvicultural activities that impact both productivity and type of product to be obtained in a forest system. We established an experiment in a pole stage *Pinus patula* forest in order to study the effects of tree density and its interactions with N, P, and K fertilization on growth variables and carbon capture. Two years after the application of fertilization treatments on plots with three tree densities previously prescribed, growth variables showed significant effects from tree density only. Sites with the lowest tree density (600 trees ha⁻¹) have individual trees showing higher increments for all response variables, except total height, than sites with 1200 trees ha⁻¹. Nonetheless, increments per hectare per year for all variables, except total height, are highest in plots with 1200 trees ha⁻¹. Results allow us to deduct that low tree densities decrease the number of factors limiting growth and high tree densities improve site-resource use efficiency. In order to achieve the highest positive impact of the carbon captured in forest systems, we recommend to adopt low tree density management schemes that allow maximum accumulation of biomass at an individual-tree level.

Key words: pine forest, forest management, biomass.

Introducción

Existe un amplio consenso entre los científicos en el sentido de que los bosques juegan un papel muy importante en la mitigación del fenómeno de calentamiento global (de Jong *et al.*, 2004), desencadenado principalmente a raíz de que el ser humano ha movido parte del carbono desde el almacén correspondiente al subsuelo (básicamente hidrocarburos), hacia otro almacén que es la atmósfera, a través del uso de petróleo y sus derivados, sin dejar de mencionar que la deforestación contribuye de manera muy importante al aumento de las concentraciones de carbono en la atmósfera.

De 1959 a la fecha, la concentración de bióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera ha aumentado a una tasa anual de 0.4% y una de las causas principales es la quema de combustibles fósiles (Masera y Sheinbaum, 2004; Stavins y Richards, 2005). Esa cantidad de carbono, equivalente a 3.6 Gt año⁻¹, debiera ser recapturada si la meta de la humanidad fuese mantener el equilibrio del ciclo del carbono.

Según el modelo de Stavins y Richards (2005), los bosques capturan 1.2 Gt año⁻¹; lo que demuestra su capacidad para almacenar el carbono, no obstante que la mayor parte de ese carbono capturado por los bosques regresa a la atmósfera debido a cambios en el uso de la tierra (básicamente deforestación).

La capacidad de los bosques para capturar carbono atmosférico puede mejorar mediante algunas prácticas silvícolas tales como la fertilización química (Albaugh *et al.*, 2012) y los aclareos (Oliver *et al.*, 1996). El objeto de la presente investigación es precisamente la evaluación de los efectos de estas prácticas sobre la producción de biomasa y la captura de carbono en un bosque de *Pinus patula* Schl. et Cham.; una especie de rápido crecimiento que se distribuye en forma natural, principalmente en los estados de Veracruz, Puebla, Hidalgo y Tlaxcala, encontrándose algunos rodales en Oaxaca, Querétaro y Tamaulipas.

Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en el Conjunto Predial Forestal de Aquixtla, Puebla. El área específica de estudio se localiza entre las coordenadas 19°43'56" y 19°44' 07" N y 97°59' 18" y 97°59' 27" O, a una altitud media de 2815 m. El clima es templado lluvioso (C(W)(w), con lluvias en verano. Los principales tipos de vegetación en el área son el bosque de pino y el bosque de oyamel (*Abies religiosa* (H.B.K) Schl. et Cham.). Las principales especies arbóreas en el área son *Pinus patula*, *Pinus ayacahuite* Ehren., *P. pseudostrobus* Lindl., *P. teocote* Schl. et Cham., *P. rudis* Endl., *A. religiosa* y *Quercus* sp. Los suelos son andosoles de color rojizo a negro (Smartwood, 2008).

Se diseñó un experimento en factorial 3 x 4 en el que el primer factor correspondió a la densidad de arbolado, con tres niveles: 600, 900 y 1200 árboles por hectárea; mientras que el segundo factor correspondió a la fertilización química con cuatro niveles: sin fertilización, aplicación de nitrógeno, fósforo o potasio. Cada tratamiento se repitió tres veces y la unidad experimental fue un sitio de 1000 m². El diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles varió entre 15 y 18 cm.

Las dosis y materiales fertilizantes aplicados por árbol fueron, para nitrógeno, 250 g de urea; para fósforo, 240 g de superfosfato triple de calcio y para potasio, 140 g de sulfato de potasio. Los materiales fertilizantes se aplicaron en septiembre del 2012.

El día de la aplicación de los tratamientos de fertilización se midió el diámetro a la altura del pecho con una cinta diamétrica. Posteriormente se midió la altura total de cada uno de los árboles con clinómetro Suunto Mod. PM-5. Ambas variables se registraron dos años después de aplicados los tratamientos. A partir de estas mediciones se calcularon los incrementos anuales de diámetro y altura y se estimaron las biomásas y volúmenes de madera así como sus respectivos incrementos anuales. La biomasa de los componentes del árbol se estimó mediante las ecuaciones alométricas desarrolladas por Castellanos *et al.* (1996). El volumen del fuste se estimó mediante el modelo desarrollado por Arteaga (2003) para la especie en estudio.

Resultados y discusión

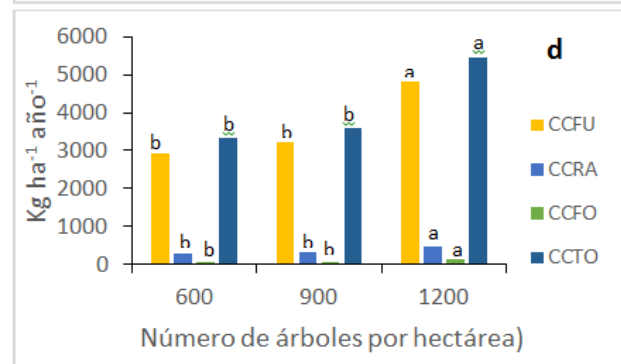
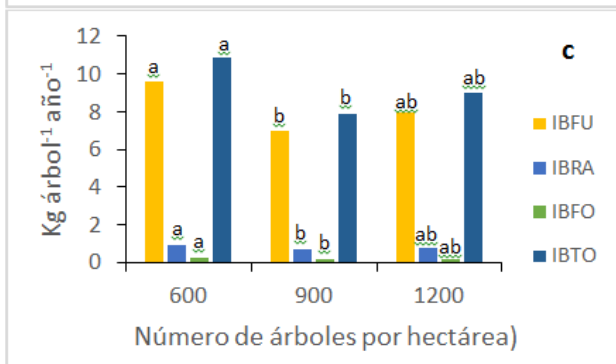
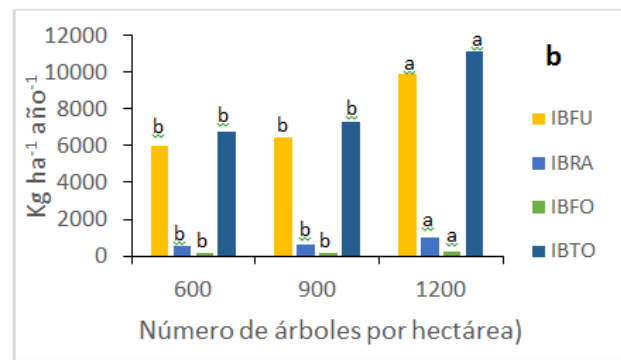
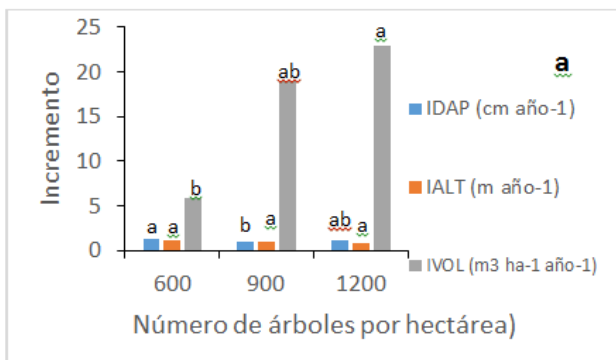
El Cuadro 1 indica que la densidad de arbolado afectó significativamente ($\alpha= 0.05$) el incremento de diámetro normal (IDAP) y el incremento de volumen de madera (IVOL). La fertilización, por el contrario, no presentó efectos significativos sobre esas variables y tampoco sobre el incremento de altura (IALT).

Cuadro 1. Análisis de varianza de los incrementos de diámetro, altura y volumen de madera de *Pinus patula* en rodales naturales de Aquixtla, Puebla.

Fuente de variación	GL	P>F		
		IDAP	IALT	IVOL
Modelo	11	0.0091	0.8865	0.2065
Densidad de arbolado	2	0.0224	0.384	0.0047
Fertilización	3	0.1406	0.8212	0.9177
Densidad*Fertilización	6	0.0426	0.9319	0.8141
Error	24			

Efectos de la densidad de arbolado

La Figura 1a indica que los incrementos anuales de diámetro normal son estadísticamente superiores en las parcelas con menor densidad de arbolado ($600 \text{ árboles ha}^{-1}$), presentándose un patrón similar, a nivel de árbol individual, en los incrementos anuales de biomasa de fustes, ramas, follaje y total (Figura 1c), carbono capturado por árbol en fustes, ramas, follaje y total (Figura 1e). Sin embargo, cuando se hace el análisis por área (incrementos $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), entonces el comportamiento se invierte, presentándose mayores incrementos anuales en los sitios de mayor densidad de arbolado ($1200 \text{ árboles ha}^{-1}$; Figura 1b y d).



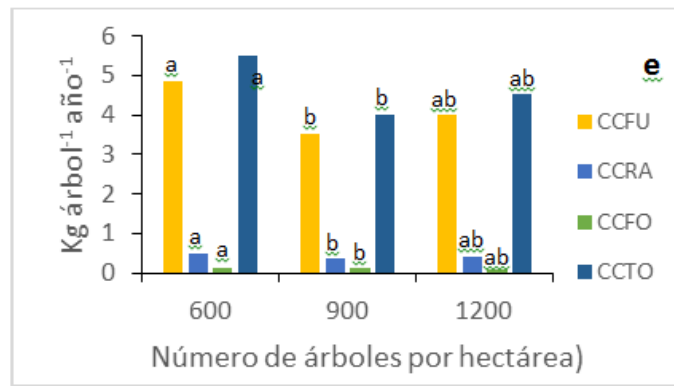


Figura 1. Efectos de la densidad de arbolado sobre variables dasométricas, biomasa y captura de carbono por árbol y por unidad de superficie (hectárea). IDAP: Incremento de diámetro a la altura del pecho; IALT: Incremento de altura; IVOL: Incremento de volumen; IBFU: Incremento de biomasa de fuste; IBRA: Incremento de biomasa de ramas; IBFO: Incremento de biomasa foliar; IBTO: Incremento de biomasa total; CCFU: Carbono capturado en fuste; CCRA: Carbono capturado en ramas; CCFO: Carbono capturado en follaje; CCTO: Carbono capturado en todo el árbol. Para una variable de respuesta, letras diferentes indican diferencias significativas.

El incremento de volumen (IVOL) solamente se estimó a nivel de hectárea y fue estadísticamente superior en los sitios de mayor densidad de arbolado; sin embargo, dado que la estimación del IVOL a nivel de árbol individual depende del IDAP y del IALT y, ambas variables independientes muestran mayores valores en los sitios de menores densidades de arbolado, es posible predecir que el IVOL a nivel de árbol sea superior en los sitios de 600 árboles ha^{-1} que en aquellos de 1200 árboles ha^{-1} .

El carbono capturado por el bosque, en términos de $kg\ ha^{-1}\ año^{-1}$ fue superior (5000 Vs. 2 900 $kg\ ha^{-1}\ año^{-1}$), en la densidad de 1200 que en la de 600 árboles ha^{-1} , respectivamente y fue intermedio en la densidad de 900 árboles ha^{-1} (Figura 1d). Cuando la densidad de arbolado fue 600 árboles ha^{-1} , cada árbol capturó en su fuste, cerca de 5 $kg\ año^{-1}$, mientras que la captura por árbol en los sitios con densidad de 1200 árboles ha^{-1} fue poco menor a 4 $kg\ año^{-1}$.

El comportamiento mostrado por todas las variables de respuesta, como resultado de las densidades de arbolado probadas, pudo deberse a que cuando la densidad de arbolado es baja, los recursos del sitio (agua, nutrientes y luz, entre otros) se reparten en pocos árboles y las limitaciones para el crecimiento de los mismos son pocas. En cambio, cuando la densidad de arbolado es alta, no obstante que se asegura un aprovechamiento más integral de los recursos del sitio, se presentan limitaciones al crecimiento de los árboles individuales, por posible competencia intraespecífica por algunos de los recursos.

Las limitaciones para el crecimiento en el caso de altas densidades de arbolado traen consigo menores tasas de crecimiento de los árboles individuales; es decir cada uno de los árboles presenta menores dimensiones, contrariamente a lo que sucede cuando las densidades de arbolado son bajas. Los árboles con menores tasas de crecimiento generalmente presentan menor vigor y son más susceptibles al ataque de plagas y enfermedades (Oliver *et al.*, 1996; Pérez-Camacho *et al.*, 2013) y posible muerte. Lo anterior implica que el silvicultor debe manejar la densidad de arbolado de acuerdo con los objetivos del sistema forestal. Si el objetivo del manejo forestal es la producción de madera aserrada para muebles u otros usos, entonces una densidad de arbolado baja permitirá producir árboles con las dimensiones adecuadas para tales productos industriales en menor tiempo. En cambio, si el objeto del manejo es producir pulpa para papel, la mejor opción será producir la mayor cantidad de biomasa, aprovechando al máximo los recursos del sitio (altas densidades de arbolado).

En el caso de la captura de carbono, podría pensarse que la mejor opción es capturar la máxima cantidad posible de acuerdo a la capacidad productiva del sitio (alta densidad); sin embargo esta opción implica que la madera producida será de cortas dimensiones y ese material probablemente se destinará a la generación de productos de corto tiempo de residencia, tales como pulpa para papel o tableros

aglomerados, entre otros. En el caso de sistemas con bajas densidades de arbolado, los árboles serán de mayores dimensiones, alcanzadas en menor tiempo y podrán utilizarse para la generación de productos de larga vida o largo tiempo medio de residencia, tales como muebles, casas, vigas, etc., mismos que, desde el punto de vista de captura de carbono y mitigación del calentamiento global, presentan alta efectividad (Johnsen *et al.*, 2001).

Hoover y Stout (2007), examinaron los efectos de tres métodos de aclareo sobre la captura de carbono en bosques de latifoliadas, encontrando que el aclareo por lo bajo, como el practicado en el área de estudio para generar las densidades de arbolado probadas, resultó en la mayor tasa de captura de carbono, seguida por el tratamiento testigo. Los aclareos por lo medio y por lo alto resultaron en efectos negativos sobre la tasa de captura de carbono. Estos autores mencionan, en coincidencia con los resultados del presente estudio que, en general, el objetivo de producción de madera aserrada es compatible con el objetivo de captura de carbono.

Los bosques también afectan los almacenes de carbono en el suelo. Al respecto, en un estudio en Uruguay, Hernández *et al.* (2016) determinaron que la captura de carbono en la capa de 0 a 5 cm del suelo en plantaciones de pino y de eucalipto tendió a disminuir conforme incrementó la densidad de arbolado. Este hallazgo indica que la captura de carbono en el suelo también podría ser compatible con la producción de madera de largas dimensiones.

La mayoría de estudios sobre densidad de arbolado centran su atención en los efectos sobre las existencias de carbono en los bosques; sin embargo, aunque el bosque es un almacén de carbono, su mayor importancia probablemente radica en su capacidad para expandir tal almacén; es decir, en su productividad primaria neta, la cual idealmente debiera ser alta y generar productos (madera) que puedan ser utilizados para la producción de bienes de largo tiempo medio de residencia, como pueden ser los muebles de madera, de tal forma que el carbono contenido en los mismos, permanezca capturado por períodos largos.

Efectos de la fertilización química

A 2 años de evaluado el experimento, la fertilización química ya sea con nitrógeno, fósforo o potasio, no presentó efectos significativos sobre ninguna de las variables de respuesta evaluadas (Cuadro 1 y Figura 2a, b, c y d), registrándose incrementos medios de biomasa de fustes de 6.9 kg árbol⁻¹ año⁻¹ y 6900 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Figuras 2a y b). Sin embargo, las tendencias numéricas en todas las variables de respuesta indican que el potasio probablemente contribuyó a mejorar el crecimiento.

El incremento anual de madera de fustes registrado es adecuado, si se compara con el determinado por Vásquez *et al.* (2015) para plantaciones de *Pinus patula* en Huayacocotla, Veracruz, mismo que varió de 680 a 1466 kg ha⁻¹ año⁻¹ en los diferentes tratamientos de fertilización y aclareo que los autores aplicaron. La escasa respuesta de los árboles a la aplicación de nutrimentos, probablemente se debe a que el período de evaluación fue muy corto. Velázquez (2016), fertilizó brinzales (altura <0.5 m), latizales (DAP entre 12.6-20 cm) y fustales (DAP >20 cm) de oyamel (*Abies religiosa* (H.B.K. Schl. et Cham.) con nitrógeno, fósforo o potasio y no encontró respuestas en ninguna de las categorías de árboles después de un año de aplicados los fertilizantes. Sin embargo, a los dos años de la aplicación de los tratamientos, el autor encontró efectos significativos del nitrógeno, lo que indica que las respuestas de esta especie a la aplicación de los fertilizantes es gradual y pudiera suceder que en otras especies arbóreas, como *P. patula*, ocurriera una condición similar.

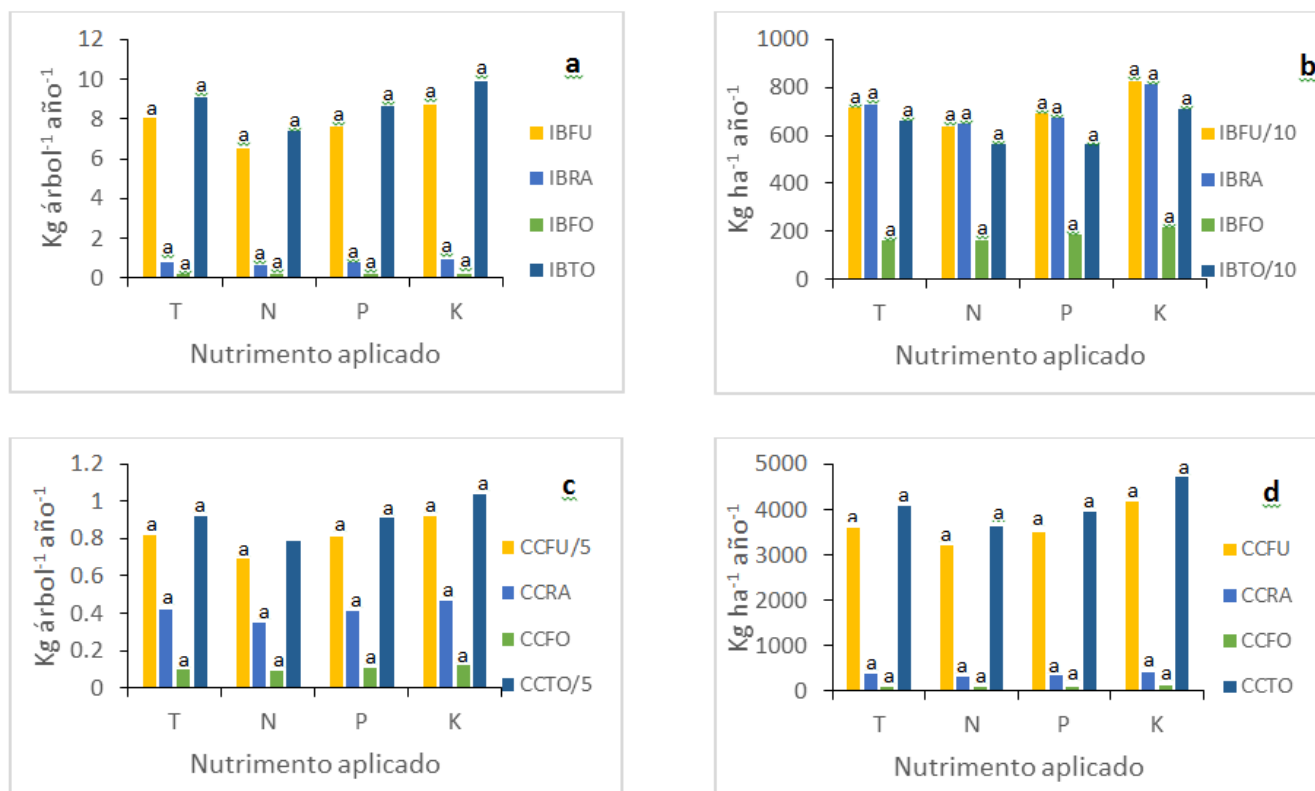


Figura 2. Efectos de tratamientos de fertilización sobre la producción de biomasa y captura de carbono en un bosque de *Pinus patula* en Aquixtla, Puebla. IBFU: Incremento de biomasa de fuste; IBRA: Incremento de biomasa de ramas; IBFO: Incremento de biomasa foliar; IBTO: Incremento de biomasa total; CCFU: Carbono capturado en fuste; CCRA: Carbono capturado en ramas; CCFO: Carbono capturado en follaje; CCTO: Carbono capturado en todo el árbol. Para una variable de respuesta, letras diferentes indican diferencias significativas.

Es probable que la falta de respuesta de los árboles a la fertilización tenga relación con dos conceptos: (1) la propia naturaleza de los árboles y (2) la elevada densidad de arbolado. En cuanto al primer aspecto, los árboles acumulan biomasa gradualmente a lo largo de su ciclo de vida, especialmente en el fuste (López *et al.*, 2006). Aun cuando este componente del árbol tiene masa muerta, esta masa contiene humedad que actúa diluyendo los iones que son absorbidos por las raíces, de tal manera que los nutrientes aplicados se diluyen en el fuste y madera de ramas, lo mismo que en el follaje. Los nutrientes que llegan directamente al follaje, son asimilados e incorporados a diferentes productos químicos; sin embargo, aquella fracción de nutrientes que queda atrapada temporalmente en la madera, es asimilada solamente en el mediano plazo, esto es, 2 o más años después de realizada la aplicación de nutrientes.

En relación con la densidad de arbolado, ésta actúa retrasando la respuesta de los árboles a la fertilización química debido a que, cuando la densidad de arbolado es elevada, surgen factores diferentes a los nutrientes, que limitan temporalmente el crecimiento. En condiciones de alta densidad de arbolado, especialmente cuando la deficiencia de un nutriente no es aguda, puede suceder que otro factor, por ejemplo la falta de agua, se convierta en el factor limitante durante los períodos sin lluvia que normalmente se presentan aún en la temporada de lluvias, debido a que la alta densidad de arbolado propicia la extracción de mayores cantidades de agua del suelo que cuando la densidad de arbolado es baja. En el presente estudio, de acuerdo con (Traugott y Dicke, 2006), las densidades de 600 y 900 árboles ha^{-1} son adecuadas, pero no así la densidad de 1200 árboles ha^{-1} , en la cual pudieran estarse propiciando efectos como los anteriormente descritos.



Análisis foliares realizados como parte del estudio, mismos que fueron interpretados mediante la técnica DRIS (Diagnosis and Recommendation Integrated System), indican que el nutrimento deficiente en el área de estudio es el potasio. Esto concuerda con las tendencias numéricas hacia un mayor crecimiento en los tratamientos con potasio (Figura 2a,b,c,d). No obstante que se realizó control mecánico de malezas antes de la aplicación de los tratamientos de fertilización, es posible que el rebrote de éstas haya generado competencia por nutrimentos con los árboles de *P. patula*, disminuyendo la disponibilidad de los mismos y reduciendo la efectividad de la fertilización.

Conclusiones

Los incrementos anuales de diámetro a la altura del pecho, biomásas de fuste, ramas y foliar y carbono capturado en fustes son superiores, a nivel de árboles individuales, en los sitios con 600 que en los de 900 y 1200 árboles por hectárea.

Los incrementos anuales de biomásas de fuste, ramas y foliar y carbono capturado en fustes, por unidad de superficie, son superiores en los sitios con 1200 árboles por hectárea que en los sitios con 900 ó 600.

A 2 años de aplicados los tratamientos de fertilización, no se presentan efectos significativos de N, P y K sobre las variables de respuesta evaluadas.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de los Ing. León Jorge Castaños Martínez y Salvador Castro Zavala, propietarios del sitio experimental, por las facilidades para utilizar los SPEDs por ellos establecidos y por las facilidades brindadas para culminar el presente estudio.

Bibliografía

- Albaugh, T., E.D. Vance, C. Gadreault, T.R. Fox, H.L. Allen, J.L. Stape and R.A. Rubilar. 2012. Carbon emissions and sequestration from fertilization of pine in the southeastern United States. *Forest Science* 58:419-429.
- Arteaga, M.B. 2003. Evaluación dasométrica de una plantación de *Pinus* sp. en Perote, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana* 5:27-32.
- Castellanos, J.F., A. Velázquez, J. Vargas, C. Rodríguez y A.M. Fierros. 1996. Producción de biomasa en un rodal de *Pinus patula*. *Agrociencia* 30:123-128.
- De Jong, B., O. Maser y T. Hernández T. 2004. Opciones de captura de carbono en el sector forestal. *En: Martínez, J., A. Fernández B. y P. Osnaya (Compiladores). Cambio climático: una visión desde México. Instituto Nacional de Ecología y SEMARNAT, México. 525 p.*
- Hernández, J., A. del Pino, E.D. Vance, A. Califra, F. del Giorgio, L. Martínez and P. González-Barrios. 2016. *Eucalyptus* and *Pinus* stand density effects on soil carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 368:28-38.
- Hoover, C. and S. Stout. 2007. The carbon consequences of thinning techniques: stand structure makes a difference. *Journal of Forestry* 105:266-270.
- Johnsen, K.H., D. Wear, R. Oren, R.O. Teskey, F. Sanchez, R. Will, J. Butnor, D. Markewitz, D. Richter, T. Rials, H.L. Allen, J. Seiler, D. Ellsworth, C. Maier, G. Katul and P.M. Dougerty. 2001. Meeting global policy commitments: Carbon sequestration and southern pine forests. *Journal of Forestry* 99:14-21.
- López-López, M.A., A. Velázquez-Martínez, J. Acosta-Montoya and E. Estañol-Botello. 2006. Biomass distribution in declining sacred-fir seedlings. *Interciencia* 31:451-455.
- Maser, O. y C. Sheinbaum. 2004. Mitigación de emisiones de carbono y prioridades de desarrollo nacional. *En: Martínez, J., A. Fernández B. y P. Osnaya (Compiladores). Cambio climático: una visión desde México. Instituto Nacional de Ecología y SEMARNAT, México. 525 p.*
- Oliver, W.W., G.T. Ferrell and J.C. Tappeiner. 1996. Density management of Sierra Forests. *In: Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress, Vol. III, Assessments. Commissioned Reports, and Background information. Center for Water and Wildland Resources, University of California, Davis. pp. 217-276.*

- Pérez-Camacho, M., M.A. López-López, A. Equihua-Martínez, V.M. Cetina-Alcalá and J.T. Méndez-Montiel. 2013. Relationships between site factors and bark beetle attack on pine trees. *Journal of biological Sciences* 13:621-627.
- Smartwood. 2008. Informe de evaluación para la certificación del manejo forestal de: Conjunto Predial Forestal en municipios de Aquixtla e Ixtacamaxtitlán, Puebla México. Oaxaca, Oaxaca. 109 p.
- Stavins, R.N. and K.R. Richards. 2005. The cost of U.S. forest-based carbon sequestration. PEW Center on Global Climate Change. Arlington, VA., U.S.A. 40 p.
- Traugott, T.A. and S. Dicke. 2006. Are my pine trees ready to thin?. Publicación 2260 del Servicio de Extensión de la Universidad de Mississippi. 12 p.
- Vásquez, I.G., M.A. López, G. Ángeles, A. Trinidad, M. Jiménez y G. Aguilar. 2015. Aclareo y fertilización química en la productividad primaria neta de plantaciones de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6:82-93.
- Velázquez, C.I.J. 2016. Respuesta a la fertilización individual en tres clases estructurales diamétricas de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham. en un bosque natural. Tesis profesional. DICIFO. Universidad Autónoma Chapingo. 176 p.

5.46 Simulación de los cambios de carbono orgánico del suelo en vertisoles con diferentes aportes de carbono al suelo

González Molina Lucila¹ y Báez Pérez Aurelio²

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP)-Centro de Investigación Regional Centro-Campo Experimental Valle de México. Km 13.5 Carretera Los Reyes-Texcoco, CP 56250, Texcoco, Estado de México, México.

²INIFAP, Campo Experimental Bajío. Km 6.5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende, CP 38010.

Autor para correspondencia: lucilaag@colpos.mx

Resumen

El objetivo del estudio fue evaluar la simulación de los cambios del carbono orgánico del suelo (COS) en vertisoles con diferentes entradas de C al suelo en experimentos de corta duración cuando el sistema de labranza convencional cambia a labranza de conservación. El estudio se condujo en parcelas de cuatro localidades del estado de Michoacán y dos localidades del estado de Guanajuato. En la simulación de los cambios de COS, el desempeño del modelo de carbono RothC-26.3 fue evaluado con diferentes entradas: ET1-ET5. ET fue la biomasa aérea medida (BA) más rizodiposición estimada (RI). De esta manera, se evaluó RI= 10, 15, 18, 36 y 50% de la biomasa total (BT). Los cambios de COS fueron simulados con la mejor prueba: $ET3 = BA + (0.18 * BT)$. Los valores de eficiencia y coeficiente de correlación estuvieron en los rangos de 0.56 a 0.75 y 0.79 a 0.92, respectivamente.

Palabras clave: secuestro de carbono, agricultura de conservación, cambio de uso de suelo.

Abstract

The purpose of this study was evaluate the simulation of soil organic carbon (SOC) changes in Vertisols with different C inputs to the soil in short-term experiments when the tillage system changes from traditional tillage to conservation tillage. The study was conducted in plots in four locations in the state of Michoacán and two locations in the state of Guanajuato. In the simulation of SOC changes, the performance of RothC model was evaluated with different C inputs to the soil: ET1-ET5. ET was measured shoot biomass (SB) plus estimated rhizodeposition (RI). It was proved that RI= 10, 15, 18, 36 and 50% total biomass (TB). The SOC changes were simulated with the best trial: $ET3 = SB + (0.18 * TB)$. Values for model efficiency and coefficient of correlation were in the ranges of 0.56 to 0.75 and 0.79 to 0.92, respectively.

Key words: carbon sequester, conservation agriculture, land use change.

Introducción

La medición de los cambios de carbono orgánico del suelo (COS) en general se basa en métodos directos a partir de mediciones directas en campo y laboratorio y métodos indirectos como el uso de modelos de carbono (Post *et al.*, 2001). En México los cambios de carbono se han evaluado en experimentos de corta duración con el uso del modelo RothC-26.3 a partir de mediciones directas en sistemas agrícolas, forestales, pastizales y agostaderos por González-Molina *et al.* (2011). El RothC de Coleman y Jenkinson (1996) ha sido usado en estos sistemas y en diferentes suelos, además los datos de entrada que requiere para ejecutarlo son fácilmente disponibles (Coleman *et al.*, 1997). En su parametrización, las entradas de C orgánico tanto aéreas como subterráneas son necesarios; sin embargo, la contribución de C del sistema radical o rizodiposición, que incluye exudación y raíces

muertas, es aún incierto (Rees *et al.*, 2005). En este sentido, Ludwig *et al.* (2007) indicaron que el uso de datos experimentales de cultivo y residuos de cosecha en los modelos de COS puede ser más apropiado.

Los suelos vertisoles en el país se presentan en cerca de 8.6% del territorio nacional (Cruz *et al.*, 2007). En la región Bajío éstos cubren aproximadamente 500 000 ha con un alto potencial para la producción de granos y hortalizas, cuando hay disponibilidad de agua (Grageda-Cabrera, 1999). No obstante, en los últimos años debido a la práctica de la agricultura intensiva ha ocasionado que su fertilidad disminuya. El sistema de labranza de conservación ha sido adoptado en el Bajío, por algunos agricultores, para la producción de cereales: maíz o sorgo en primavera-verano y trigo o cebada durante el otoño-invierno como una opción viable para aumentar la materia orgánica del suelo, disminuir costos de producción y aumentar la utilidad del productor.

El objetivo del estudio fue evaluar el desempeño del RothC en vertisoles con diferentes entradas de carbono al suelo en experimentos de corta duración cuando el sistema de labranza convencional (LV) cambia a labranza de conservación (LC) y estimar la tasa de cambio medida y estimada en el periodo de estudio.

Materiales y métodos

Sitios experimentales

El estudio se realizó en parcelas experimentales en suelos vertisoles de seis localidades, cuatro se ubican en el estado de Michoacán y dos en Guanajuato. En Michoacán las parcelas se encuentran en la cuenca de Cuitzeo en las localidades de Indaparapeo, Alvaro Obregón, Queréndaro I y Queréndaro II. En Guanajuato se ubican en el Campo Experimental Bajío, Celaya y en el Centro de Desarrollo Tecnológico del Banco de México-FIRA, Villadiego. La Cuenca de Cuitzeo, tiene una superficie de 1050 km², y ocupa una área importante del Distrito de Riego Morelia-Queréndaro. En el Cuadro 1, se indica su localización geográfica así como características climáticas de cada localidad.

Cuadro 1. Características generales de las localidades de estudio.

Localidades / características [§]	Indaparapeo	Álvaro Obregón	Queréndaro I	Queréndaro II	Celaya	Villa Diego
Longitud	101°00'- 101°30' W	101°00'- 101°30' W	101°00'- 101°30' W	101°00'- 101°30' W	100° 48' W	101° 11' W
Latitud	19°59'-19°30' N	19°59' -19°30' N	19°59'-19°30' N	19°59'-19°30' N	20° 31' N	20° 23' N
Altitud	1840	1840	1840	1840	1750	1748
TMA (°C)	19	19	19	19	19	19
PMA (mm)	637	637	637	637	617	646
pH	8.1	7.5	7.5	8	7.5	7.1
MOS (%)	3.2	2.3	3.5	3.2	1.5	2.8
P Olsen (ppm)	41 to 65	28 to 41	19 to 37	10 to 32	15 to 24	51

[§]TMA= Temperatura media anual; PMA= Precipitación media anual; MOS= Materia orgánica del suelo.

Las parcelas con LC se ubicaron en terrenos planos, con pendientes menores al 1% y con disponibilidad de riego y los cultivos establecidos fueron: maíz, sorgo, trigo y leguminosas (haba, frijol o garbanzo) en rotaciones gramínea-gramínea y gramínea-leguminosa. El maíz y sorgo se cultivaron en el ciclo agrícola primavera-verano, mientras que el trigo y leguminosas en el ciclo otoño-invierno. En



el sistema de LC se incorporo de 30 a 100% de los residuos de cosecha de los cultivos (RV) establecidos y se hizo una remoción mínima del suelo. Los RV fueron triturados antes de ser incorporados al suelo y se distribuyeron sobre la superficie del suelo en forma homogénea. En el caso de la parcela de Queréndano II se incorporaron 30% de los RV y en las parcelas de Indaparapeo y Álvaro Obregón, los suelos fueron regados con aguas negras provenientes de la ciudad de Morelia (Cuadro 2).

Cuadro 2. Manejo agronómico bajo labranza de conservación en las localidades de estudio.

Localidad	Incorporación de residuos (%)	Año	Ciclo de cultivo [§]	
			P-V	O-I
Indaparapeo	100	1	Maíz	-
		2	Sorgo	Girasol
		3	Maíz	Trigo
		4	-	Trigo
Álvaro Obregón	100	1	Maíz	Garbanzo
		2	Maíz	Cacahuete
		3	Maíz	Haba
		4	Maíz	Trigo
Queréndaro I	30	1-4	Maíz	Trigo
Queréndaro II	100	1-4	Maíz	Trigo
Celaya	100	1-4	Maíz	Trigo
Villa Diego	100	1-24	Maíz	Trigo

[§]P-V= Primavera-Verano; O-I= Otoño-Invierno.

Medición directa del COS

En campo, al final del ciclo del cultivo, se tomaron las muestras de suelo en los incrementos de profundidad 0-5, 5-15 y 15-30 cm. En todas las localidades se hicieron muestreos de suelo, en el tiempo cero y después de haber implementado el sistema de LC en el año cuatro, excepto en Villa Diego, donde además se realizaron a los 3, 11 y 24 años. El carbono total se midió mediante un determinador automático de carbono marca Shimadzu. En el mismo equipo se midió el C inorgánico, al restar el C inorgánico al COS total. También se midió el pH del suelo en agua relación 1:2 y el fósforo extractable por el Método de Olsen. En el cálculo de COS, la densidad aparente (Da) se obtuvo por el método del cilindro.

Medición de los residuos vegetales aportados al suelo

Se midió la cantidad de C aportada al suelo proveniente de los RV aéreos (BA) y subterráneos (BS) de los cultivos manejados con LC. BS fue la rizodeposición del cultivo (RI) estimada como la proporción de biomasa total (BT). Según Kuzyacov y Domansky (2000), en cereales RI es de 20 a 30% del carbono total asimilado en la fotosíntesis. BT fue la suma de BA medida y RI. Se probó RI: 10, 15, 18, 36 y 50% de la BT. De esta manera se evaluarón: $ET1 = BA + (0.10 * BT)$; $ET2 = BA + (0.15 * BT)$; $ET3 = BA + (0.18 * BT)$; $ET4 = BA + (0.36 * BT)$; $ET5 = BA + (0.50 * BT)$. BT se determinó con la siguiente expresión: $BT = IC / Y$, donde: IC= índice de cosecha y Y= rendimiento de cultivo con menos del 14% de humedad. La información necesaria para el cálculo de entradas de C de los residuos de cultivo esta dada en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Información necesaria para el cálculo de las entradas del carbono al suelo de residuos de cultivo bajo labranza de conservación en las localidades de estudio.

Site/Variable [§]	IC	Mg C ha ⁻¹ year ⁻¹								
		Y	BT	BS	RI1 [¶]	RI2	RI3	RI4	RI5	
Indaparapeo y Álvaro Obregón	Maíz	0.5	5.4	10.1	4.7	1.0	1.5	1.8	3.7	5.1
	Cártamor	0.2	3.1	3.1	2.5	0.3	0.5	0.6	1.1	1.6
	Trigo	0.4	1.2	7.6	4.5	0.8	1.1	1.4	2.7	3.8
	Garbanzo	0.8	0.5	1.5	0.4	0.2	0.2	0.3	0.5	0.8
	Haba	0.3	0.7	1.4	0.9	0.1	0.2	0.2	0.5	0.7
	Cacahuete	0.7	2.6	1.0	0.3	0.1	0.1	0.2	0.3	0.5
	Sorgo	0.4	5.0	7.0	4.4	0.7	1.0	1.3	2.5	3.5
Queréndaro I	Maíz	0.8	3.1	6.4	1.4	0.6	1.0	1.1	2.3	3.2
	Trigo	0.7	5.4	4.4	1.4	0.4	0.7	0.8	1.6	2.2
Queréndaro II	Maíz	0.6	3.1	9.4	4.0	0.9	1.4	1.7	3.4	4.7
	Trigo	0.4	3.3	7.8	4.7	0.8	1.2	1.4	2.8	3.9
Celaya	Maíz	0.4	2.2	9.2	5.9	0.9	1.4	1.7	3.3	4.6
	Trigo	0.3	2.9	6.7	4.5	0.7	1.0	1.2	2.4	3.3
Villa Diego	Maíz	0.5	1.5	6.1	3.2	0.6	0.9	1.1	2.2	3.0
	Trigo	0.5	5.4	2.9	1.4	0.3	0.4	0.5	1.0	1.4

[§]IC= índice de cosecha; Y= rendimiento; BT= biomasa total; BS= biomasa aérea; RI= rizodeposición. [¶]RI= BT*0.10; RI2= BT*0.15; RI3= TB*0.18; RI4= BT*0.36; RI5= BT*0.50.

Modelo de carbono RothC

El modelo RothC de Coleman y Jenkinson (1996) es un modelo de múltiples compartimentos. Por la velocidad de descomposición de los compartimentos de la materia orgánica, cuatro son activos y uno pasivo: (i) material vegetal de fácil descomposición (MVD, que permanece en el suelo por 0.165 años); (ii) material vegetal resistente (MVR, 2.71 años); (iii) biomasa microbiana (BIO, 1.69 años); (iv) materia orgánica humificada (HUM, 49 años); y (v) materia orgánica inerte (MOI, con duración en el suelo de 1980 años). La MOI (Mg ha⁻¹) es obtenida de acuerdo con Falloon *et al.* (1998) por $MOI = 0,049 \times COT^{1.39}$, donde COT es el carbono orgánico (Mg ha⁻¹). Los parámetros de entrada incluyen temperatura del aire (°C), precipitación (mm) y evaporación (mm) promedio mensual: TPM, PPM y EPM, respectivamente; contenido de arcilla, profundidad de muestreo del suelo, entrada mensual de C de residuos vegetales (RV) y abonos orgánicos (AO), e información mensual de la cobertura del suelo.

Evaluación de los cambios de COS

El desempeño del modelo fue evaluado con los estadísticos: coeficiente de correlación (r), raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RCCME) y eficiencia del modelo (EF). También fueron evaluados: el coeficiente de determinación (R²) y el parámetro m (pendiente) de la ecuación de regresión simple. Con la mejor prueba de desempeño del RothC, se elaboraron escenarios y se consideró como línea base al sistema LV común en la región del Bajío. Los escenarios se corrieron con la información del sistema LC. Se obtuvieron las tasas de cambio con la siguiente expresión: $COS_{final} - COS_{inicial} / \text{No. años bajo LC}$.

Resultados y discusión

En lo referente al desempeño del RothC en Vertisoles con diferentes entradas de C de RV, los valores de de RCCME estuvieron en el rango de 12-16%, más bajo que los reportados por Gonzalez-Molina *et al.* (2011) para sistemas agrícolas en México (25-36%). Para la EF hubo valores positivos de 0.56-0.77, cuando se usó el criterio de Ludwig *et al.* (2010), quienes estudiaron la dinámica del C en diferentes sistemas de labranza. Para EF, la predicción de los cambios de COS fue satisfactoria ($EF \geq 0.7$), excepto en el caso de $ET5 = BA + (0.50 * BT)$. Los valores de r values indicaron un grado de asociación entre valores medidos y simulados en el orden de 0.79 a 0.92 (Cuadro 4). El valor de m indicó que el estuvo en el rango de 0.92 a 1.0 y sobrestimó ligeramente los valores simulados respecto a los medidos en 8%. En el caso de R^2 , ésta fue positiva e indico que los valores simulados describen bien a los medidos y estuvo en el orden de 0.55 a 0.85 (Figura 1). La mejor prueba de desempeño del RothC fue con $ET3 = BA + (0.18 * BT)$ y estuvo de acuerdo con la contribución de C al suelo por el sistema de raíces reportado por Kuzyacov y Domansky (2000) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Estadísticos que indican el desempeño del RothC con diferentes entradas de C al suelo en vertisoles bajo labranza de conservación.

Entrada de C al suelo (ET)/Estadísticos [§]	RCCME	EF	r
$ET1 = BA + (0.10 * BT)$ [¶]	12	0.75	0.92
$ET2 = BA + (0.15 * BT)$	12	0.77	0.91
$ET3 = BA + (0.18 * BT)$	12	0.77	0.91
$ET4 = BA + (0.36 * BT)$	13	0.72	0.86
$ET5 = BA + (0.50 * BT)$	16	0.56	0.79

[§]RCCME= raíz cuadrada del cuadrado medio del error; EF= eficiencia del modelo; r = coeficiente de correlación. [¶]BA= biomasa aérea medida; BT= biomasa total.

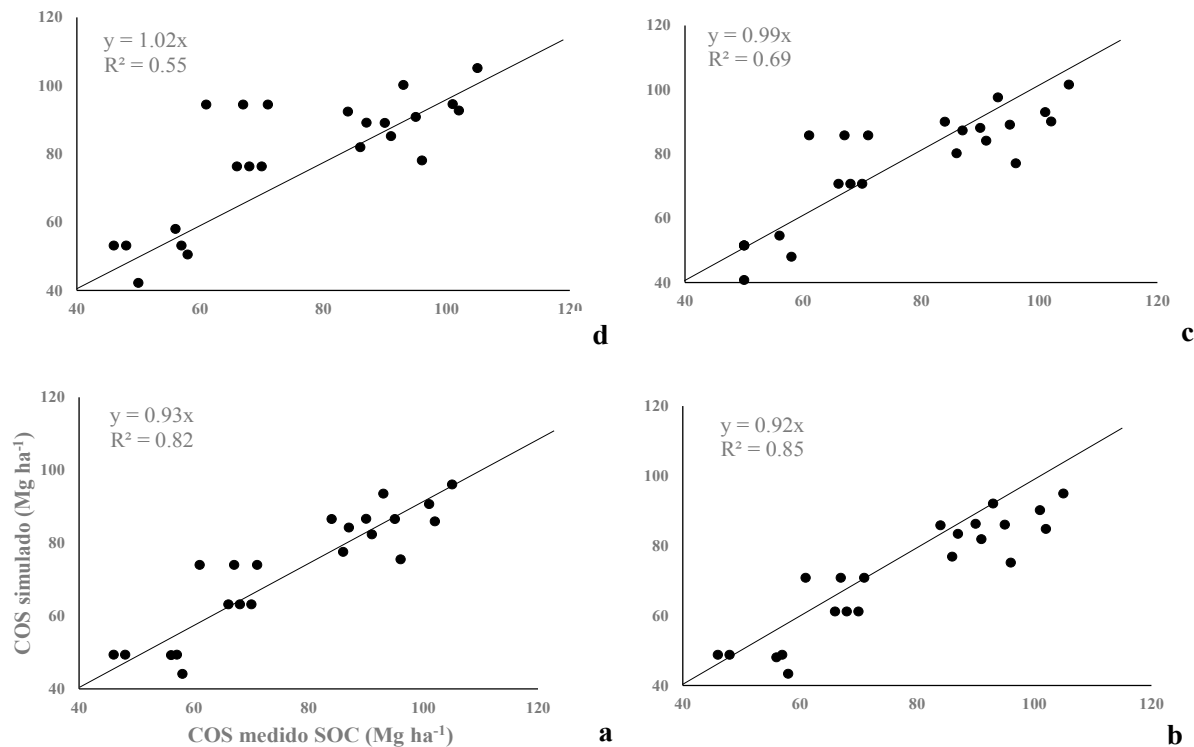


Figura 1. Pruebas con el modelo RothC con diferentes entradas de carbono al suelo (a) $ET3 = BA + (0.18 * BT)$; (b) $ET1 = BA + (0.18 * BT)$; (c) $ET4 = BA + (0.36 * BT)$ y (d) $ET5 = BA + (0.50 * BT)$ en vertisoles bajo labranza de conservación. BA= biomasa aérea medida; BT= biomasa total.

Las tasas de cambio medidas y simuladas (Cuadro 5) en un corto periodo de tiempo, se consideran como estimaciones preliminares debido a que los RV incorporados bajo LC no alcanzan el estado de equilibrio, según Nieto *et al.* (2010) los suelos alcanzan esta condición después de que el manejo se mantiene por más de 30 años; sin embargo, el grado de asociación entre el COS medido y simulado fue alto ($r= 0.86$). En el estudio de Follet *et al.* (2005) ésta correlación fue menor sin considerar la rizodeposición, en contraste a lo reportado en los estudios de Ludwing *et al.* (2007) y Senapi *et al.* (2014).

Cuadro 5. Tasa de cambio del COS medida y simulada después del cambio de labranza convencional a labranza de conservación.

Sitios/Variables [§]	COS _{inicial}	Tasa de cambio del COS (Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹)	
		Medida _(periodo de estudio)	Simulada _(periodo de estudio)
Indaparapeo	73	1.3 _(4 años)	1.3 _(4 años)
Álvaro Obregón	80	5.5 _(4 años)	1.8 _(4 años)
Queréndaro I	87	-0.8 _(4 años)	0.0 _(4 años)
Queréndaro II	87	4.5 _(4 años)	2.5 _(4 años)
Celaya	31	6.3 _(4 años)	4.8 _(4 años)
Villa Diego	44	0.9 _(24 años)	1.3 _(24 años)
Promedio		3.0	2.0
Desviación estandar		2.7	1.6

[§]COS= Carbono orgánico del suelo.

Conclusiones

La mejor prueba de desempeño del RothC fue con $ET3= BA+(0.18*BT)$ que considera un aporte de 18% de la BT por rizodeposición. Esta prueba fue la más apropiada para estimar la tasa de cambio medida y estimada en el periodo de estudio y puede usarse para hacer simulación de los cambios de COS en periodos de tiempo más largos.

Bibliografía

- Coleman, K. and D.S. Jenkinson. 1996. RothC 26.3 – A model for the turnover of carbon in soil. *In*: Powlson, D. S., Smith, P. and Smith, J. U. (Eds.). Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing, Long-term Datasets, NATO ASI Series I, Vol. 38. Springer-Verlag, Berlin. pp. 237-246.
- Coleman, K., Jenkinson, D.S., G. Crocker, J.P.R. Grace, J. Kfir, M. Korschens, P.R. Poulton and D.D. Richter. 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81:29-44.
- Cruz, C., C. Balbontin, F. Paz, J. Etchevers y P. Krasilnikov 2007. Variabilidad morfofénica de los suelos en México y su relación con el modelo fisiográfico nacional. *En*: Memoria del XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. León, Guanajuato, México. pp. 112-115.
- Falloon, P., P. Smith and K. Coleman, S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology Biochemistry* 30:1207-1211.
- Follett, R.F., J.Z. Castellanos and E.D. Buenger. 2005. Carbon dynamics and sequestration in an irrigated Vertisol in Central Mexico. *Soil and Tillage* 83:148-158.
- Gonzalez-Molina, L., J.D. Etchevers-Barra, F. Paz-Pelatt, H. Diaz-Solis, M.H. Fuentes-Ponce, S. Covalada-Ocon and M. Pando-Moreno. 2011. Performance of the RothC-26.3 model in short-term experiments in Mexican sites and systems. *The Journal of Agricultural Science* 149:415-425.
- Grageda-Cabrera. 1999. La fertilización nitrogenada en el Bajío Guanajuatense como fuente potencial de contaminantes ambientales. Tesis de Doctorado en Biotecnología y Bioenergía. CINVESTAV-IPN. México, D.F. 145 p.



- Ludwig, B., E. Schulz, I. Merbach, J. Rethemeyer and H. Flessa. 2007. Predictive modelling of the C dynamics for eight variants of the long-term static fertilization experiment in Bad Lauchstädt using the Rothamsted Carbon Model. *European Journal of Soil Science* 58:1155-1163.
- Ludwig, B., H. Kelin, N. Langan and L. Xuejun. 2010. Modelling the dynamics of organic carbon in fertilization and tillage experiments in the North China Plain using the Rothamsted Carbon Model-initialization and calculation of C inputs. *Plant soil* 332:193-206.
- Nieto, O.M., J. Castro, E. Fernández and P. Smith. 2010. Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model. *Soil Use Management* 26:118-125.
- Rees, R.M., I.J. Bingham, J.A. Baddeley and C.A. Watson. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128:130-154.
- Senapati, N., N.R. Hulugalle, P. Smith, B.R. Wilson, J.B. Yeluripati, H. Daniel, S. Ghosh and P. Lockwood. 2014. Modelling soil organic carbon storage with RothC in irrigated Vertisols under cotton cropping systems in the sub-tropics. *Soil and Tillage Research* 143:38-49.
- Post, W.M., R.C. Izaurralde, L.K. Mann and N. Bliss. 2001. Monitoring and verifying of changes of organic carbon in soil. *Climate Change* 51:73-99.



ISBN: 978-607-96490-4-3



9 786079 649043