

Fernando Paz Pellat
Julio Wong González
Editores



Programa Mexicano del Carbono

Serie: Síntesis Nacionales

Estado Actual
del Conocimiento
del Ciclo del Carbono
y sus Interacciones en México:
Síntesis a 2014

Programa Mexicano del Carbono

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

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



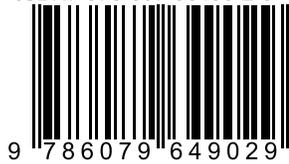


Forma correcta de citar:

Paz, F., J. Wong (editores). 2015. 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. 640 p.

ISBN: 978-607-96490-2-9



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 2014**

FERNANDO PAZ PELLAT Y JULIO C. WONG GONZÁLEZ

Editores

Programa Mexicano del Carbono.

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

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

Mérida, Yucatán

2014

ISBN: 978-607-96490-2-9

PRÓLOGO

Es un honor para el Programa Mexicano del Carbono presentar al público, por tercera ocasión, la síntesis nacional del 2014 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 y Bioenergía.

Durante el Quinto Simposio Internacional del Carbono en México, que tuvo lugar en la Ciudad de Mérida, Yucatán, bajo el auspicio del Programa Mexicano del Carbono, 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, 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 diferentes 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 nueve 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 en 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: ECOSISTEMAS TERRESTRES 15

- | | | |
|------|---|-----|
| 1.1 | Naturaleza de la materia orgánica en muestras de mantillo y capas de fermentación de diferentes tipos de bosque. | 17 |
| 1.2 | Seasonal and successional patterns of litterfall in a semi-evergreen tropical forest of Calakmul, Campeche. | 23 |
| 1.3 | Captura de carbono y producción de biomasa de germoplasma de <i>Jatropha curcas</i> en Yucatán, México. | 29 |
| 1.4 | Contenido de carbono en sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. | 39 |
| 1.5 | Contenido de Carbono en sistemas agroforestales de café en tres municipios de la región de “Las Montañas” (Veracruz, México). | 48 |
| 1.6 | Estudio del carbono en sistemas agroforestales de una región cafetalera de Veracruz. | 55 |
| 1.7 | Carbono capturado en sistemas agroforestales de café (<i>Coffea arabica</i> L.) en Chocarán (Veracruz, México). | 62 |
| 1.8 | Descomposición, respiración del suelo y macrofauna edáfica en la cuenca del Río Magdalena, México, D. F. | 70 |
| 1.9 | Estimación de la producción de hojarasca en un paisaje de selva seca mediana subcaducifolia en Yucatán, México. | 78 |
| 1.10 | Calidad de sitio y su efecto sobre los almacenes de carbono en el bosque tropical perennifolio, Chiapas, sureste de México. | 89 |
| 1.11 | Patrones sucesionales y estacionales de producción de hojarasca en un bosque estacional seco de Yucatán. | 98 |
| 1.12 | Cambios de uso de suelo y servicios ambientales en un bosque templado del Estado de México. | 106 |
| 1.13 | Estimación del carbono orgánico del suelo y su relación con prácticas locales de manejo en sistemas agrícolas. | 113 |

1.14	Almacén de carbono en el bosque urbano de la primera sección del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México.	121
1.15	Estimación de los cambios de carbono orgánico del suelo en suelos vertisoles cultivados bajo labranza de conservación.	127
1.16	Estimación del contenido y captura de carbono en la biomasa arbórea del Bosque de San Juan de Aragón, Distrito Federal.	133
1.17	Descomposición de ramas de tres especies forestales en selvas y acahuales de la Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote”.	140
1.18	Respuesta del flujo hídrico a la variabilidad climática y cambios de cobertura forestal a nivel de subcuenca en Chiapas, México.	148
1.19	Identificación de las fuentes de incertidumbre para la estimación del carbono aéreo en los manglares de México.	154
1.20	Descomposición del mantillo acumulado en selvas y acahuales de la Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote”	163
1.21	Acumulación de biomasa aérea en bosques bajo manejo en la región forestal de Zacualtipán, Hidalgo.	168
1.22	Contenido de Carbono en el bosque urbano de la Ciudad de México: Delegación Miguel Hidalgo.	176
1.23	Estabilidad de agregados y salinización como indicadores de almacenamiento de carbono en vertisoles (Michoacán, México).	183
1.24	Estimación del carbono almacenado en el material leñoso caído en una selva tropical mediana del estado de Yucatán.	192
1.25	Estimación de carbono almacenado en biomasa aérea y subterránea en dos bosques de referencia del Monte Tláloc en Texcoco, Estado de México.	200
1.26	Evaluación de combustibles y su disponibilidad en incendios forestales: un estudio en Santa María Yavesía, Oaxaca.	206
1.27	Update for AMIGA-Carb-Mexico: Using a Three-Tiered Sampling Strategy of Forest Inventory Plots, Airborne Lidar and Spaceborne Lidar to Estimate the Aboveground Forest Biomass and Carbon Stocks of Mexico.	216
1.28	Efecto del manejo del pastoreo en pastizales áridos y su potencial en el secuestro de carbono.	218



1.29	Producción de Oxígeno en plantaciones jóvenes de <i>Pinus greggii</i> , <i>P. cembroides</i> y <i>P. halepensis</i> en la sierra de Arteaga Coahuila México.	225
1.30	Áreas de oportunidad para la elaboración de modelos alométricos para estimar biomasa en especies vegetales con distribución en México.	231
1.31	Prácticas agrícolas para revertir la degradación del suelo, capturar carbono y mitigar las emisiones de CO ₂	236
1.32	Determinación de la producción de biomasa en zonas de pastizal y matorral, utilizando información radiométrica y de cobertura vegetal mediante imágenes digitales.	248
1.33	Nueva plataforma para el Sistema de Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado (SPIAS-I).	261
1.34	Almacenes de carbono en la fracción activa de la materia orgánica en suelos de bosques templados con aprovechamiento forestal.	268
1.35	Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de huertos de guayaba en Calvillo, Aguascalientes.	280
1.36	Modelos de la dinámica temporal del carbono orgánico de los suelos asociada a cambios de uso del suelo en ecosistemas forestales.	285
1.37	Modelo general del dimensionamiento de los almacenes de carbono orgánico en los suelos por fracciones físicas y su parametrización simplificada.	291
1.38	Modelos de estados y transiciones (METs) compuestos para la modelación anual de la dinámica de carbono.	301
1.39	Acoplamiento de la dinámica de distribución del carbono y nitrógeno por fracciones físicas en los suelos y su modelación	308

CAPÍTULO 2: ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

315

2.1	Diversity and C storage in a submerged aquatic vegetation community of a coastal lagoon environment.	316
2.2	Los pastos marinos como almacenes de carbono en el Parque Marino Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc.	327
2.3	Influencia de las Descargas de Agua Subterránea en los almacenes de Carbono azul en dos praderas de pastos marinos en Yucatán.	332

2.4	Establecimiento de la línea base para el mapeo y monitoreo de carbono azul en manglares, pastos marinos y otros humedales en México.	338
2.5	Dinámica de hojarasca y variación espacio temporal de carbono en un escenario cárstico como laguna de Celestún, Yucatán.	350
2.6	Variación estacional del estado de saturación de aragonita en un arrecife coralino: Cabo Pulmo.	358
2.7	Flujos verticales de carbono orgánico particulado en dos ambientes costeros contrastantes del Noroeste de México.	365
2.8	Carbono inorgánico disuelto estimado en las bahías de Manzanillo, México.	372
2.9	Dinámica del carbono orgánico disuelto y particulado asociados al florecimiento de <i>Nodularia spumigena</i> en un lago tropical oligotrófico.	379
2.10	Pastos marinos como almacenes de carbono en la Bahía de Campeche.	387
2.11	Variación espacial del estado de saturación de aragonita en el Golfo de Tehuantepec.	393
2.12	Flujos de CO ₂ en manglares conservados y perturbados del noroeste de México.	400
2.13	Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico.	405
2.14	Influencia de las Descargas de Agua Subterránea en los almacenes de Carbono azul en dos praderas de pastos marinos en Yucatán.	415
2.15	Carbono orgánico de las praderas de <i>Thalassia testudinum</i> en Bahía de la Ascensión (Quintana Roo, México). Una primera estimación del contenido de carbono azul en una laguna costera del Caribe Mexicano.	421
2.16	Sistemas de medición continua de pCO ₂ en ambientes marinos mediante un analizador de Infrarrojo (LICOR).	428
2.17	Variabilidad de los flujos de CO ₂ océano-atmósfera, en las aguas costeras del norte de Baja California.	435
2.18	Estimación de flujo de Carbono dentro del ecosistema pelágico de surgencia en el Sureste de la Plataforma de Yucatán, México.	444

CAPÍTULO 3: DIMENSIÓN SOCIAL

453

3.1	Carbono y microcuencas de montaña en el Altiplano Occidental de Guatemala. Elementos para directriz de investigación.	454
-----	---	-----



3.2	Análisis de la memoria energética (<i>eMergía</i>) para la evaluación de la relación entre las emisiones de carbono y los recursos utilizados en las regiones urbanas.	461
3.3	¿Es suficiente evaluar “datos de actividad x factores de emisión = emisiones” en mecanismos tipo REDD+ o RETUS?	471
3.4	Estrategia de fortalecimiento de capacidades de los laboratorios para apoyar las necesidades del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.	478
3.5	Percepciones de funcionarios gubernamentales de protección civil ante el cambio climático.	486
3.6	Evaluación de los servicios ambientales hidrológicos de predios apoyados por PROBOSQUE en el Estado de México y su asociación al carbono forestal.	492
3.7	Programa municipal ante el Cambio Climático de Tuxtla Gutiérrez.	501
3.8	Causas de la deforestación en México: acceso y gobernanza.	507
3.9	Cambios de carbono orgánico del suelo en escenarios de cambio de uso de suelo en sitios de México.	516
3.10	Re-diseño participativo de agrosistemas: perspectiva para reducir el impacto ambiental y la vulnerabilidad alimentaria en zonas periurbanas del Valle de México	525
3.11	Valoración de áreas forestales próximas a zonas urbanas en México: incorporando a los usuarios de los servicios ambientales en REDD+	532
3.12	Potencial de una zona de Bosque Mesófilo de Montaña en San Bartolo Tutotepec, Hidalgo, para ser propuesta en el programa REDD +	540
3.13	Análisis de Ciclo de Vida de actividades agrícolas del sur de Sonora para determinar emisiones de gases de efecto invernadero.	547
3.14	Cooperación bilateral México-USA para el fortalecimiento del extensionismo y la agricultura de conservación	555

CAPÍTULO 4: ATMÓSFERA

563

4.1	Intercambio de CO ₂ en la interface vegetación-atmósfera de un bosque de encino en el noroeste de México.	564
4.2	Variación de procesos ecohidrológicos en un gradiente sucesional de bosque tropical seco bajo influencia del monzón norteamericano mediante el uso de sensores remotos.	568

4.3	Estimación de emisiones de óxido nitroso en el cultivo de maíz: Estado de México.	574
4.4	Medición de la producción de metano entérico en toros <i>Bos indicus</i> para cuantificar los gases de efecto invernadero en rumiantes.	583
4.5	Estimación de la respiración de suelo mediante el método del gradiente en un matorral subtropical de Sonora.	590

CAPÍTULO 5: BIOENERGÍA

597

5.1	Evaluación de la sacarificación de diferentes fuentes de carbono empleando microorganismos productores de celulosomas.	598
5.2	Capacidad fermentadora de levaduras silvestres a partir de diferentes fuentes de carbono.	607
5.3	Función microbiana asociada al carbono en sitios de sucesión ecológica de un bosque tropical seco.	620
5.4	Aceites microbianos a partir de glicerol de biodiésel: reciclando el carbono residual del proceso para la obtención de biocombustibles avanzados.	627
5.5	Biotecnología orientada a la reducción de gases de efecto invernadero.	635

A large, bold black number '1' is centered on the left side of the page. The background behind the number is a grid of small white dots that form a perspective view of a sphere, creating a 3D effect. The entire page has a light beige background with a vertical line down the center and two horizontal lines, one above and one below the number and text.

Ecosistemas Terrestres

1.1 Naturaleza de la materia orgánica en muestras de mantillo y capas de fermentación de diferentes tipos de bosque

Barrales-Brito E.¹; Etchevers-Barra J. D.²; Hidalgo-Moreno C.²; Paz-Pellat F.² y Carrasco-F. M.²

¹Estudiante de Maestría en Ciencias, Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, C.P. 56230, México. Autor para correspondencia: edbarrales3@gmail.com

²Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, C.P. 56230, México.

Resumen

La calidad de la materia orgánica es uno de los principales factores que repercuten en la descomposición de los residuos orgánicos del suelo y los flujos de CO₂ de los ecosistemas terrestres a la atmósfera, es por esta razón que es importante conocer las propiedades de la materia orgánica que conforman el mantillo (Oi) y los horizontes de fermentación (Oe y Oa). Se midieron las cantidades de celulosa, hemicelulosa y lignina; y los contenidos de C en las sustancias húmicas de la materia orgánica de mantillos y horizontes de fermentación de varios tipos de bosques de *Quercus*, *Pinus moctezumae* y *Fagus grandifolia*, y de un bosque con manejo forestal en rodales con diferentes años de aprovechamiento (1986, 1987, 1988, 1993 y 1995). Los resultados muestran que existen mayores cantidades de celulosa en el mantillo (620 mg kg⁻¹ de muestra) que en los HF (Oa) (453 mg kg⁻¹ de muestra). La lignina se incrementó en el HF (Oa) (100 mg kg⁻¹ de muestra), siendo más baja en el mantillo (Oi) (13.0 mg kg⁻¹ de muestra) la descomposición. En las fracciones húmicas, existe una mayor cantidad de huminas en el horizonte de fermentación (Oa) (345 mg g⁻¹ muestra) que en el mantillo (283 mg g⁻¹ de muestra). Esto quiere decir que existen componentes de la materia orgánica con estructuras químicas más complejas y de mayor peso molecular como las ligninas y las huminas que reduce la descomposición de la materia orgánica, haciendo que la materia orgánica sea más estable y se pierda menos carbono como CO₂ por la descomposición de la materia orgánica.

Palabras clave: sustancias húmicas, lignina, descomposición de materia orgánica.

Introducción

La descomposición del mantillo y capas de fermentación es un proceso fundamental en los ecosistemas. La descomposición permite la liberación de CO₂ y H₂O y elementos nutritivos (Schlesinger, 1997). La dinámica del almacén de C en el suelo es mejor vista en dos etapas, los procesos que conducen a un rápido turnover de la mayoría del mantillo a la superficie, y procesos que conducen a una muy lenta producción, acumulación y turnover del humus en profundidad (Schlesinger, 1997).

En el mantillo superficial ocurre la mayoría de la producción de CO₂, donde la descomposición es rápida y donde se encuentra una importante porción de la biomasa de las raíces finas. La materia orgánica fijada por fotosíntesis en los tejidos de las plantas es depositada en el suelo, se descompone y es utilizada por los organismos del suelo o convertida a sustancias húmicas (Ono *et al.*, 2011) que componen una parte de la materia orgánica del suelo (MOS) (Schlesinger, 1997). Existen reportes que indican que en el suelo de bosque templado, solamente un 17% de la producción anual de CO₂ provenía de la capa del suelo debajo de 15 cm. Se considera que el flujo de CO₂ de las capas de suelo más profundas es debido a la descomposición del humus (Schlesinger, 1997).

Aunque muchos estudios indican que la temperatura y la humedad son los principales factores que controlan la pérdida de masa del mantillo, la naturaleza química de éste, así como las concentraciones

de nitrógeno, fósforo, calcio, lignina, y las relaciones lignina/N y C/N no solo afectan la velocidad de pérdida de masa en el mantillo, sino que éstos también determinan las velocidades del ciclo de nutrientes. Sin embargo, los efectos del clima y la naturaleza química del mantillo sobre la velocidad de pérdida de masa de diferentes componentes químicos de carbono orgánico no han sido bien documentados (Wang *et al.*, 2013). De acuerdo con Wang *et al.*, (2013) los procesos de descomposición en los distintos tipos de mantillo depositados en los pisos forestales podría estar relacionados al comportamiento del C en sus formas aromática y alifática, así como también a la estabilidad de la lignina y la biosíntesis y lixiviación de lípidos. Para estimar con mayor precisión el flujo de C en el suelo durante la descomposición de las fracciones de C orgánico, es necesario entender la dinámica de estas fracciones abajo y arriba del piso forestal. El tipo de vegetación también influye en la dinámica de la descomposición de la materia orgánica; sin embargo los ecosistemas forestales son sistemas complejos, donde el suelo, las condiciones climáticas, entre otros, dan lugar al establecimiento de diferentes tipos de vegetación que aportan las entradas de nutrientes y compuestos orgánicos al suelo por la senescencia de sus residuos vegetales. Los contenidos de celulosa, hemicelulosa y lignina tienen un efecto sobre las tasas de descomposición de la MOS y los procesos de emisión de CO₂ de la misma (Greggio *et al.*, 2007), la lignina, compuesto recalcitrante del mantillo en ocasiones puede limitar el ciclo de nutrientes y del carbono en el suelo (Osono *et al.*, 2011), de ahí la importancia de determinar la cantidad presente de estos compuestos.

En este trabajo se estudió la calidad de la materia orgánica presente en el mantillo (Oi) y dos capas de fermentación (Oe y Oa) de bosques de *Quercus*, *Pinus moctezumae* y *Fagus grandifolia*.

Materiales y métodos

Se colectaron muestras de mantillo y CF de bosques de *Quercus*, *P. moctezumae* y *Fagus grandifolia*, a las cuales se les determinó el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina con el método para la determinación de fibra detergente ácida, fibra detergente neutra y la lignina se determinó con el método de detergente ácida de Van Soest (1963). Se cuantificó el contenido de carbono en las sustancias húmicas: ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) y huminas (Hn); materia orgánica fresca (MOF) y carbono orgánico disuelto (COD) en muestras de mantillo y CF (Oe y Oa). El fraccionamiento se realizó considerando la solubilidad de las fracciones separados en medio alcalino y ácido. Los espectros en la región del infrarrojo medio (MIR) se obtuvieron para: (a) el mantillo (Oi) de los tres bosques estudiados de *P. moctezumae*, *Fagus* y *Quercus* antes y después de la incubación con equipo Oxitop (b) los AH, AF y Hn del mantillo (Oi) del bosque de *Quercus*. Se prepararon las fracciones de AF y AH después de su análisis de C total, se secaron en una estufa a 60 °C, se molieron en mortero de ágata y se pasaron por malla 100. Del material resultante se tomó una porción que se mezcló con KBr en un mortero de ágata. En una relación de 0.0010 g de muestra con 0.9990 g KBr. Las mezclas se colocaron en vasos de precipitados de 10 ml y se dejaron en una estufa a 60 °C durante 12 horas y posteriormente a un desecador hasta el momento de analizarlas en el espectrofotómetro de infrarrojo Thermo Nicolet Nexus 470, equipado con un detector de DTGS KBr. Los espectros se obtuvieron en intervalos de 4000 a 400 cm⁻¹ por reflectancia difusa, a 64 scans y una ganancia de 0.8.

Resultados y discusión

En los tres tipos de bosques estudiados de *Quercus*, *P. moctezumae* y *Fagus grandifolia* las concentraciones de celulosa y hemicelulosa fueron mayor en el mantillo (Oi) que en la capa de fermentación Oa (Cuadro 1). Contrariamente, la lignina presentó menor concentración en el mantillo

(Oi) que en la capa de fermentación Oa donde se observó residuos de madera, los cuales requieren un periodo más prolongado para su degradación (Osono *et al.*, 2011; Hernández *et al.*, 2007).

Cuadro 1. Valores de celulosas, hemicelulosa y lignina de mantillo y CF de tres diferentes bosques

Bosque	Capa	Celulosa	Y ² DE	Hemicelulosa	Y ² DE	Lignina	Y ² DE
<i>Fagus</i>	Oi	593 (ab)	9	123 (a)	8	12 (d)	2
	Oe	605 (a)	18	74 (a)	9	27 (d)	3
	Oa	485 (cd)	23	69 (a)	13	92 (c)	7
<i>Moctezumae</i>	Oi	590 (a)	23	121 (a)	16	22 (d)	5
	Oa	443 (d)	14	79 (a)	23	120 (b)	16
<i>Quercus</i>	Oi	526 (bc)	4	89 (a)	1	12 (d)	8
	Oa	116 (e)	14	74 (a)	20	318 (a)	15

La materia orgánica fresca (MOF) disminuyó con la profundidad, siendo menor la cantidad de esta fracción orgánica en las capas de fermentación más descompuesta (Oa). En el valor de los tres tipos de bosques estudiados hubo diferencias significativas entre el mantillo y capas de fermentación a excepción de las capas de fermentación Oa del bosque de *P. moctezumae* y *Fagus grandifolia*. El carbono orgánico disuelto (COD) disminuyó con la descomposición, siendo mayor en el mantillo que en las capas de fermentación, existiendo similitudes entre las muestras de *P. moctezumae* y *Fagus grandifolia* (Cuadro 2). Los cambios en las sustancias húmicas en los mantillos y capas de fermentación de los diferentes bosques se presentan en el Cuadro 2. Los AF en los mantillos y capas de fermentación disminuyeron con la descomposición en los bosques de *Quercus* y *Fagus grandifolia*. En las muestras del bosque de *P. moctezumae* aumentaron con la descomposición. Los ácidos húmicos (AH) y la cantidad de C aumentaron con la descomposición de los mantillos y las capas de fermentación de los bosques de *Quercus*, *P. moctezumae* y *Fagus grandifolia*, estos al ser compuestos con un mayor peso molecular, son los elementos que predominan con la descomposición de la materia orgánica.

El contenido de carbono en las huminas (Hn) en los materiales de estos bosque, presentaron un incremento con la descomposición de su materia orgánica. El Bosque de *Quercus* fue el tipo de bosque que tuvo un menor valor en las Hn en el mantillo, el mantillo de este tipo de bosque presentó la mayor emisión de CO₂ en la prueba de incubación. Comparando en valor de las Hn de los tres tipos de bosques, el bosque de *Fagus grandifolia* tiene una mayor cantidad de Hn y estadísticamente es diferentes de los otros tipos de bosque, y a su vez este mantillo presento la emisión de CO₂ más baja durante la prueba de incubación, por lo que se puede decir, que con mayores contenidos de esta fracción orgánica la emisión de CO₂ se ve disminuida (Cuadro 2).

Cuadro 2. Contenido de C en diferentes fracciones orgánicas en mantillo y CF de bosques con diferente composición botánica

Bosque		Hn		COD		FA		HA		MOF	
		mg g ⁻¹	Y ² DE	mg g ⁻¹	DE	mg g ⁻¹	DE	mg g ⁻¹	DE	mg g ⁻¹	DE
<i>Quercus</i>	Oi	85 (c)**	5	11 (a)	1	20 (a)	1	4 (b)	0	33 (c)	24
	Oa	346 (a)	2	2 (d)	0	11 (d)	0	15 (f)	0	10 (g)	7
<i>Moctezumae</i>	Oi	250 (b)	28	7 (b)	1	7 (c)	2	7 (e)	1	29 (d)	18
	Oa	285 (a)	6	4 (c)	0	12 (c)	0	11 (c)	1	26 (e)	17
<i>Fagus</i>	Oi	392 (a)	21	7 (b)	0	12 (c)	0	10 (d)	1	55 (a)	20
	Oe	359 (a)	8	6 (b)	1	12 (b)	1.0	9 (d)	1	41 (b)	31
	Oa	351 (a)	3	3 (e)	0	10 (d)	0	17 (a)	2	33 (e)	6

Las diferencias en los espectros FTIR de la capa Oi de los bosques de *Fagus* y *Quercus* fueron: (a) la banda a 1318 cm^{-1} asociada al enlace N-O que se observa en el bosque de *Quercus* pero no en la capa Oi del bosque de *Fagus* (antes de incubación) y (b) las banda aproximadamente en 1622 cm^{-1} (C-O stretching de COO^- y C=C de C=C conjugados y C-N aminas) y a $1453\text{-}1456\text{ cm}^{-1}$ (C-H y N-H de amidas II, C-H de bending de alifáticos) que son más largas para la capa Oi de *Quercus* respecto a las mismas en el espectro de *Fagus* (antes de incubación). La presencia de la banda a 1318 cm^{-1} en *Quercus* se asocia a un bajo contenido de celulosa pero principalmente de hemicelulosa (89 g kg^{-1}).

El mayor tamaño de las bandas se asocia a mayores relaciones C/N (52) y lignina/N (1) de la capa Oi del bosque de *Quercus*, respecto a lo obtenido para las mismas relaciones C/N (42) y lignina/N (igual a cero) para la capa Oi del bosque de *Fagus*; así como a contenidos más bajos de carbono, celulosa, hemicelulosa en la capa Oi del bosque de *Quercus* (448 , 526 y 89 g kg^{-1} , respectivamente), respecto a la misma capa Oi del bosque de *Fagus* (497 , 593 y 123 g kg^{-1} , respectivamente) Figura 1.

La principal diferencia que presenta el espectro de la capa Oi del bosque de *P. moctezumae* respecto a la misma capa Oi de los bosques de *Quercus* y *Fagus* fue que no presenta las bandas a $2852\text{-}2859\text{ cm}^{-1}$ (enlaces CH de compuestos alifáticos simétricos), ni a $1512\text{-}1513\text{ cm}^{-1}$ correspondiente a los esqueletos aromáticos C=C.

Estas señales se asocian a un mayor contenido de lignina en la capa Oi del bosque de *P. moctezumae* (22 g kg^{-1}) respecto a esta misma capa en los bosques de *Fagus* y *Quercus* (12 g kg^{-1} en ambos casos). Al igual que en la capa Oi del bosque de *Fagus*, en el caso del bosque de *P. moctezumae* el espectro FTIR de la capa Oi tampoco presentó la banda a 1318 cm^{-1} asociada a los enlaces N-O. Esta banda en la capa Oi del bosque de *Quercus* se asocia a un menor contenido de C en huminas (86 mg C g^{-1}) y de AH (4 mg C g^{-1}) y mayor C en AF (20 mg C g^{-1}) en la capa Oi de bosque de *Quercus* (Figura 1).

En la Figura 2 se presentan los espectros FTIR de las capas fracciones de ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) y huminas (Hn). Se puede observar a simple vista que existen algunas diferencias en cuanto a los espectros de las distintas fracciones. Las fracciones AH, AF y Hn presentan una combinación de compuestos alifáticos y aromáticos. En el caso de las Hn la banda a 1713 cm^{-1} se asocia a presencia de grupos C=O de carbonilo de ácidos carboxílicos, conjugados con dobles enlaces o anillos aromáticos. En los AH dominan los enlaces C-H de cadenas de alifáticos ($-\text{CH}_3$) y grupos carbonilo, y en los AF los C-H aromáticos.

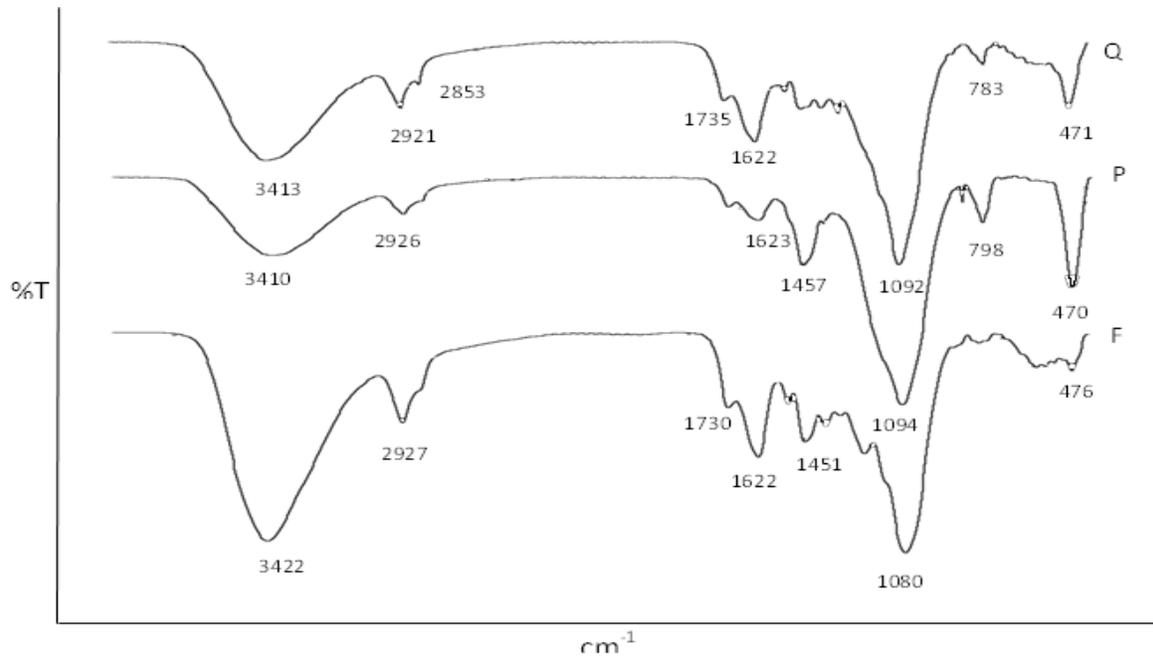


Figura 1. Espectros de FTIR de la capa Oi de bosques de *Quercus*, *Fagus* y *Pinus moctezumae* después de incubación.

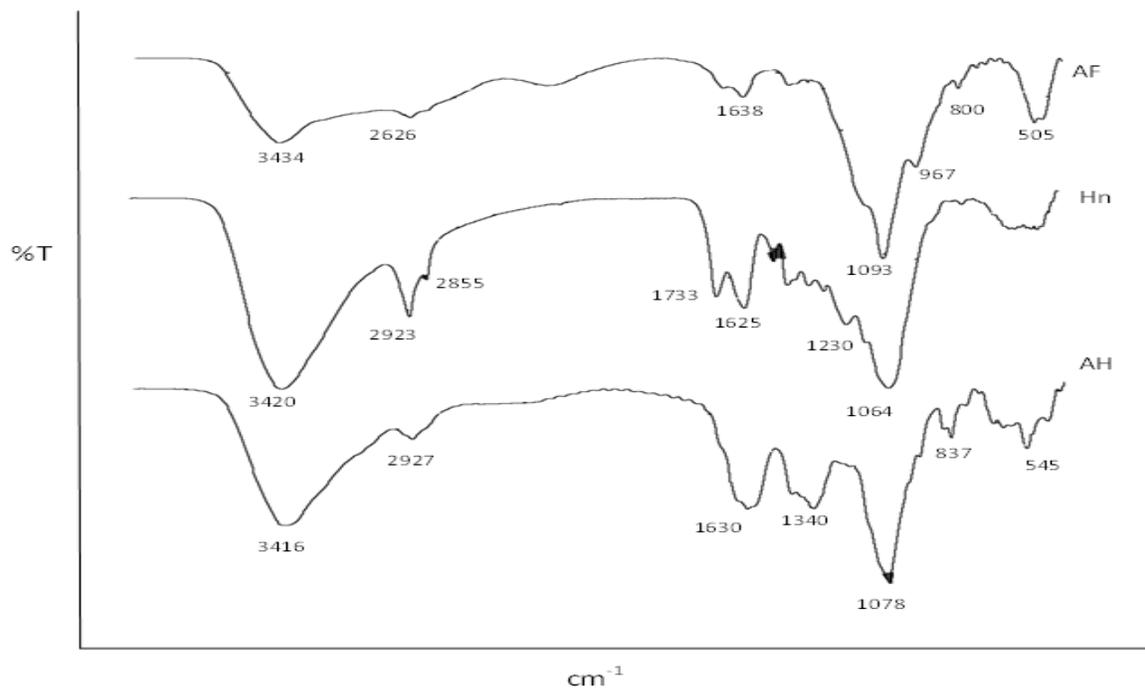


Figura 2. Espectros FTIR de las fracciones de ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) y huminas (Hn) del bosque de *Quercus*.

Conclusiones

En los tres tipos de bosques estudiados de *Quercus*, *P. moctezumae* y *Fagus* las concentraciones de celulosa y hemicelulosa fueron mayor en el mantillo (Oi) que en la capa de fermentación Oa.

Contrariamente la lignina presentó menor concentración en el mantillo (Oi) que en la capa de fermentación Oa.

Los resultados muestran que existen mayores cantidades de celulosa en el mantillo que en la capa de fermentación (Oa). La lignina se incrementó en el la capa de fermentación (Oa), siendo más baja en el mantillo (Oi). En las fracciones húmicas, existe una mayor cantidad de huminas en la capa de fermentación (Oa) que en el mantillo. Esto quiere decir que existen componentes de la materia orgánica con estructuras químicas más complejas y de mayor peso molecular como las ligninas y las huminas que reduce la descomposición de la materia orgánica, haciendo que la materia orgánica sea más estable y se pierda menos carbono como CO₂ por la descomposición de la materia orgánica.

La MOF que corresponde a la fracción más fácilmente degradable es la que contribuye principalmente al CO₂ atmosférico proveniente de la degradación de la MO en sistemas forestales como los estudiados.

Tanto en el mantillo (Oi) como en la capa de fermentación Oa, el carbono se concentra principalmente en la fracción de las huminas (Hn). Sin embargo, éstas son más abundantes en la capa de fermentación Oa que en el mantillo (Oi).

La capa de mantillo (Oi) se caracteriza por presentar una mayor concentración de carbono en la MOF y los ácidos fúlvicos (AF). Una mayor cantidad de carbono en la MOF explica los niveles bajos de mineralización así como una mayor emisión de CO₂. Una alta emisión de CO₂ se ha asociado a una descomposición oxidativa en la que se derivan compuestos alifáticos, grupos carboxílicos y CO₂, compuestos que han sido reportados en los espectros FTIR del mantillo (Oi). Los AF corresponden a la fracción humificada más móvil formado por grupos ácidos.

En la capa de fermentación Oa el carbono forma parte principalmente de las huminas (Hn) y los ácidos húmicos (AH), ambos resultan de la mineralización de la MO y han sido considerados como materiales muy resistentes a la degradación por lo que su existencia denota un elevado estado de humificación. Los niveles altos de mineralización producto de la degradación de la MO por microorganismos inhiben la degradación de lignina en la materia orgánica particulada asociada con fracciones de arena fina en esta capa.

Bibliografía

- Greggio C. T., C. L. Assis, E. Nahas. 2007. Descomposición del mantillo del árbol del caucho *Hevea brasiliensis* (Willd, ex A. Juss) Müll. Arg. en dos profundidades. Universidad estadual Paulista, Facultad de Ciencias Agrarias y veterinarias. Departamento de producao vegetal, Sao Paolo Brasil.
- Hernández M. T. M., E. Salcedo-Pérez, G. Arevalo-Galarza, A. Galvis-Spinola. 2007. Evaluación de la concentración de lignina como indicador de la capacidad de aporte de nitrógeno de residuos orgánicos. Revista Chapingo, Serie ciencias forestales y del ambiente 13:5-13.
- Ono K., S. Hiradate, S. Morita, K. Ohse, K. Hirai. 2011. Humification processes of needle litter on forest floors in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) and Hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*) plantations in Japan. Plant Soil 338:171–181.
- Osono T., H. Satoru, H. Takuya, A. Jun-ichi. 2011. Selective lignin decomposition and nitrogen mineralization in forest litter colonized by clitocybe sp. European Journal of Soil Biology 47:114-121.
- Schlesinger H. W. 1997. Biogeochemistry an analisis of global change. Second edition, Ed. Academic Press, San Diego California USA. 588 pp.
- Van Soest P. J. 1963. Use of Detergents in the Analysis of Fibrous Feeds. I. Preparation of Fiber Residues of Low Nitrogen Content. Journal of the Association of Official Analytical Chemists 46:825–829.
- Wang H., S. Liu, J. Wang, Z. Shui, L. Lu, W. Guo, H. Jia, D. Cai. 2013. Dynamics and speciation of organic carbon during decomposition of leaf litter and fine roots in four subtropical plantations of China. Forest Ecology and management 300:43-52.

1.2 Seasonal and successional patterns of litterfall in a semi-evergreen tropical forest of Calakmul, Campeche

Aryal-Deb Raj¹; De Jong Bernardus H. J.¹; Ochoa-Gaona Susana¹; Mendoza-Vega Jorge¹ and Esparza-Olguin Ligia¹

¹El Colegio de la Frontera Sur, Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial Lerma, C.P. 24500, Campeche, Campeche. Correspondence e-mail: raryal@ecosur.edu.mx

Abstract

The aim of this study was to analyze the effect of successional age and season on litterfall in a semi-evergreen tropical forest. We established 16 sampling plots; on stands of known land use history; at four phases of succession in semi-evergreen forests of Calakmul. Litterfall was collected fortnightly from October 2012 to September 2013 with 12 circular litter traps of 0.5 m² on each plot. The samples were oven dried at 70° C for three days and weighted separately in leaves, twigs and reproductive parts. Carbon content was analyzed using Shimadzu automatic analyzer. Highest litterfall was observed in the months of February and March. Litter fall was found higher in secondary forests of 20 years compared to primary forests and younger secondary forests. Leaf litter contributed more than 80% of total annual litterfall. Primary forests behave differently to secondary forests in terms of seasonality of litterfall. High negative correlation between litterfall and previous land use intensity indicated that carbon transfer capacities of the secondary forests were reduced by higher frequency and duration of slash and burn agriculture prior to land abandonment.

Keywords: carbon flux, primary production, land use intensity, forest age, Yucatan peninsula.

Resumen

El objetivo de este estudio fue analizar el efecto de la edad de sucesión y la temporalidad en la producción de hojarasca en un bosque tropical sub-perennifolia. Se estableció 16 parcelas de muestreo; en los doseles de conocida historia del uso del suelo; en cuatro etapas de sucesión en la selva sub-perennifolia de Calakmul. La hojarasca se recogió quincenalmente desde octubre 2012 a septiembre 2013, con 12 canastas de hojarasca circulares de 0.5 m² en cada parcela. Las muestras se secaron en horno a 70° C durante tres días y se separaron en hojas, ramas y partes reproductivas. Se analizó el contenido de carbono utilizando Shimadzu analizador automático. Mayor caída de hojarasca se observó en los meses de febrero y marzo, los meses secos del año. Producción de hojarasca fue más alta en acahuales de 20 años en comparación con selvas primarias y acahuales jóvenes. Hojas contribuye más de 80% de la hojarasca total anual. Los acahuales se comportan de manera diferente a las selvas primarias en función de la estacionalidad de la caída de hojarasca. Alta correlación negativa entre la producción de hojarasca y la intensidad del uso anterior del suelo indica que las capacidades de transferencia de carbono de los acahuales se reducen con mayor frecuencia y duración de la agricultura de roza tumba y quema antes del abandono de la tierra.

Introduction

Litterfall is one of the fundamental processes of nutrient cycling in forest ecosystems and an important pathway of carbon and energy transfer from vegetation to soil surface (Bray and Gorham, 1964; Dent *et al.*, 2006; Takyu *et al.*, 2003). It is the part of net primary production (NPP), the net

amount of carbon captured by plants through photosynthesis and represent the link in carbon capture and emission cycle (Meentemeyer *et al.*, 1982; Melillo *et al.*, 1993). Study on litterfall is important to understand carbon dynamics, productivity, phenology, and the capacity of the forest ecosystems to recover from human and natural disturbances (de Jong, 2013; Vitousek, 1984). Litterfall studies are also useful to detect the synchronies between biological and meteorological cycles (Chapin III and Eviner, 2005). Better understanding on temporal patterns and processes of forest litterfall provide the basis on responses of the forest ecosystems to changing global climate (Martinez-Yrizar and Sarukhan, 1990; Scheer *et al.*, 2011).

There are studies related to litterfall and forest production (Chapin III and Eviner, 2005; Scheer *et al.*, 2011). However, the successional pattern of carbon and nutrient flow via litterfall and the effect of land use history have not been understood well in tropical secondary forest ecosystems of southern Mexico. In this study, we applied field based experiment on litter production and associated nutrient flux in a chronosequence of tropical secondary and mature forests. The objective of this study was to analyze the effect of successional age and season on carbon transfer through litter production in a tropical semi-evergreen forest of Calakmul.

Materials and methods

Sampling sites were located within two ejidos: El Carmen II (89° 24' 57.74" W, 18° 9' 29.95" N) and Cristóbal Colon (89° 27' 7.37" W, 18° 13' 16.82" N) of the municipality of Calakmul, Campeche. The region is composed of rolling limestone hills and ridges of karstic origin that ranges from 100 to 380 m above sea level (Bautista *et al.*, 2011) and characterized by sub-humid tropical climate (García, 1973) with an average precipitation of about ~945 mm per year and mean annual temperature of about 22 °C. The dominating soil type in the region is rendzic leptosols and vertisols (Bautista *et al.*, 2011). Semi-evergreen tropical forest is the dominant ecosystem in the region (Rzedowski, 1981). These are forests with trees reaching 15–25 m in height in mature stands, 25%–50% of which lose their leaves during the dry season (Galindo-Leal and Martínez, 2002).

We established a total of 16 sampling plots in forest stands of four different phases of succession (5 yrs., 10 yrs. and 20 yrs. secondary forests and primary forests). Litterfall was collected at fortnightly intervals from October 2012 to September 2013 with 12 circular litter traps of 0.5 m². Litter traps were placed and distributed systematically on the circumference of 1000 m² carbon monitoring plots. The traps were made of nylon net (of 2-mm mesh width) sewed on circular pvc pipe frames giving the cone shape for the sufficient retention of fallen litter. All the traps were placed horizontally at a height of about one meter from the ground surface with the support of triple iron stands. The traps were emptied at intervals of 15 days for the period of 12 months. The samples were oven dried at 70 °C for three days to obtain stable dry weight and separated in to: leaves, twigs and cortex, fruits and flowers and the rests. These components were weighted separately. Sub samples from each component were analyzed for carbon fraction using Shimadzu A500 automatic Determinator. We developed land use intensity (LUI) index (eq. 1) to evaluate the effect of LUI on litter production.

$$LUI\ index = \sum \left(\frac{C}{C+F} \right) \quad (1)$$

where, C: cultivation years in a slash and burn cultivation cycle, F: fallow years after each cultivation period. The land-use history was obtained through landowner interviews. The detailed methodology of basal area and biomass estimation can be found in Aryal *et al.*, 2014. We used repeated measures ANOVA to evaluate the significant differences among successional phases. Other statistical tools like

analysis of correlations and regressions were also applied to evaluate the level of associations with other variables related to carbon dynamics.

Results and discussion

Monthly litterfall pattern

Monthly litter input ranged from 45 ± 2 to 3608 ± 701 kg ha⁻¹. The highest litterfall was observed in 20 years old secondary forest during the month of March (Table 1). Litterfall peaks were observed during the months of February and March. Almost 70% of annual litterfall was concentrated in three extremely dry months (February, March and April). Monthly litterfall pattern reflected that higher portion of annual litterfall occurred during peak period in secondary forests than primary forests reflecting that land use change alter species composition of original forests changing forest phenology and functioning (Chazdon *et al.*, 2007).

Table 1. Monthly litterfall (average \pm standard error, kg ha⁻¹ yr⁻¹) in four different phases of forest growth measured from October 2012 to September 2013. Different letters in the exponent denote significant differences among sampling months ($p < 0.05$)

Sampling months	5 yrs (n=4)	10 yrs (n=4)	20 yrs (n=4)	PF (n=4)
Oct-2012	80 \pm 12 ^a	63 \pm 6 ^a	56 \pm 4 ^a	59 \pm 2 ^a
Nov-2012	130 \pm 22 ^a	160 \pm 17 ^a	127 \pm 13 ^a	82 \pm 8 ^a
Dec-2012	71 \pm 8 ^a	96 \pm 6 ^a	101 \pm 11 ^a	67 \pm 3 ^a
Jan-2013	109 \pm 11 ^a	158 \pm 10 ^a	148 \pm 17 ^a	94 \pm 10 ^a
Feb-2013	1598 \pm 414 ^b	3556 \pm 545 ^b	3608 \pm 701 ^b	1650 \pm 323 ^b
Mar-2013	1371 \pm 200 ^b	1786 \pm 160 ^b	2056 \pm 246 ^b	1756 \pm 62 ^b
Apr-2013	460 \pm 49 ^c	570 \pm 38 ^c	551 \pm 118 ^c	971 \pm 147 ^b
May-2013	59 \pm 11 ^a	70 \pm 6 ^a	79 \pm 8 ^a	185 \pm 14 ^a
Jun-2013	45 \pm 2 ^a	64 \pm 4 ^a	71 \pm 2 ^a	104 \pm 10 ^a
Jul-2013	57 \pm 5 ^a	83 \pm 8 ^a	77 \pm 7 ^a	102 \pm 8 ^a
Aug-2013	60 \pm 3 ^a	95 \pm 9 ^a	87 \pm 7 ^a	83 \pm 3 ^a
Sep-2013	76 \pm 9 ^a	80 \pm 13 ^a	82 \pm 10 ^a	98 \pm 9 ^a

PF = primary forest, n = number of sampling plots in each group

Successional pattern of litterfall

Leaf litter contributed major portion of total litterfall. Average annual leaf litterfall ranged from 3700 kg ha⁻¹ to 6300 kg ha⁻¹ with highest value in 20 years secondary forests. We did not find any significant differences between 5 years secondary forests and primary forests in leaf litter fall while the highest branch-fall was observed in primary forests. We found an increasing trend of branch fall with increase in forest age (Figure 1). There were no significant differences among different age groups in reproductive parts fall but primary forest showed higher values compared to all secondary forests (Figure 1). Since leaf contributed major pattern of leaf litterfall. Portion of litterfall, total annual carbon transfer from vegetation to soil follow the similar.

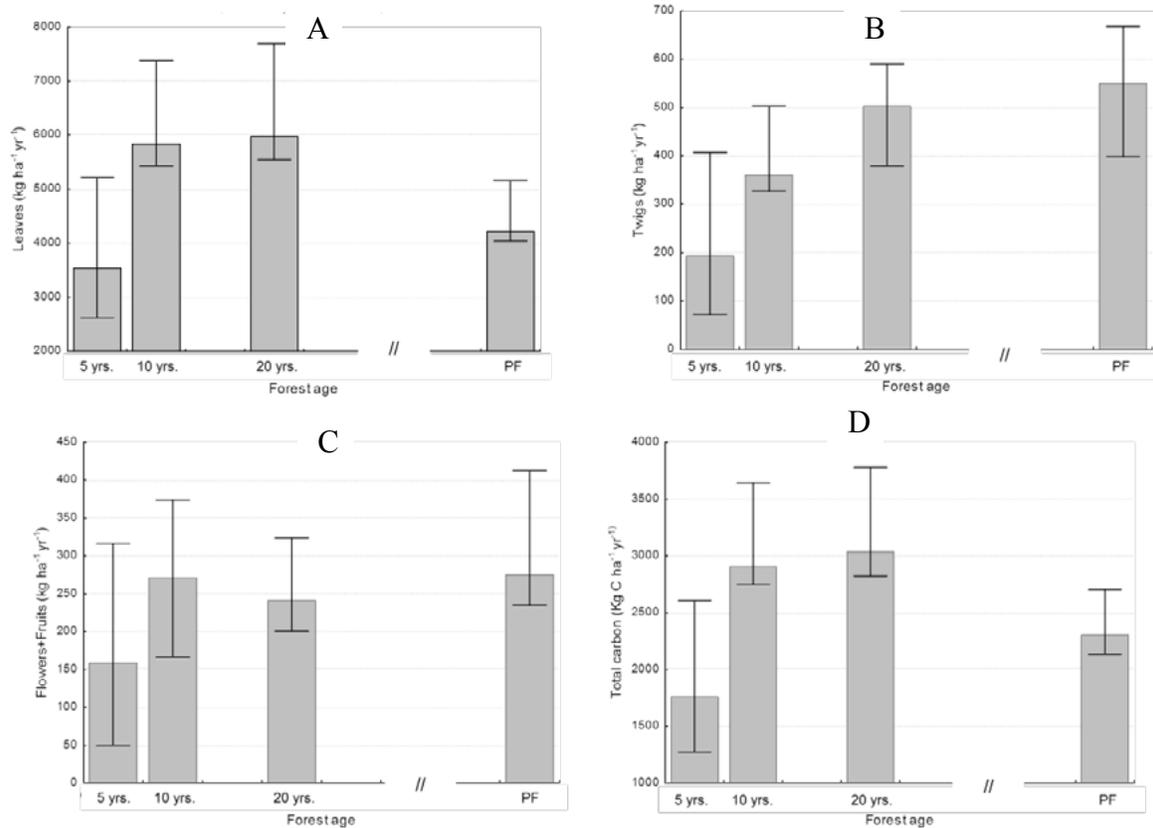


Figure 1. Annual litterfall in four phases of forest growth. A) Leaf litter; B) small branches; C) flowers and fruits; D) total carbon. PF = Primary forest, vertical bars represent 95% confidence interval.

The quantity of annual litter production in our study is found within the reported range in similar forest ecosystems (Lawrence and Foster, 2002; Martinez-Yrizar and Sarukhan, 1990). Some studies report that litterfall increase rapidly with forest reaching to mature forest level within 10 – 15 years and remain relatively constant (Dent *et al.*, 2006; Scheer *et al.*, 2011). However, slightly different from expected, annual litterfall in young secondary forest did not vary with the mature forests indicating that annual litter production may reach to mature forest level from the early stage of forest growth.

Relationship between litterfall and other variables of forest carbon dynamics

Litterfall did not show any significant correlation with forest age. But we found that secondary forest litterfall is greatly affected by pre-abandonment land use intensity (correlation coefficient: - 0.59, $\rho = 0.01$). It showed that forest litter production decrease with increasing intensity of slash and burn cultivation.

We did not find any fair correlation between litterfall and the variables like basal area, aboveground tree biomass and average ambient temperature but there was strong negative correlation with monthly precipitation showing that litterfall was higher in drier months and lower in rainy months (Table 2).

Table 2. Multiple correlation coefficients and the type of relationships between annual litterfall ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and other variables of forest carbon dynamics

Variables	R value	Level and type of association
Forest age (years)	0.14 ($\rho = 0.61$)	Non-significant negative
Land use intensity (index)	0.59 ($\rho = 0.01$)	Moderate negative
Basal area ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	0.20 ($\rho = 0.45$)	Non-significant positive
Aboveground tree biomass (Mg C ha^{-1})	0.05 ($\rho = 0.71$)	Non-significant positive
Monthly rainfall (mm)	0.63 ($\rho = 0.02$)	Strong negative
Av. Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	0.16 ($\rho = 0.14$)	Non-significant, positive

This result is found congruent with Aryal *et al.*, 2014, where land use intensity negatively affected carbon accumulation capacity of secondary forests in SE Mexico. However, it is interesting to note that land use intensity, in this study, did not play any significant role in soil organic carbon accumulation. Variables like pests and diseases, invasive species like bracken ferns (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn) and frequent fires associated with intensive land use should explain the reduction of litterfall (de Jong, 2013). Although experimental plots were established in plots with similar soil, it would be interesting to analyze if this variation in litterfall is linked to soil heterogeneity.

Conclusion and recommendation

Annual litterfall was found higher in secondary forests of 20 years and 10 years of age. Higher pre-abandonment land use intensity reduced litter production in secondary forests of Calakmul. The highest litterfall peaks was observed during dry months of the year. Secondary forests showed the nature of higher deciduousness than primary forests because of the change in original floristic composition. Longer term monitoring is recommended to analyze the possible effect of climate change. Future research should focus on detailed analysis of species composition and phenological pattern of dominant species to evaluate the variation in carbon cycling and forest productivity of those secondary forests grown after swidden cultivation.

Acknowledgements

We are thankful to ejido members from Cristóbal Colon and El Carmen II for providing their land to establish experimental plots; and diverse projects of ECOSUR for financial support in field and laboratory works. We thank the people from laboratorio de fertilidad de suelo y química ambiental, Colegio de Posgraduados, Montecillo, México for their kind cooperation in analysis of litter samples.

Cited literature

- Aryal D. R., B. H. De Jong, S. Ochoa-Gaona, L. Esparza-Olguin, J. Mendoza-Vega. 2014. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 195:220–230.
- Bautista F., G. Palacio-Aponte, P. Quintana, J. A. Zinck. 2011. Spatial distribution and development of soils in tropical karst areas from the Peninsula of Yucatan, Mexico. *Driving Forces for Global Pedodiversity* 135:308–321.
- Bray J. R. and E. Gorham. 1964. Litter Production in Forests of the World. *In Advances in Ecological Research* (J.B. Cragg, Ed.). Academic Press. pp. 101–157.



- Chapin III F. S. and V. T. Eviner. 2005. Biogeochemistry of terrestrial net primary production. *Treatise Geochem* 8:215–247.
- Chazdon R. L., S. G. Letcher, M. van Breugel, M. Martinez-Ramos, F. Bongers, B. Finegan. 2007. Rates of Change in Tree Communities of Secondary Neotropical Forests following Major Disturbances. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 362:273–289.
- De Jong B. H. 2013. Spatial distribution of biomass and links to reported disturbances in tropical lowland forests of southern Mexico. *Carbon Management* 4:601–615.
- Dent D. H., R. Bagchi, D. Robinson, N. Majalap-Lee, D. F. Burslem. 2006. Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rain forest. *Plant and Soil* 288:197–215.
- Galindo-Leal C. and E. Martínez. 2002. La vegetación de Calakmul, Campeche, México: clasificación, descripción y distribución. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*.
- García E. 1973. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM, México D. F.
- Lawrence D. and D. Foster. 2002. Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in southern Mexico: an overview. *INTERCIENCIA-CARACAS*- 27:400–408.
- Martinez-Yrizar A. and J. Sarukhan. 1990. Litterfall patterns in a tropical deciduous forest in Mexico over a five-year period. *Journal of Tropical Ecology* 6:433–444.
- Meentemeyer V., E. O. Box, R. Thompson. 1982. World Patterns and Amounts of Terrestrial Plant Litter Production. *BioScience* 32:125–128.
- Melillo J. M., A. D. McGuire, D. W. Kicklighter, B. Moore, C. J. Vorosmarty, A. L. Schloss. 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363:234–240.
- Rzedowski J. 1981. The vegetation of Mexico. Editorial Limusa.
- Scheer M. B., G. Gatti, C. Wisniewski. 2011. Nutrient fluxes in litterfall of a secondary successional alluvial rain forest in Southern Brazil. *Revista de Biología Tropical* 59:1869–1882.
- Takyu M., S. I. Aiba, K. Kitayama. 2003. Changes in biomass, productivity and decomposition along topographical gradients under different geological conditions in tropical lower montane forests on Mount Kinabalu, Borneo. *Oecologia* 134:397–404.
- Vitousek P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65:285–298.

1.3 Captura de carbono y producción de biomasa de germoplasma de *Jatropha curcas* en Yucatán, México

Teco-Bravo Jalsen I.¹; Navarrete-Yabur Abelardo²; Barahona-Pérez Luis F.¹ y Mijangos-Cortés Javier O.¹

¹Posgrado en Ciencias en Energía Renovable, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Calle 43 No. 130, Col. Chuburná de Hidalgo 97203 Mérida, Yucatán, México. Autor para correspondencia: jivanteco@hotmail.com

²Bioantropo S.A. de C.V. Calle 23 No. 300, Frac. José María Iturralde 97134 Mérida, Yucatán, México.

Resumen

Jatropha curcas L. es una especie con potencial para la producción de aceite con fines energéticos así como para la captura y almacenamiento de CO₂ debido a su carácter perenne. En este trabajo se cuantificó la producción de biomasa (80 °C hasta peso constante) y la captura de CO₂ ($biomasa \times 0.5 \times 3.66$; donde 0.5: factor de carbono y 3.66: relación peso molecular CO₂:C) de 10 procedencias de *J. curcas* crecidas durante nueve meses en el Estado de Yucatán. Además, se construyeron modelos alométricos para la estimación de biomasa de todas las procedencias mediante análisis de regresión a partir del modelo $B = \beta_0 D^{\beta_1}$ (donde B: biomasa y D: diámetro del tallo) y se compararon para verificar si eran iguales. A los modelos resultantes se les midió la significancia ($\alpha = 0.05$), el ajuste (R^2), la estabilidad de los parámetros (IC 95%), el sesgo, la imprecisión, la linealidad, la homocedasticidad y la normalidad. La producción de biomasa de *J. curcas* estuvo en el intervalo de 0.6938–2.6387 t.ha⁻¹, equivalente a la captura de 1.273–4.842 t.CO₂.ha⁻¹. La comparación de los modelos alométricos formó tres grupos de procedencias, uno de seis, otro de tres y uno de una sola procedencia. Los modelos finales fueron estadísticamente significativos, con ajustes superiores a 0.96, insesgados y con bajo error estándar (< 5%); sus parámetros tuvieron alta estabilidad y todos cumplieron con los criterios de linealidad, homocedasticidad y normalidad.

Palabras clave: alometría, análisis de regresión, diámetro del tallo.

Abstract

Jatropha curcas L. is a species with potential for oil production with energy purposes and for CO₂ capture and storage due to its perennial nature. In this work the biomass production (80 °C to constant weight) and CO₂ capture ($biomass \times 0.5 \times 3.66$; where 0.5 is the carbon factor and 3.66 is molecular weight ratio CO₂:C) of 10 *J. curcas* provenances was quantified for nine months in the Yucatán State. In addition, allometric models for biomass estimation from all sources were constructed by regression analysis from model $B = \beta_0 D^{\beta_1}$ (where B: biomass and D: stem diameter) and then compared to see if they were equal. For the resulting models there were measured the significance ($\alpha = 0.05$), fit (R^2), stability of the parameters (CI 95%), bias, imprecision, linearity, homoscedasticity and normality. The biomass production of *J. curcas* was in the range of 0.6938-2.6387 t. ha⁻¹, equivalent to 1273-4842 t.CO₂.ha⁻¹ capture. Comparison of allometric models formed three provenances groups, one of six, other of three and one more from a single source. The final models were statistically significant, with settings higher than 0.96, unbiased and low standard error (< 5%). All parameters had high stability and all met the criteria of linearity, homoscedasticity and normality.

Keywords: allometry, regression analysis, stem diameter.



Introducción

Jatropha curcas L. es una especie con potencial para la mitigación del cambio climático tanto mediante la reducción de emisiones como la disminución de la concentración atmosférica de CO₂, ya que puede ser fuente de biomasa para la producción de biocombustibles debido al contenido de aceite no comestible de sus semillas así como para la captura y almacenamiento de CO₂ ya que su ciclo de vida es de hasta 50 años (Gunaseelan, 2009; Castro *et al.*, 2007). En este sentido, resulta necesario cuantificar la captura carbono por parte de esta especie para hacer el balance de CO₂ que implicaría la producción de energía a partir de su biomasa y así dimensionar su contribución neta en la reducción de la concentración atmosférica de este gas de efecto invernadero (Hellings *et al.*, 2012). El CO₂ se estima a partir de la biomasa ya que 50% de esta es carbono (Kollmann, 1959). El método más preciso para estimar la biomasa es el corte y deshidratación del material vegetal hasta peso constante, sin embargo, es destructivo y costoso económica y ecológicamente (Ketterings *et al.*, 2001). Las ecuaciones alométricas relacionan la biomasa como variable dependiente con variables independientes de fácil medición, como el diámetro del tallo y la altura de la planta, entre otras. Este método es una alternativa muy utilizada para la estimación de biomasa ya que no es destructivo, es barato y rápido (Ghezehei *et al.*, 2009). Se han publicado algunas ecuaciones alométricas para la estimación de biomasa de *J. curcas* en diferentes regiones utilizando el diámetro del tallo como variable independiente. Ghezehei *et al.*, (2009) en Sudáfrica; Achten *et al.*, (2010) en Bélgica; Hellings *et al.*, (2012) en Tanzania y Mankuwa *et al.*, (2013) en Malawi. Sin embargo, las ecuaciones alométricas son específicas tanto para el sitio como para la especie por lo que no son transferibles a la misma especie cuando crece en condiciones ambientales diferentes (Ghezehei *et al.*, 2009). En el presente trabajo se midió la producción de biomasa y la captura de CO₂ de 10 procedencias de *J. curcas* en el Estado de Yucatán y se construyeron ecuaciones alométricas para la estimación posterior de la biomasa a partir del diámetro de la base del tallo como variable independiente.

Materiales y métodos

Plantación experimental

Se estableció una parcela experimental ubicada en Carretera a Temozón Norte s/n, Mérida, Yucatán, México (N 21 3' 22" O 89 36' 43") mediante reproducción vegetativa con clones de 10 procedencias de *J. curcas* (B2F86P87, B2F91P6, B2F91P16, B5F83P1, B3F119P1, B5F59P19, GAGI10, GAGI28, SUCILATEBEC y CAM32) bajo un diseño de bloques al azar, con seis estacas por bloque y cuatro bloques por procedencia. Cada 2.25 meses se muestrearon cuatro plantas por accesión a las que se midió el diámetro de la base del tallo y se cuantificó la biomasa.

Cuantificación de biomasa aérea y captura de CO₂ de las procedencias de J. curcas

La biomasa se obtuvo mediante el peso seco del material vegetal a 80 °C hasta peso constante (Achten *et al.*, 2010). Se comparó la producción de biomasa de las procedencias mediante un ANOVA ($\alpha = 0.05$). La captura de CO₂ se estimó a partir de la ecuación 1:

$$CCO_2 = (B \times 0.5) 3.67 \quad (1)$$

donde *B* es la biomasa (g); 0.5 es el Factor de Carbono y 3.67 es la relación entre el peso de la molécula de CO₂ y la de carbono (Kollmann, 1959).

Construcción de modelos alométricos para la estimación de biomasa de las procedencias de *J. curcas*

Se construyó un modelo para cada procedencia mediante análisis de regresión lineal entre la biomasa aérea (tallos y ramas) como variable dependiente y el diámetro de la base del tallo como variable independiente a partir del modelo alométrico general para la estimación de biomasa en su forma lineal:

$$\text{Log } B = \text{Log } \beta_0 + \beta_1 \log D + \epsilon \quad (2)$$

donde *Log B* es el logaritmo de la Biomasa (g); *Log β_0* es la intersección con la ordenada al origen; β_1 es la pendiente de la recta de regresión y *Log D* es el logaritmo del diámetro de la base del tallo (cm) (Firdaus y Husni, 2011). Mediante la prueba F ($\alpha = 0.05$) se verificó la significancia de las relaciones de regresión entre la variable dependiente e independiente (Ghezehei *et al.*, 2009). Los parámetros β_0 y β_1 de las 10 procedencias de *J. curcas* se calcularon mediante el método de mínimos cuadrados y se compararon mediante la prueba F ($\alpha = 0.05$) para verificar si eran iguales y si un solo modelo de regresión podría aplicarse para todas las procedencias (Acosta-Mireles *et al.*, 2012). Como medida del ajuste de los datos a las ecuaciones de regresión se calculó el coeficiente de determinación r^2 (Mankuwa *et al.*, 2013). Se calcularon el error medio relativo porcentual (EMR%) y el error estándar relativo porcentual (S%) de los modelos como una medida del sesgo y de la imprecisión respectivamente (Chave *et al.*, 2005). Finalmente se verificó el cumplimiento de los supuestos de linealidad, homocedasticidad y normalidad de los modelos mediante el análisis de tres gráficos de residuales (Pompelli *et al.*, 2012).

Resultados y discusión

Producción de biomasa y captura de carbono de las procedencias de *J. curcas*

La producción de biomasa aérea de las procedencias de *J. curcas* estuvo en el intervalo de 406–1544 g.planta⁻¹. La procedencia I produjo la menor cantidad de biomasa con 406 g.planta⁻¹ mientras que la E produjo la mayor con 1544 g.planta⁻¹ (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores promedio de la biomasa aérea (g) producida por las 10 procedencias de *J. curcas* durante nueve meses de plantación

Accesión	Medias
I	406.00 a
F	415.50 a
J	471.50 a
H	667.50 a
G	727.50 a
D	822.50 ab
B	951.00 ab
C	1106.00 ab
A	1119.50 ab
E	1544.00 b

Medias con una letra común no son significativamente diferentes, Tukey ($\alpha = 0.05$). A: B2F86P87; B: B2F91P6; C: B2F91P16; D: B5F83P1; E: B3F119P1; F: B5F59P19; G: GAGI10; H: GAGI28; I: SUCILATEBEC; J: CAM32.

En promedio *J. curcas* produjo 1 kg.planta⁻¹ (1.709 t.ha⁻¹) de biomasa aérea en nueve meses. Extrapolando a un año, produciría 1.5 kg.planta⁻¹ equivalente a 2.56 t.ha⁻¹.año⁻¹ con una densidad de siembra de 1709 plantas.ha⁻¹. La captura promedio de carbono fue de 0.5 kg.C.planta⁻¹ (0.85 t.ha⁻¹) y 1.84 kg.CO₂.planta⁻¹ (3.14 t.ha⁻¹) en nueve meses, extrapolado a un año, el potencial de captura de C y CO₂ de *J. curcas* es de 0.75 y 2.75 kg.planta⁻¹.año⁻¹ lo que equivale a 1.28 t. C. ha⁻¹.año⁻¹ y 4.7 t. CO₂.ha⁻¹.año⁻¹ (Cuadro 2).

Cuadro 2. Producción de biomasa y captura de carbono y CO₂ de *J. curcas* con una densidad de siembra de 1709 plantas.ha⁻¹

	9 meses		Extrapolado a 1 año	
	kg.planta ⁻¹	t.ha ⁻¹	kg.planta ⁻¹	t.ha ⁻¹
Biomasa	1.00	1.71	1.50	2.56
Carbono	0.50	0.85	0.75	1.28
CO ₂	1.84	3.13	2.75	4.7

Firdaus *et al.*, (2010), Firdaus y Husni (2011) y Wani *et al.*, (2012) reportaron 16.64%, 8.5% y 30% mayor producción de biomasa y captura de CO₂ de *J. curcas* en dos localidades de Malasia e India respectivamente. Esta discrepancia es adjudicable a las diferencias de las condiciones ambientales de los sitios de estudio, pues el efecto del ambiente y la interacción de las variables ambientales sobre la producción de biomasa de *J. curcas* fue documentado por Albuquerque *et al.*, (2013).

Construcción de modelos alométricos para la estimación de biomasa de las procedencias de *J. curcas*

Los gráficos de dispersión de la biomasa aérea (g) contra el diámetro de la base del tallo (cm) de las 10 procedencias de *J. curcas* mostraron una relación de tipo potencial entre ambas variables (Figura 1A). Mientras que la transformación con logaritmos de ambas variables linealizó esa relación (Figura 1B).

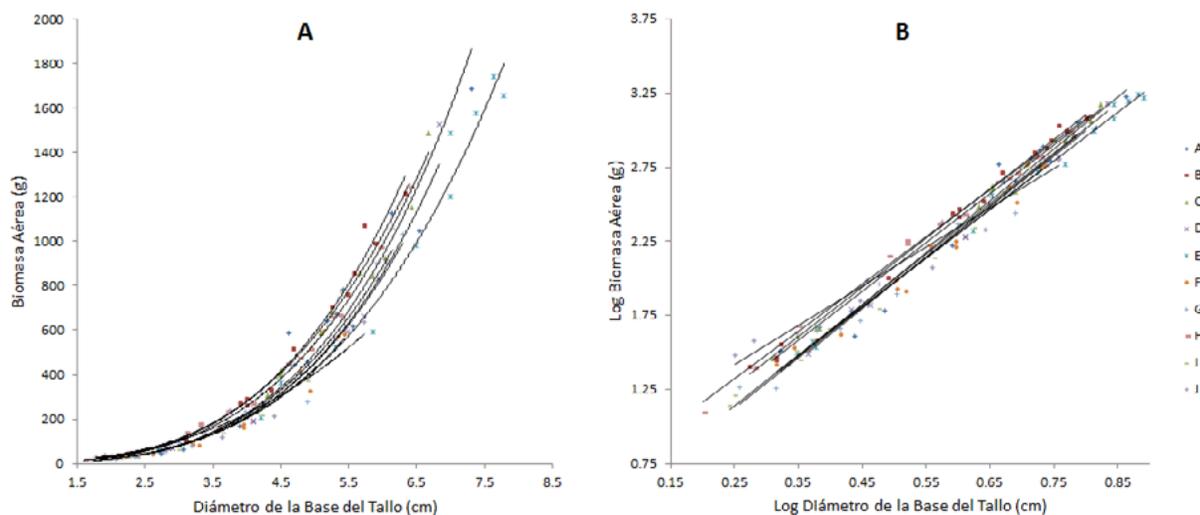


Figura 1. Relación entre A) Biomasa Aérea (g) y Diámetro de la Base del Tallo (cm); B) Log Biomasa Aérea (g) y Log Diámetro de la Base del Tallo (cm); de las 10 procedencias de *J. curcas*. A: B2F86P87; B: B2F91P6; C: B2F91P16; D: B5F83P1; E: B3F119P1; F: B5F59P19; G: GAGI10; H: GAGI28; I: SUCILATEBEC; J: CAM32.

Parámetros de las ecuaciones de regresión de las 10 procedencias de *J. curcas*

Los parámetros β_1 de las 10 ecuaciones de regresión estuvieron en el intervalo de 2.65 a 3.49. Todas las relaciones de regresión fueron estadísticamente significativas ($P < 0.05$) y el coeficiente de determinación R^2 fue mayor a 0.96 para todos los casos (Cuadro 3).

Cuadro 3. Parámetros calculados del análisis de regresión entre la Biomasa Aérea (g) y el Diámetro de la Base del Tallo (cm) mediante el modelo $\text{Log } B = \beta_1 \text{ Log } D + \text{Log } \beta_0$ para las 10 procedencias de *J. curcas*, significancia ($\alpha = 0.05$) y ajuste

Accesión	n	Parámetros		P	R^2	β_0	Ecuación corregida
		Log β_0	β_1				
A	16	0.2538	3.4926	< 0.001	0.967	1.7939	$B = 1.7939D^{3.4926}$
B	16	0.4389	3.3360	< 0.001	0.996	2.7472	$B = 2.7472D^{3.336}$
C	14	0.4302	3.2951	< 0.001	0.997	2.6929	$B = 2.6929D^{3.2951}$
D	15	0.2319	3.4722	< 0.001	0.993	1.7056	$B = 1.7056D^{3.4722}$
E	14	0.3364	3.2748	< 0.001	0.996	2.1699	$B = 2.1699D^{3.2748}$
F	16	0.3251	3.2993	< 0.001	0.977	2.1140	$B = 2.114D^{3.2993}$
G	13	0.2701	3.4131	< 0.001	0.979	1.8623	$B = 1.8623D^{3.4131}$
H	15	0.521	3.2020	< 0.001	0.995	3.3186	$B = 3.3186D^{3.202}$
I	16	0.2802	3.4293	< 0.001	0.988	1.9063	$B = 1.9063D^{3.4293}$
J	14	0.7557	2.6513	< 0.001	0.960	5.6972	$B = 5.6972D^{2.6513}$
MR	149	0.3868	3.2905	< 0.001	0.976	2.4365	$B = 2.4365D^{3.2905}$

A: B2F86P87; B: B2F91P6; C: B2F91P16; D: B5F83P1; E: B3F119P1; F: B5F59P19; G: GAGI10; H: GAGI28; I: SUCILATEBEC; J: CAM32.

La comparación de los parámetros de regresión entre los 10 modelos dio como resultado un valor de F_0 mayor F_T (Cuadro 4). Por lo tanto, se rechazó la hipótesis nula de igualdad de parámetros ($P < 0.05$) por lo que no es posible ajustar todas las procedencias a un solo modelo de regresión como si fueran una sola.

Cuadro 4. Resultado de la prueba de homogeneidad de parámetros entre las procedencias. H_0 : β_0 y β_1 son los mismos para todas las procedencias ($\alpha = 0.05$)

	SCE	gl	F_0	F_T
MR	1.20824691	147	7.278	> 1.691
MC	0.59945844	129		

F_0 = Valor calculado de F; F_T = Valor de F en la Tabla de distribución F con glMR - glMC en el numerador y glMC en el denominador.

Agrupamiento de procedencias con similares parámetros de regresión

Mediante el gráfico de tendencias entre la biomasa aérea y el diámetro de la base del tallo en su forma lineal se pudo observar la formación de tres grupos de procedencias con pendientes e

intersecciones muy similares, uno conformado por A, D, E, F, G e I, otro por B, C y H y uno más únicamente por la procedencia J (Figura 2).

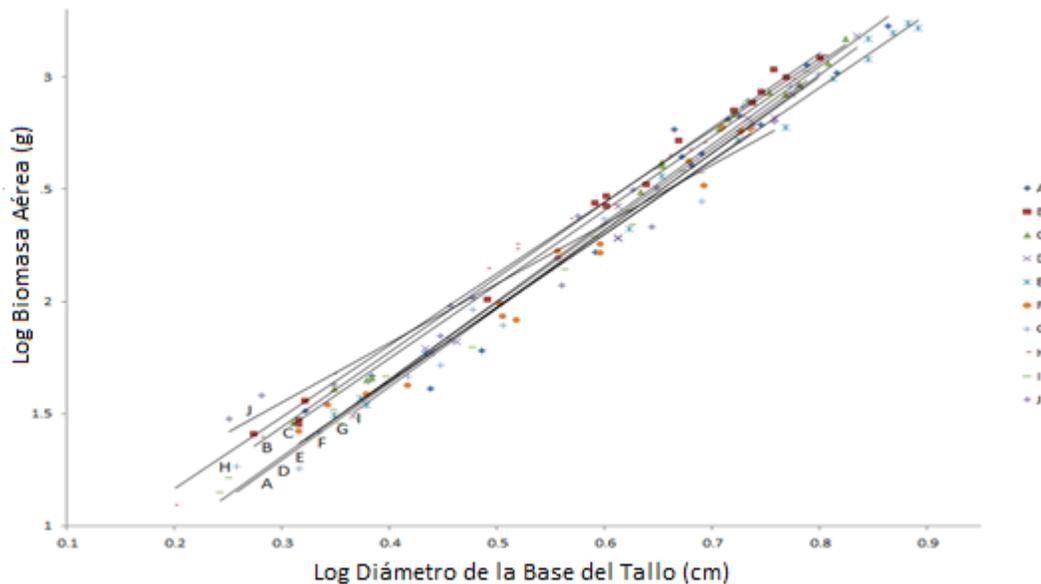


Figura 2. Relación entre el Logaritmo de la Biomasa Aérea (g) y el del Diámetro de la Base del Tallo (cm) de las 10 procedencias de *J. curcas*. A: B2F86P87; B: B2F91P6; C: B2F91P16; D: B5F83P1; E: B3F119P1; F: B5F59P19; G: GAGI10; H: GAGI28; I: SUCILATEBEC; J: CAM32.

Por lo tanto, los grupos de procedencias se ajustaron a un mismo modelo como si fueran una sola, mientras que la procedencia J debe ajustarse al modelo específico con los parámetros calculados para ella. Se calcularon los parámetros de regresión de los grupos de procedencias ADEFGI y BCH (Cuadro 5).

Cuadro 5. Parámetros calculados del análisis de regresión entre la Biomasa Aérea (cm) y el Diámetro de la Base del Tallo (cm) mediante el modelo $\text{Log } B = \beta_1 \text{ Log } D + \text{Log } \beta_0$ para los grupos de procedencias (ADEFGI), (BCH) y la procedencia J de *J. curcas*, su significancia ($\alpha = 0.05$) y ajuste

Modelo	n	Parámetros		P	R ²	β_0	Ecuación corregida
		Log β_0	β_1				
ADEFEGI	90	0.288	3.3893	< 0.001	0.9843	1.9407	$B = 1.9407D^{3.3893}$
BCH	45	0.4697	3.2691	< 0.001	0.9951	2.949	$B = 2.949D^{3.2691}$
J	12	0.7557	2.6513	< 0.001	0.9602	5.6972	$B = 5.6972D^{2.6513}$

Se compararon los parámetros de los modelos grupales para verificar si eran diferentes entre sí. La prueba arrojó que los valores de F_0 fueron mayores a los de F_T en los tres casos por lo cual los tres modelos son diferentes entre sí. Mientras que la prueba de homogeneidad de parámetros dentro de los grupos arrojó valores de F_0 menores al de F_T (Cuadro 6). Es decir, los parámetros de regresión de las procedencias (A, D, E, F, G e I) y (B, C, H) son iguales entre sí por lo que pueden ajustarse a un mismo modelo de regresión como si fueran una sola.

Cuadro 6. Resultado de la prueba de homogeneidad de parámetros entre los modelos (ADEFGEI), (BCH) y J así como dentro de los dos primeros grupos. H_0 : β_0 y β_1 son los mismos entre y dentro de los modelos ADEFGEI, BCH y J; $\alpha = 0.05$

Grupo	F_0		F_T
ADEFGEI vs BCH vs J	29.01	>	2.46
J vs ADEFGEI	18.79	>	3.09
J vs BCH	20.04	>	3.18
Dentro de ADEFGEI	0.90	<	1.95
Dentro de BCH	2.6	<	2.7

F_0 = Valor calculado de F; F_T = Valor de F en la Tabla de distribución F con glMR - glMC en el numerador y glMC en el denominador.

Por lo tanto, son tres los modelos de regresión necesarios para estimar la biomasa aérea de las 10 procedencias de *J. curcas*; el modelo (ADEFGEI) para seis procedencias, el modelo (BCH) para tres y el modelo J para esta sola procedencia (Cuadro 7).

Cuadro 7. Modelos de regresión para la estimación de biomasa aérea (g) a partir del diámetro de la base del tallo (cm) de 10 procedencias de *J. curcas*

Modelo	Lineal	Potencial
ADEFGEI	$\text{Log B} = 3.3893 (\text{Log D}) + 0.288$	$B = 1.9407D^{3.3893}$
BCH	$\text{Log B} = 3.2691 (\text{Log D}) + 0.4697$	$B = 2.949D^{3.2691}$
J	$\text{Log B} = 2.6513 (\text{Log D}) + 0.7557$	$B = 5.6972D^{2.6513}$

Significancia y ajuste de los modelos finales de regresión

Las relaciones de regresión fueron significativas ($P < 0.05$) para todas las procedencias tanto individuales (Cuadro 3) como agrupadas (Cuadro 5). Esto significa que la relación entre la biomasa aérea como variable dependiente y el diámetro de la base del tallo como variable independiente es significativa en *J. curcas*. Lo anterior se reafirma considerando los valores del coeficiente de determinación r^2 de 0.96, 0.98 y 0.99 para los modelos (ADEFGEI), (BCH) y (J), respectivamente (Cuadro 5), lo que significa que para las correspondientes accesiones de *J. curcas* el 96, 98 y 99% de la variabilidad de la biomasa aérea está explicada por la variabilidad del diámetro de la base del tallo (Mankuwa *et al.*, 2013).

El diámetro del tallo es la variable independiente más utilizada como predictor en el análisis de regresión para la estimación de biomasa, debido a que el crecimiento de las partes aéreas (tallos y ramas) de los árboles está biomecánicamente soportado por el tallo, el cual debe crecer proporcionalmente (Kin, 1986; Ter-Mikaelian y Korzukhin, 1997).

El parámetro β_1 indica cuantos gramos incrementa la biomasa aérea cuando el diámetro de la base del tallo incrementa un centímetro (Anderson *et al.*, 2008). La diferencia en los valores del parámetro β_1 entre las procedencias evaluadas de *J. curcas* indica que son diferentes genotípicamente ya que la plantación se estableció por propagación vegetativa mediante clonas de cada procedencia, es decir, hubo homogeneidad del material genético y todas estuvieron sometidas a las mismas condiciones ambientales.

Desempeño predictivo de los modelos finales de regresión

Los modelos (ADEFGI) y (BCH) tuvieron error medio relativo de -0.07% mientras el del modelo (J) fue de -0.08% (Cuadro 8). Sin embargo, ninguno de ellos estuvo sesgado, ya que el intervalo de confianza (95%) de los tres promedios incluyen el cero, por lo tanto, ninguno sobreestima ni subestima la biomasa (Mankuwa *et al.*, 2013). Las estimaciones insesgadas de la biomasa son un indicativo de robustez de los modelos alométricos ya que del sesgo depende la calidad de las estimaciones a nivel de campo, cuando se realizan varias mediciones en un rango amplio de valores de la variable independiente (Kuyah *et al.*, 2012).

Mientras que para el error estándar relativo de estimación, el modelo J fue el que tuvo el valor mayor con 4.26%, seguido de (ADEFGI) con 3.67% y (BCH) con 2.04% (Cuadro 8). El error estándar de estimación provee una medida de la imprecisión de los modelos.

Cuadro 8. Desempeño predictivo de los tres modelos finales para la estimación de biomasa de 10 procedencias de *J. curcas*

Modelo	Sesgo (%)*	IC 95%	Imprecisión (%) **	IC 95%
ADEFGI $B = 1.9407D^{3.3893}$	-0.07	-1.64 a 1.51	3.67	3.20 a 4.31
BCH $B = 2.949D^{3.2691}$	-0.07	-1.32 a 1.19	2.04	1.68 a 2.58
J $B = 5.6972D^{2.6513}$	-0.08	-5.23 a 5.08	4.26	3.06 a 7.04

*Error medio relativo; **Error estándar relativo.

Análisis residual de los modelos finales de regresión: confirmación de los supuestos de la regresión lineal

Los tres modelos alométricos cumplieron con los criterios de la regresión lineal (Pompelli *et al.*, 2012; Anderson *et al.*, 2008). El criterio de linealidad se cumplió ya que en el gráfico de los residuos en el eje vertical contra el diámetro de la base del tallo en el eje horizontal tuvo el aspecto de una banda horizontal de puntos (Figura 3A).

De igual manera, todos cumplieron con el criterio de homocedasticidad ya que los residuos graficados en el eje vertical contra la biomasa predicha en el horizontal formaron una banda horizontal de puntos (Figura 3B). Finalmente, todos cumplieron con el criterio de normalidad ya que al menos el 95% de los residuos estandarizados estuvieron entre los valores de -2 y +2 (Figura 3C).

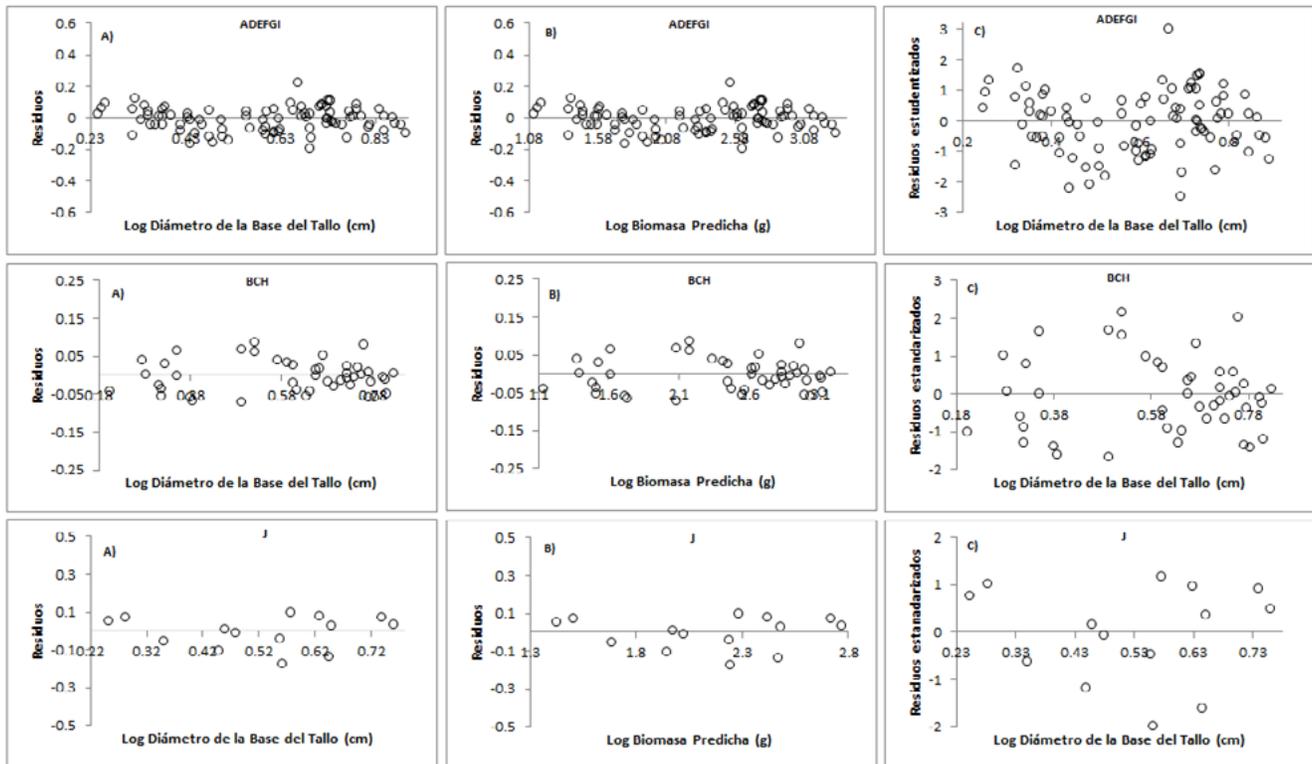


Figura 3. Prueba de A) Linealidad; B) Homocedasticidad y C) Normalidad, de los modelos (ADEFGI), (BCH) y (J) para la estimación de biomasa aérea de 10 procedencias de *J. curcas*.

Conclusiones

Las 10 procedencias de *J. curcas* evaluadas en el presente trabajo, producen biomasa y capturan CO₂ en el rango de lo reportado para esta especie y esta producción de biomasa puede ser estimada con el modelo alométrico general para la estimación de biomasa.

El diámetro de la base del tallo es una variable independiente que puede ser utilizada de manera confiable como predictiva de la biomasa aérea de *J. curcas* ya que la relación entre ambas variables es significativa y explica más del 96% de la variabilidad de la biomasa.

Para la estimación de biomasa de las 10 procedencias de *J. curcas* se requieren tres modelos alométricos ya que las procedencias que conforman los grupos (ADEFGI) y (BCH) tienen la misma relación entre el diámetro de la base del tallo y la biomasa aérea y pueden considerarse iguales para efectos de alometría entre ambas variables mientras la procedencia J requiere de su propio modelo. Los tres modelos alométricos construidos son robustos ya que todos son insesgados, es decir, no subestiman ni sobreestiman la biomasa.



Bibliografía

- Achten W. M. J., W. H. Maes, B. Reubens, E. Mathijs, V. P. Singh, L. Verchot, B. Muys. 2010. Biomass production and allocation in *Jatropha curcas* L seedlings under different levels of drought stress. *Biomass and bioenergy* 34:667–676.
- Acosta-Mireles M., J. Vargas-Hernández, A. Velázquez-Martínez, J. D. Etchevers-Barra. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36:725–736.
- Albuquerque W. G., L. S. Severino, N. E. M. Beltrao, C. A. V. Azevedo, J. L. Da Silva. 2013. Growth and Biomass Allocation of *Jatropha curcas* Plants as Influenced by Nitrogen Under Different Soil Moisture Regimes. *Research on Crops* 14: 928-934.
- Anderson D. R., D. J. Sweeney, T. A. Williams. 2008. *Statistics for Business and Economics*. Cengage learning S. A. de C.V. 10th ed. USA. pp. 543-599.
- Castro P., J. Coello, L. Castillo. 2007. Opciones para la producción y uso del biodiésel en el Perú. *Soluciones Prácticas – ITDG*. Perú. pp. 36-60.
- Chave C., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87–99.
- Firdaus M. S., A. Husni, M. Hanif, A. S. Safiee, M. R. Ismail. 2010. Carbon sequestration potential in soil and biomass of *Jatropha curcas*. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1–6 August, Brisbane, Australia.
- Firdaus M. S., M. H. A. Husni. 2011. Planting *Jatropha curcas* on Constrained Land: Emission and Effects from Land Use Change. *The ScientificWorld Journal* 2012: 1-8.
- Ghezehei S. B., J. G. Annandale, C. S. Everson. 2009. Shoot allometry of *Jatropha curcas*. *Southern Forests* 71: 279-286.
- Gunaseelan V. N. 2009. Biomass estimates, characteristics, biochemical methane potential, kinetics and energy flow from *Jatropha curcas* on dry lands. *Biomass and Bioenergy* 33:589-596.
- Hellings B. F., H. A. Romijn, W. J. Franken. 2012. Carbon storage in *Jatropha curcas* trees in Northern Tanzania. *FACT*.
- Ketterings Q. M., R. Coe, M. Van Noordwijk, Y. Ambagau, C. A. Palm. 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management* 146:199-209.
- Kin D. A. 1986. Tree form, height growth, and susceptibility to wind damage in *Acer saccharum*. *Ecology* 67: 980-990.
- Kollmann F. 1959. *Tecnología de la madera y sus aplicaciones*. Tomo I. Instituto Forestal de Investigación y Experimentación y el Servicio de la Madera. Madrid, España. 672 pp.
- Kuyah S., J. Dietz, C. Muthuria, R. Jamnadass, P. Mwangi, R. Coe, H. Neufeldt. 2012. Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes: I. Aboveground biomass. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 158:216–224.
- Mankuwa S. D., A. Chittock, D. L. Skole, G. Y. Kanyama-Phiri, I. H. Woodhouse. 2013. Allometry for Biomass Estimation in *Jatropha* Trees Planted as Boundary Hedge in Farmers' Fields. *Forests* 4:218-233.
- Pompelli M. F., W. C. Antunes, D. T. R. G. Ferreira, P. G. S. Cavalcante, H. C. L. Wanderley-Filho, L. Endres. 2012. Allometric models for non-destructive leaf area estimation of *Jatropha curcas*. *Biomass and Bioenergy* 36:77-85.
- Ter-Mikaelian M. T., M. D. Korzukhin. 1997. Biomass equations for sixty-five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97:1-24.
- Wani T. A., S. Kitchlu, G. Ram. 2012. Genetic variability studies for morphological and qualitative attributes among *Jatropha curcas* L. accessions grown under subtropical conditions of North India. *South African Journal of Botany* 79:102–105.

1.4 Contenido de carbono en sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México

Masuhara Aiko¹; Valdés-Velarde Eduardo²; Pérez-Nieto Joel²; Martínez-Pérez Dámaso³; Vázquez-Rodríguez José C.²; Salcedo-Pérez Eduardo⁴; Krishnamurthy Lakshmi⁵ y Gutiérrez-del Pozo Diego⁶

¹Sección de Cambio Climático, Museo de Ciencias de Tokio, Japón.

²Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera Federal México-Texcoco, Col. Chapingo, Texcoco, Estado de México 56230. Autor para correspondencia: evaldesv@yahoo.com.mx

³Centro Regional Universitario Oriente (CRUO), Universidad Autónoma Chapingo, Huatusco, Veracruz, México.

⁴Departamento de Madera, Celulosa y Papel, CUCBA, Universidad de Guadalajara Campus Zapopan, Jalisco, México.

⁵Centro de Investigación Desarrollo y Educación en Agricultura Multifuncional (IDEA Multifuncional), Edificio de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera Federal México-Texcoco, Col. Chapingo, Texcoco, Estado de México 56230, México.

⁶Universidad Estatal Amazónica, Puyo (Pastaza), Ecuador.

Resumen

El potencial de la captura de carbono (C) en el sector agrícola y forestal es significativo. Los sistemas agroforestales (SAF's) tienen una ventaja estratégica importante para la captación de C debido al contenido potencial de este elemento en las múltiples especies de plantas que conviven simultáneamente. El objetivo general de este estudio fue determinar el C almacenado en los estratos aéreos y en el suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en Huatusco, Veracruz. El estudio se realizó en el campo experimental del Centro Regional Universitario Oriente (CRUO) de la Universidad Autónoma Chapingo en 2011. Los resultados indican que el sistema con mayor contenido de C total fue el bosque mesófilo de montaña (BMM) (481 Mg ha^{-1}) y los de menor fueron: el Sistema Policultivo Tradicional de Café con árboles de uso múltiple (PTR) (188 Mg ha^{-1}) y el Sistema Especializado o Monocultivo de Café con árboles de *Inga* como sombra (ESP) (133 Mg ha^{-1}). Los valores del C en la biomasa aérea (arbóreo, arbustivo, troncos, herbáceo y mantillo) fueron 14 Mg ha^{-1} , 28 Mg ha^{-1} y 305 Mg ha^{-1} en ESP, PTR y BMM, respectivamente. Los contenidos de C orgánico en el suelo (COS) a una profundidad de 0 a 60 cm fueron de 117 Mg ha^{-1} , 154 Mg ha^{-1} y 128 Mg ha^{-1} en ESP, PTR y BMM, respectivamente. El mayor porcentaje de COS con respecto al total de cada sistema se registró en los SAF's, con 88% en ESP y 82% en el PTR, mientras que en el BMM fue de 27%.

Palabras clave: árboles de uso múltiple, carbono orgánico del suelo, policultivo tradicional, sistema especializado, bosque mesófilo de montaña.

Introducción

El cambio climático inducido en parte por diversas actividades humanas desarrolladas principalmente en países industrializados, es un problema mundial que afecta negativamente los procesos ecológicos, económicos y sociales que rigen el planeta (IPCC, 2001). En la actualidad, el cambio climático global se atribuye generalmente a la concentración en la atmósfera de los llamados "gases de efecto invernadero (GEI)" por arriba de los niveles históricos. Se estima que el incremento del bióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) y ozono (O_3) en la atmósfera produce un aumento en la temperatura global y afecta fuertemente los patrones de precipitación actuales. En los últimos 150 años, el nivel de concentraciones ha tenido un aumento significativo de CO_2 pasando de 280 ppm en la época pre-industrial a 379 ppm en 2005 (IPCC, 2007). Las emisiones de CO_2 por la actividad agrícola y forestal se calculan en sólo 5% del total planetario, sin embargo, el



potencial de almacenamiento de C en el sector agrícola y forestal es significativo (Benites *et al.*, 1999). Lal, (2006), menciona que el C orgánico del suelo (COS) almacenado en los primeros 100 cm es aproximadamente de 1500 a 1600 Pg (1 Peta gramo= 1×10^{15} g) y de 470 a 655 Pg de C en el estrato vegetal. El C se almacena sobre la tierra en las plantas, cultivos y árboles, y bajo ella, en el suelo y las raíces. La fijación de C implica que el CO₂ es capturado de la atmósfera a través de la fotosíntesis por las plantas para almacenarlo como la materia orgánica (MO) en sus troncos, ramas, hojas y frutos, y a cambio devuelven oxígeno (O₂) a la atmósfera. La descomposición de la MO aumenta la porción de C almacenado en el suelo (Seeberg- Elverfeldt, 2010).

Para reducir las emisiones de CO₂ a la atmósfera se necesita una transformación tanto de nuestras fuentes y usos de la energía como de la forma en que se practica la agricultura, el uso de la tierra y los bosques (Banco Mundial, 2010). Los sistemas agroforestales son técnica, social y económicamente viables (De Jong *et al.*, 1997) y su potencial para el almacenamiento del C varía dependiendo del tipo de sistema, la composición de especies, su arreglo topológico, la edad, la ubicación geográfica y los factores ambientales (Jose, 2009).

El cultivo de café en México se encuentra en 12 estados, 56 regiones, 382 municipios y 4326 comunidades, donde se localizan más de 30 grupos indígenas (Martínez-Pérez *et al.*, 2006b). Veracruz ocupa el tercer lugar en superficie cultivada a nivel nacional con un poco más de 150.000 hectáreas y el segundo lugar considerando su volumen de producción. Las regiones cafetaleras en México son ricas y diversas en flora y fauna, tres de los estados más importantes en producción de café son los que registran los más altos índices de biodiversidad (Moguel y Toledo, 1999).

Por otro lado, el café (*Coffea arabica*. L.) es uno de los cultivos de mayor importancia económica, social, cultural y ambiental en México (Rosas *et al.*, 2008) y una actividad de gran relevancia para la población indígena y campesina que habita en las áreas montañosas (Anta, 2006). El sistema especializado es una modalidad de monocultivo y casi única con sombreado de leguminosas del género *Inga* (Altamirano, 1998). En cambio, la composición de la sombra del policultivo tradicional presenta una alta variedad de especies vegetales, que incluye elementos tanto de la vegetación natural como de especies cultivadas, tanto nativas como introducidas, con propósitos bien definidos (Rodríguez, 1994).

Los cafetales con sombra sostienen la productividad a través del tiempo, utilizan menos insumos, lo que las hace más confiables cuando bajan los bajos precios del café en algunos años de crisis. Conservan la naturaleza como es la fertilidad y erosión del suelo, contaminación del agua y conservación de la biodiversidad; además, aumenta el tamaño de grano, mejora el vigor y crecimiento de los cafetos, modifica la incidencia de plagas y enfermedades, incide en el control de malezas, y se obtienen productos adicionales (Muschler, 2006). Otros estudios han confirmado que los cafetales sombreados ayudan a obtener mayor densidad de grano y mejora la calidad en taza. La sombra además amortigua los contrastes fuertes de temperatura haciéndolas más adecuadas para el desarrollo del fruto, grano y resaltando las cualidades en taza (Martínez-Pérez, *et al.*, 2006a).

En la región de Huatusco, Veracruz, México, las alternativas para el manejo sostenible del cultivo de café son los sistemas agroforestales clasificados por Escamilla *et al.* (1994): sistema comercial, sistema de policultivo tradicional, sistema especializado, los cuales son los sistemas más comunes en la región en sus dos modalidades, convencional y orgánico, ya que representan el tipo de cultivo con más aceptación social por parte de la mayoría de los productores, y es más susceptible de mantener una producción sostenida de café orgánico. Como extremos de los sistemas de cultivo en la región de Huatusco, en general se encuentran, en cuanto al manejo convencional, el sistema ganadero (potrero) y el sistema a pleno sol (aunque este se encuentra prácticamente inexistente en la región; en contraste, por el lado del manejo tradicional, se encuentra el sistema rusticano, el cuál es también muy poco representativo.

El objetivo principal de la presente investigación fue estimar el C almacenado por la biomasa aérea (arbórea, arbustiva, troncos caídos, herbácea y de mantillo) mediante ecuaciones alométricas, y la determinación del contenido de C orgánico del suelo (COS) a cuatro profundidades (0-10, 10-20, 20-30, y 30-60 cm) en dos sistemas agroforestales de café: el Sistema Especializado (ESP) y el Policultivo Tradicional (PTR), para compararlo con el Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) en Huatusco, Veracruz.

Materiales y métodos

Características del área de estudio

El estudio se realizó en el campo experimental del Centro Regional Universitario Oriente (CRUO) de la Universidad Autónoma Chapingo en Huatusco, Veracruz, el cual se ubica a los 19° 09' de latitud Norte y los 96° 57' de longitud Oeste, a una altitud de 1334 m, con una precipitación promedio anual de 1700.17 mm. El clima que prevalece en el centro regional está representado por la fórmula climática (A)C(m)w^v(i³)g; esto es: una transición entre los cálidos A y los templados C (Cisneros *et al.*, 1993) con una temperatura media anual de 17.2 °C. Los suelos, en general, son de origen volcánico (Pérez, 2004). El pH varía entre 5.2 y 6.0 (Montiel y Robledo, 1998). Los grandes pendientes varían de 3 a 60% (Licona, 1986.; Montiel y Robledo, 1998).

Descripción de los tratamientos

Sistema especializado (ESP). Es una modalidad en la que sólo se produce café (*Coffea arabica* L.) bajo sombra no diversa que se caracteriza por utilizar principalmente árboles del género *Inga*. Antes del sistema especializado había bosque mesófilo de montaña (hace 11 años). Este se localiza entre los 19°10'26" N y 96°57' 58" O a 1357 m de altitud, y su superficie fue de 0.5 hectárea (ha). La pendiente del terreno fue de 51%

Sistema policultivo tradicional (PTR). Consiste en una plantación de café bajo sombra en cuya composición existe una gran diversidad de árboles nativos o de vegetación natural así como de *Persea schiedeana* (chinene), *Inga* spp. (Inga), y *Grevillea robusta* (grevillea). Antes del sistema de policultivo tradicional había un sistema de potrero con pastoreo de ganado bovino (hace 30 años). Este se localiza a 19°10'26" N y 96°58'04" O a 1320 m de altitud, y su superficie fue de 0.3 ha. La pendiente del terreno fue de 9%.

Bosque mesófilo de montaña (BMM). La vegetación de BMM es dominada por las especies de *Liquidambar straciflua* L. (ocozote), *Meliosma alba* (quiavis), *Persea* spp. (aguacatillo), *Solanum muricatum* (hierba mora), *Chamaedorea tepejilote* (tepejilote), numerosas orquídeas y helechos. Este se localiza a 19°10' 45" N y 96°58' 03" O a 1284 m de altitud, y su superficie fue de 1.1 ha. La pendiente del terreno fue de 47% (Escamilla *et al.*, 1994).

Muestreo de suelo y medición de biomasa

El diseño de las unidades de muestreo (UM) fue de tipo sistemático. Para fines estadísticos se colocaron tres UM en sentido Norte – Sur (UM 2, 3 y 4) y una en sentido Este – Oeste (UM 1) en cada sistema del estudio (Figura 1). Las UM fueron marcos rectangulares de 25 x 4 m (100 m²). Para obtener el valor promedio de las UM se tomaron en cuenta los valores de los puntos N y S de cada una de las unidades (UM 2, 3 y 4) y de los puntos E y O de la UM 1, y así se obtuvieron muestras representativas de cada una de las UM que se utilizaron para calcular las características de la

biomasa vegetal (arbustivo, herbácea y matillo) y del suelo (0-10, 10-20, 20-30, y 30-60 cm). Para la medición del C edáfico en los sistemas estudiados se colectaron muestras de dos pozos por UM. (Figura 2). Para determinar la densidad aparente (ρ_b) del suelo se utilizó un tubo muestreador de PVC de 10 cm de largo y 5.5 cm de diámetro. El tubo se golpeó verticalmente con una tabla de madera y un martillo o maceta hasta penetrar totalmente en cada profundidad (Etchevers *et al.*, 2005.; Rüginitz *et al.*, 2008).

Para determinar la biomasa vegetal total se utilizó la siguiente ecuación:

$$BVT = (BA + Ba + BTC + BH + BM + BR) \quad (1)$$

donde: BVT = biomasa vegetal total ($Mg\ ha^{-1}$), BA = biomasa arbórea ($Mg\ ha^{-1}$), Ba = biomasa arbustiva (incluye cafetos) ($Mg\ ha^{-1}$), BTC = biomasa de troncos caídos ($Mg\ ha^{-1}$), BH = biomasa herbácea ($Mg\ ha^{-1}$), BM = biomasa de mantillo ($Mg\ ha^{-1}$), BR = biomasa de raíces ($Mg\ ha^{-1}$) (Masuhara, 2012).

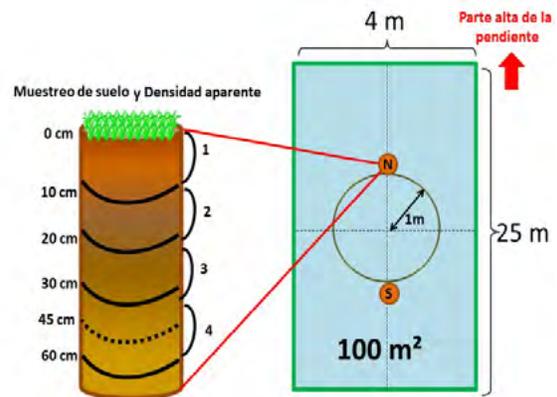
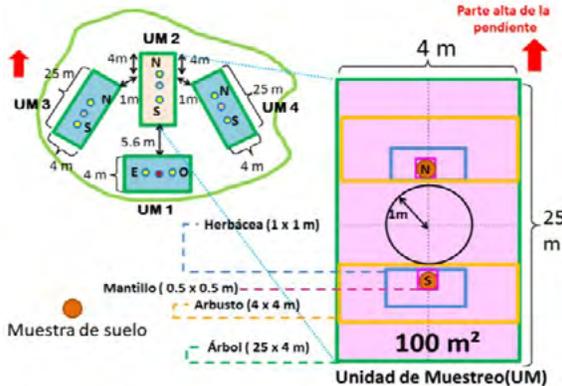


Figura 1. Diseño de la unidad de muestreo (UM).

Figura 2. Muestreo del suelo (Masuhara, 2012).

Carbono en la biomasa vegetal total. Para estimar la cantidad de C en la biomasa vegetal total se utilizó la siguiente ecuación:

$$CBV = BVT \quad 0.5 \quad (2)$$

donde: CBV = carbono en la biomasa vegetal total ($Mg\ ha^{-1}$), BVT = biomasa vegetal total ($Mg\ ha^{-1}$), 0.5 = constante.

Cálculo del carbono total. Para determinar el carbono total (CT) almacenado en las diferentes UM se utilizó la siguiente fórmula:

$$CT = CBV + COS \quad (3)$$

donde: CT = carbono total de la UM ($Mg\ ha^{-1}$), CBV = carbono en la biomasa vegetal total ($Mg\ ha^{-1}$), COS = carbono orgánico en el suelo ($Mg\ ha^{-1}$).

Resultados y discusión

Carbono almacenado en los árboles. La máxima cantidad de C almacenado en los árboles se encuentra en el BMM, con una cantidad 293.9 Mg ha^{-1} . Este resultado puede adjudicarse a la mayor densidad de árboles y a una mayor diversidad de especies. El BMM contó con un mayor número de árboles (1125 por ha), esta cantidad fue aproximadamente 10 veces mayor a la de los sistemas agroforestales evaluados (125 por ha). El sistema agroforestal con el PTR (20.9 Mg ha^{-1}) registró mayor contenido de C comparado con el sistema ESP (5.3 Mg ha^{-1}). Ambos sistemas contaron con la misma densidad de árboles (125 por ha); sin embargo, PTR presentó tres especies arbóreas: *Persea schiedeana* (chinene), *Inga* spp. (Inga), y *Grevillea robusta* (grevillea), las cuales registraron una gran cantidad de C almacenado.

Carbono almacenado en los arbustos (Cafetos). Con respecto a la cantidad de C en los arbustos de los sistemas con café, hubo una diferencia ligeramente superior al C del sistema ESP (2.8 Mg ha^{-1}), aunque desde el punto de vista estadístico no fue significativa. En el PTR el contenido de C fue de 1.7 Mg ha^{-1} . La diferencia entre los dos sistemas fue la densidad por ha, 2281 cafetos en el sistema ESP y 1406 cafetos en el PTR. La cantidad de contenido de C en los arbustos del BMM (1.5 Mg ha^{-1}) fue menor que el de los sistemas agroforestales. La condición de los arbustos en el BMM fue la gran densidad, sin embargo, el diámetro del tallo resultó menor.

Carbono almacenado en troncos caídos. El sistema ESP registró menor cantidad de C almacenado de 0.02 Mg ha^{-1} . En el caso de PTR y BMM se registraron 0.19 Mg ha^{-1} y 3.95 Mg ha^{-1} , respectivamente. El número de los troncos caídos por ha fue igual (150) en el PTR y en el BMM. Sin embargo, el tamaño del tronco en cuanto a diámetro promedio y largo del tallo en BMM se registró aproximadamente dos veces más grueso y tres veces más largo que en el PTR.

Carbono almacenado en herbáceas y mantillo. El PTR presentó la mayor cantidad de C en el estrato herbáceo con 0.76 Mg ha^{-1} , que fue significativamente diferente de los otros dos sistemas. En el sistema ESP se presentó muy poca cantidad de biomasa herbácea (0.02 Mg ha^{-1}). El BMM tuvo un valor mayor (0.14 Mg ha^{-1}) que el sistema ESP. En el caso del contenido de C del estrato del mantillo no existió diferencia estadísticamente significativa entre los tratamientos. El contenido de C en el mantillo fue 5.55 Mg ha^{-1} (ESP), 4.53 Mg ha^{-1} (PTR) y 5.47 Mg ha^{-1} (BMM). Se encontró mantillo en los sistemas agroforestales debido a que el muestreo se realizó en la época de cosecha de café. Además hubo menor densidad de árboles en el sistema ESP. Las condiciones anteriores disminuyen la velocidad de la descomposición de la hojarasca. En cambio, una parte del mantillo en el BMM estuvo en un avanzado grado de descomposición. El caso de la descomposición alta de mantillo podría explicarse por la densidad y diversidad de árboles.

Carbono almacenado en las raíces. La cantidad de raíces varía proporcionalmente a la cantidad de biomasa arbórea. La mayor cantidad de C se encontró en el BMM (48.15 Mg ha^{-1}), ya que en este sistema se registró la máxima cantidad de árboles. En los otros dos sistemas agroforestales; ESP (1.96 Mg ha^{-1}) y PTR (4.97 Mg ha^{-1}) no existió diferencia estadísticamente significativa.

Contenido de carbono en el suelo. El PTR fue en el que se obtuvo la mayor cantidad de C (154.3 Mg ha^{-1}), seguido del BMM (128.2 Mg ha^{-1}), y en el sistema ESP fue donde se encontró la menor cantidad (117.1 Mg ha^{-1}). En la primera capa de suelo (0-10 cm) se registró la mayor concentración de C, de aproximadamente 25% del total en los sistemas (Cuadro 1). El factor que ayuda a determinar la cantidad de C en el suelo es el historial del sistema en cuanto al cambio de uso de suelo. Tomando en cuenta que el sistema ESP era bosque en el año 2000 se debe considerar el C acumulado durante esa época. Por otra parte, al PTR se le han estado agregando cantidades considerables de MO desde los últimos treinta años, que a diferencia de los tratamientos con fertilizantes químicos, el PTR induce a la acumulación de C en el suelo, cuando años era potrero.

Cuadro 1. Contenido promedio de carbono orgánico en el suelo a diferentes profundidades de estudio

Profundidad (cm)	Sistema Especializado (ESP)	Policultivo Tradicional (PTR)	Bosque Mesófilo de Montaña (BMM)
	Contenido de C (Mg ha ⁻¹)		
0-10	31.6 ± 3.03	38.4 ± 1.72	36.0 ± 0.22
10-20	22.7 ± 5.01	30.3 ± 0.84	25.1 ± 0.26
20-30	18.2 ± 5.65	26.5 ± 0.50	19.7 ± 1.96
30-60	44.5 ± 11.58	59.2 ± 9.04	47.4 ± 10.93
0-60	117.1 ± 23.92 a*	154.3 ± 9.74 a	128.2 ± 12.84 a
N	8	8	8

Distribución del contenido de carbono por componentes del sistema

En el sistema ESP el componente que constituyó la mayor proporción de C almacenado fue el suelo (0-60 cm de profundidad) que sumó el 88% (117.1 Mg ha⁻¹) del total, seguido por el C asociado al mantillo y a los árboles. Los contenidos de C tuvieron valores similares: 5.55 Mg ha⁻¹ (4%) y 5.28 Mg ha⁻¹ (4%), en mantillo y en árboles respectivamente. La menor cantidad de C se registró en los troncos caídos y en el estrato herbáceo (0.02 Mg ha⁻¹, 0.02%) (Cuadro 2).

En el PTR, el componente que reportó el mayor contenido de C también fue el suelo (0-60 cm de profundidad) con el 82% (154.3 Mg ha⁻¹) del total, seguido de los árboles (20.9 Mg ha⁻¹, 11%). El contenido de C asociado a la raíz y al mantillo fueron similares en ambos componentes, aproximadamente el 3% de total: 5.17 Mg ha⁻¹ y 4.53 Mg ha⁻¹ respectivamente. Los menores valores del C asociados en este sistema fueron los registrados en los troncos caídos (0.19 Mg ha⁻¹, 0.1%) (Cuadro 2). A diferencia de los otros sistemas, la mayor cantidad del C almacenado en BMM se debió principalmente al componente arbóreo (293.9 Mg ha⁻¹, 61%), seguido del componente suelo y de las raíces (128.2 Mg ha⁻¹, 27% y 48.15 Mg ha⁻¹, 10%, respectivamente). La menor cantidad del C almacenado fue la del componente herbáceo (0.14 Mg ha⁻¹, 0.03%) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Distribución del contenido promedio de carbono en cada uno de los componentes de los sistemas estudiados

Estrato	Café Especializado (ESP)		Café en Policultivo Tradicional (PTR)		Bosque Mesófilo de Montaña (BMM)	
	C (Mg ha ⁻¹)	(%)	C (Mg ha ⁻¹)	(%)	C (Mg ha ⁻¹)	(%)
Arbóreo	5.28 ^{b*}	4	20.9 ^b	11	293.93 ^a	61
Arbustivo	2.76 ^a	2	1.67 ^a	0.9	1.52 ^a	0.3
Troncos caídos	0.02 ^a	0.02	0.2 ^a	0.1	3.95 ^a	0.8
Herbáceo	0.02 ^b	0.02	0.76 ^a	0.4	0.14 ^a	0.03
Mantillo	5.55 ^a	4	4.53 ^a	2	5.47 ^a	1.1
Raíz	2.02 ^b	2	5.17 ^b	3	48.15 ^a	10
Suelo**	117.1 ^a	88	154.3 ^a	82	128.2 ^a	27
Total	132.7 ^b	100	187.6 ^b	100	481.4 ^a	100

*Letras iguales indican diferencias no significativas entre sistemas por estrato ($p < 0.05$).

**Profundidad de 0 a 60 cm.

Un comportamiento similar de la distribución del C se observó en un sistema agroforestal de café en Nicaragua (Suárez, 2002), donde el suelo (0-50 cm) resultó ser la fuente con mayor potencial de C almacenado, que fue aportado en un 90% (por el ESP) y un 89% (por el PTR) al C total. Los valores

del C total en la biomasa aérea en el sistema ESP de 14 Mg ha⁻¹ y 305 Mg ha⁻¹ para el BMM fueron inferiores a los reportados por Lapeyre *et al.* (2004), con 19 Mg ha⁻¹ (el sistema Especializado) y 485 Mg ha⁻¹ (bosque mesófilo de montaña) en Perú. El C total almacenado en los sistemas agroforestales en un estudio llevado a cabo en Chiapas, México varía de 213.8 Mg ha⁻¹ en ESP a 167.4 Mg ha⁻¹ en PTR en una profundidad de 0-30 cm (Soto-Pinto *et al.*, 2009). En Costa Rica, Ávila *et al.* (2001) encontraron 164.3 Mg ha⁻¹ de C total en monocultivo y 195 Mg ha⁻¹ en policultivo (0-25 cm de profundidad) sin raíz, lo que se traduce en más del 89% de C almacenado en el suelo en sistemas agroforestales. En Oaxaca, México, Etchevers *et al.* (2001) reportaron 152 Mg ha⁻¹ de COS en el sistema especializado (0-105 cm de profundidad). Los valores para el BMM encontrados en el presente estudio se asemejan a lo reportado por Masera *et al.* (2001), Ordóñez (2004) e INESEMARNAT (2005), citados por Vega-López (2009), en bosque de neblina; estos autores estimaron un contenido de C total de 430 Mg ha⁻¹ en México (aunque no mencionan en que parte del país). Por otra parte Etchevers *et al.* (2001) reportaron un valor de 255 Mg ha⁻¹ en un bosque mesófilo de Oaxaca (0-105 cm de profundidad), que es un valor inferior a los resultados de este estudio.

Conclusiones

La mayor cantidad de carbono total (CT) para este estudio se registró en el Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) con 481 Mg ha⁻¹, seguido del Policultivo Tradicional (PTR) con 188 Mg ha⁻¹. El menor contenido de CT fue registrado en el Especializado (ESP) con un valor de 133 Mg ha⁻¹. La mayor cantidad significativa de CT se encontró en el BMM (61%) superando a los dos sistemas agroforestales ESP (4%) y PTR (11%) con los que se comparó; esto debido a que fue el sistema en el que se registró la mayor concentración de biomasa arbórea. En cuanto a la biomasa aérea, el sistema de BMM sobresale de los dos sistemas agroforestales con un contenido de C de 305 Mg ha⁻¹, mientras que los sistemas PTR y ESP tuvieron 28 Mg ha⁻¹ y 14 Mg ha⁻¹, respectivamente. En lo que respecta al contenido de carbono orgánico del suelo (COS), se encontró que no hubo diferencia estadísticamente significativa entre los sistemas agroforestales y el BMM. Sin embargo, la mayor cantidad de COS se registró en los sistemas agroforestales, con un 88% en el sistema ESP y 82% en el PTR, y 27% en el BMM. La mayor cantidad de C se registró en la capa superficial de 0 a 10 cm. Estos valores disminuyeron gradualmente en todos los casos a medida que aumentó la profundidad de muestreo.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Centro Regional Universitario Oriente (CRUO) de la Universidad Autónoma Chapingo (UACH) por el apoyo logístico; a la Dirección General de Investigación y Postgrado (DGIP) de la UACH, y a la Secretaria Relaciones Exteriores (SRE) por la beca otorgada al segundo autor.

Bibliografía

- Altamirano B. J. L. 1998. Evaluación integral del sistema policultivo café-plátano-macadamia, en el municipio de Chocamán, Veracruz. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Anta F. S. 2006. El café de sombra: un ejemplo de pago de servicios ambientales para proteger la biodiversidad. México. Gaceta ecológica 80:19-31.
- Ávila G., F. Jiménez, J. Beer, M. Gómez, M. Ibrahim. 2001. Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. Agroforestería en las Américas 8:32-35.
- Banco Mundial. 2010. Desarrollo y Cambio Climático; panorama general. Informe sobre desarrollo mundial. Washington, DC, USA. 60 pp.



- Benites J., R. Dudal, P. Koohafkan. 1999. Land, the platform for local food security and global environmental protection. *In: Prevention of land degradation, enhancement of carbon sequestration and conservation of biodiversity through land use change and sustainable land management with a focus on Latin American and the Caribbean. Proceedings of the IFAD/FAO expert consultation. Roma, Italy. pp. 37-42.*
- Cisneros V. M., D. Martínez, S. Díaz, J. A. Torres, C. Guadarrama, A. Cruz. 1993. Clima. *In: Caracterización de la agricultura de la zona centro de Veracruz. Centro Regional Universitario Oriente (CRUO). Universidad Autónoma Chapingo. Veracruz, México. pp. 15- 20.*
- De Jong B., R. Tipper, J. Taylor. 1997. A framework for monitoring and evaluating carbon mitigation by farm forestry projects: example of a demonstration project in Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 2:231-246.*
- Escamilla P. E., A. L. Licona, S. Díaz, H.V. Santoyo, R. Sosa, L. Rodríguez. 1994. Los sistemas de producción de café en el centro de Veracruz, México; un análisis tecnológico. *Revista de Historia 30:41-67.*
- Etchevers J., M. Acosta, C. Monreal, K. Quednow, L. Jiménez. 2001. Los stocks de carbono en diferentes compartimientos de la parte aérea y subterránea en sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. *In: Simposio Internacional y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18 al 20 de Octubre del 2001. Valdivia, Chile. 19 pp.*
- Etchevers J., C. M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla, 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 pp.
- IPCC. 2001. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambio Climático 2001. Impactos, adaptación vulnerabilidad. Tercer Informe de Evaluación. 95 pp. Consultado en: http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/vol4/spanish/pdf/wg2sum.pdf. Fecha de consulta 07/08/10.
- IPCC. 2007. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H. L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA. 996 pp.
- Jose S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefit: an overview. *Agroforest Systems 76:1-10.*
- Lal R. 2006. Carbon sequestration in soils of Latin America. *In: Carbon sequestration in soils of Latin America. Lal, R., C.C. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers y E. Cerri (eds.). USDA New York. USA. pp. 42-43.*
- Lapeyre T., J. Alegre, L. Arévalo. 2004. Determinación de las reservas de carbono de la biomasa aérea, en diferentes sistemas de uso de la tierra en San Martín, Perú. *Ecología Aplicada 3:35-44.*
- Licona V. A. 1986. Análisis fisiográfico del área de influencia del Centro Regional Huastusco, Veracruz. Centro Regional Universitario Oriente (CRUO). Veracruz, México. 254 pp.
- Martínez-Pérez D., E. Pérez-Portilla, J. G. Partida-Sedas. 2006a. Los perfiles de sabor del café en el estado de Veracruz. En: INIFAP, CP, UACH y ITUG, ITBOCA, UNAM 2006. Avances en la investigación agrícola, pecuaria, forestal y acuícola en el trópico mexicano. Libro científico número 3, Veracruz, México. pp. 211-221.
- Martínez-Pérez D., E. Pérez, J. G. Partida, P. Läderach. 2006b. Algunos impactos de los efectos abióticos, bióticos y de proceso industrial sobre características relacionadas con la calidad del café en Veracruz, México. En: Pohlen J.; L. Soto y J. Barrera (Ed.). El cafetal del futuro; realidades y visiones. Shaker Verlag. Aachen, Alemania. pp. 177-188.
- Masuhara A. 2012. Evaluación del contenido de carbono en sistemas agroforestales de café en Huastusco, Veracruz, México. Tesis Maestría en Ciencias en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. Universidad Autónoma Chapingo. México.
- Montiel R., J. D. Robledo. 1998. Caracterización, descripción y evaluación de especies frutales en el banco genético del CRUO. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana. Córdoba, Veracruz, México.
- Moguel P., V. M. Toledo. 1999. El café en México; ecología, cultura indígena y sustentabilidad. *El Jarocho Verde 11:3-12.*
- Muschler R. G. 2006. Manejo de sombra para cafetales sostenibles. En: Pohlen, J.; L. Soto y J. Barrera (Ed.) El cafetal del futuro, realidades y visiones. Ed. Shaker Verlag. Aachen. Alemania. pp. 39-61.
- Pérez P. 2004. Colecciones *ex situ* de la Universidad Autónoma Chapingo en Huastusco, Ver. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 126 pp.
- Rodríguez R. 1994. Sistemas de policultivo comercial de café, en la zona centro de Veracruz. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Rosas A., E. Escamilla, O. Ruiz. 2008. Relación de los nutrientes del suelo con las características físicas y sensoriales del café orgánico. *Terra Latino Americana 26:375-384.*
- Rügnitz T., M. Chacón, R. Porro. 2008. Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales. Consorcio Iniciativa Amazónica (IA) y Centro Mundial Agroforestal (ICRAF). Belém, Brasil. 63 pp.

- Seeberg-Elverfeldt C. 2010. Las posibilidades de financiación del carbono para la agricultura, la actividad forestal y otros proyectos de uso de la tierra en el contexto del pequeño agricultor. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma, Italia. 39 pp.
- Soto-Pinto L., M. Anzueto, J. Mendoza, G. Jimenez, B. De Jong. 2009. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforest System* 78:39-51.
- Suárez P. 2002. Cuantificación y valoración económica del servicio ambiental almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de café en la Comarca Yassica Sur, Matagalpa, Nicaragua. Tesis de maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).Turrialba, Costa Rica.
- Vega-López E. 2009. Importancia económica de las áreas naturales protegidas como sumideros de carbono en México. *Economía informal* 360:114-120.



1.5 Contenido de Carbono en sistemas agroforestales de café en tres municipios de la región de “Las Montañas” (Veracruz, México)

Cuevas-Trejo Sarahí¹; López-Velasco Melina¹; Valdés-Velarde Eduardo¹; Ordaz-Chaparro Víctor M.²; Ayala-Arreola Juan¹; Krishnamurthy Laksmi³; Salcedo-Pérez Eduardo⁴; Gallardo-Lancho Juan F.⁵ y Valdez-Hernández Juan I.⁶

¹Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera Federal México- Texcoco, Col. Chapingo, Texcoco, Estado de México, 56230. Autor para correspondencia: evaldesv@yahoo.com.mx

²Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, km. 35.5 Carretera Federal México- Texcoco, Col. Montecillo, Texcoco, Estado de México, 56230.

³Centro de Investigación Desarrollo y Educación en Agricultura Multifuncional (IDEA Multifuncional), Edificio de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera Federal México- Texcoco, Col. Chapingo, Texcoco, Estado de México, 56230.

⁴Departamento de Madera, Celulosa y Papel, CUCBA, Universidad de Guadalajara Campus Zapopan, Jalisco, México.

⁵Consejo Superior de investigaciones Científicas/Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (CSIC/IRNASA), C/ Cordel de Merinas, 40, Salamanca 37080, España.

⁶Programa Forestal, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, km. 35.5 Carretera Federal México- Texcoco, Col. Montecillo, Texcoco, Estado de México, 56230.

Resumen

La remoción de emisiones de gases de efecto invernadero por acumulación en biomasa y/o suelo en ecosistemas terrestres es una forma de mitigar el cambio climático. Los sistemas agroforestales de café presentan un alto potencial de captura de carbono (C) debido a la diversidad de especies leñosas usadas como sombra de la planta de café. El objetivo de este estudio fue determinar el C almacenado en la biomasa aérea y en el suelo en un bosque mesófilo de montaña (BMM1), dos policultivos comerciales (PCT2 y PCT3), tres policultivos tradicionales de café (CCT4, CCT5 y CCT6) en la región de Las Montañas (Veracruz, México); además se incluye un potrero (POT0) a efectos comparativos. El tratamiento que presentó un mayor contenido de C en el componente vegetal fue el BMM1 (248 Mg C ha⁻¹), mientras que los policultivos comerciales PCT2 y PCT3 presentaron un alto y bajo contenido de COS (166 y 80.9 Mg C ha⁻¹) respectivamente, según su manejo. En cuanto al C total en cada sistema el BMM1 presentó el mayor contenido (356 Mg C ha⁻¹) y el último el POT0 (161 Mg C ha⁻¹); en los demás sistemas dependen de su manejo. De los sistemas evaluados se concluye que el bosque natural es el que más almacena C.

Palabras clave: policultivo comercial, policultivo tradicional, Bosque mesófilo de Montaña, ecuaciones alométricas.

Abstract

The removal of emissions of greenhouse gases by accumulation in biomass and/or soil in terrestrial ecosystems is a way of mitigating climate change. The coffee agroforestry systems have a high potential for carbon sequestration (C) due to the diversity of woody species used as shadow of the coffee plant. The aim of this study was to determine the C stored in the aboveground biomass and soil in a forest cloud mountain (BMM1), two commercial poly-culture (PCT2 and PCT3), three traditional poly-culture of coffee (CCT4, CCT5 and CCT6) in the region of the mountains (Veracruz, Mexico); a pasture (POT0) is also included for comparative purposes. Treatment that had the highest content of C in the plant component was the BMM1 (248 Mg C ha⁻¹), while commercial poly-cultures PCT2 and PCT3 had a high and low content of COS (166 and 80.9 Mg C ha⁻¹) respectively, according to management. Regarding the C total in each system, the BMM1 presented the highest content (356 Mg

C ha⁻¹) and the latter POT0 (161 Mg C ha⁻¹); in other systems the C sequestered depends on their managements. It is concluded that natural forest is the system that more C stores in comparison to the others systems evaluated.

Key words: commercial poly-culture, traditional poly-culture, Mountain cloud forest, climate change, allometric equations.

Introducción

Estudios realizados desde finales del siglo pasado hasta la actualidad muestran evidencias de importantes cambios en el clima, principalmente un aumento en la temperatura global, así como fluctuaciones en los regímenes de lluvia. En gran medida estos cambios se deben a la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, como el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), vapor de agua (H₂O), óxido nitroso (N₂O), entre otros. De estos el CO₂ es el principal gas antropogénico y el de mayor importancia debido al volumen que se produce cada año y por el tiempo que perdura en la atmósfera (IPCC, 2002).

Para revertir el cambio climático se han implementado estrategias con resultados a largo plazo y de cobertura global, las cuales intentan reducir las emisiones antropogénicas, como crear y mejorar los sumideros de carbono (C) en la biosfera (Albrecht y Kandji, 2003).

De los ecosistemas terrestres, los bosques retienen más C por unidad de superficie que cualquier otro tipo de uso de la tierra (Jaramillo, 2004); en estos el C se encuentra en equilibrio, pero cuando son desforestados este equilibrio es alterado y da lugar a considerables emisiones de CO₂. Por tanto, en lugares donde la deforestación no puede ser detenida, es necesario un manejo adecuado para reducir al mínimo las posibles emisiones de C (como CO₂) hacia la atmósfera (FAO, 2002).

La agroforestería puede ser una alternativa eficaz para la restauración y recuperación de aquellos bosques que han sido alterados (Casanova *et al.*, 2011). Los sistemas agroforestales (SAF) son formas de uso de los recursos donde se combinan deliberadamente árboles y/o arbustos con especies agrícolas; árboles y ganado o los tres elementos de manera simultánea o secuencial (Mendieta y Rocha, 2007) y actualmente se sabe que son parte importante de los sumideros de C (Ávila *et al.*, 2001). Dentro de los SAF, los sistemas cafetaleros con sombra diversificada (Hernández *et al.*, 2012) tienen un gran potencial de captura de C, representando así una opción para generar un valor ecológico y económico agregado a los productores (Dávalos *et al.*, 2008).

La cantidad de C secuestrado por los SAF depende en gran medida de su estructura y función (García-Oliva *et al.*, 2006), que a su vez están determinadas por factores ambientales y socioeconómicos, además de las especies presentes, el manejo (Albrecht y Kandji, 2003), la edad del sistema y las condiciones del suelo como la textura (Roncal *et al.*, 2008). Por ello, es necesario conocer la capacidad de estos sistemas para capturar C (García-Oliva *et al.*, 2006) y así determinar la compensación económica que los productores deben recibir por los servicios ambientales que brindan con sus actividades de acuerdo con lo establecido por los mercados de C (Mena *et al.*, 2011).

Materiales y métodos

En los municipios de Huatusco de Chicuellar, Ixhuatlán del Café y Totutla, pertenecientes a la región de Las Montañas, Veracruz se muestrearon seis parcelas agroforestales: Un bosque mesófilo de montaña (BMM1), dos policultivos comerciales (PCT2 y PCT3) y tres policultivos tradicionales de café (CCT4, CCT5 y CCT6). Estas parcelas muestran diferencias en el manejo, composición vegetal,

edad de establecimiento y condiciones topográficas, debiéndose considerar el bosque mesófilo como referencia.

A efectos comparativos se consideró también un potrero (POT0), que obviamente carece de compartimento de C estable por encima del suelo (la producción anual debe considerarse un flujo de C, no un compartimento) (Bravo *et al.*, 2007).

En cada sistema de estudio se delimitaron cuatro unidades de muestreo (UM) de 100 m² en forma rectangular (25 x 4 m²). En las UM se cavaron dos pozos a un metro del centro, ubicados en lados opuestos de los cuales se extrajeron cuatro muestras edáficas a diferentes profundidades (0-10, 10-20, 20-30 y 30-60 cm).

La determinación de C en el suelo (COS) se realizó por el método de Walkley y Black; adicionalmente se determinó la textura, densidad aparente (Dap), pH y conductividad eléctrica (C.E.).

Se midió la altura y diámetro en árboles dentro de las unidades de muestreo (100 m²), y para arbustos se delimitaron subunidades de 4 x 4 m² (16 m²), posteriormente se aplicaron ecuaciones alométricas para determinar la biomasa por individuo y el C a partir de esta.

Utilizando marcos de 1m² se colectaron dos muestras de herbáceas a 1m de distancia del centro de la UM en sentido contrario, con marcos de 0.5 m² se colectaron dos muestras de mantillo de la misma forma que en el caso de las herbáceas; estas muestras fueron guardadas en bolsas plásticas previamente identificadas con una clave de sistema, UM y fecha.

De todas las muestras recogidas se registró el peso fresco, se metieron a secar a la estufa y se volvieron a pesar para obtener la cantidad de materia seca y carbono.

Resultados y discusión

Carbono almacenado en la vegetación

La mayor concentración de C en el componente arbóreo se presentó en el sistema BMM1 con 207 Mg C ha⁻¹, el cual difirió estadísticamente de los demás sistemas agroforestales (Cuadro 1). Esto se debe a que el bosque mesófilo de montaña (BMM1) es un ecosistema que no ha sido perturbado y cuenta con numerosos árboles de hasta 60 m de altura y 30 cm de diámetro; en cambio en los demás sistemas el componente arbóreo ha sido mermado (incluso eliminado). Dentro de los sistemas agroforestales estudiados el significativamente mayor contenido de C fue de 102 Mg C ha⁻¹ del CCT4 y el menor de 30.20 Mg C ha⁻¹ del PCT2; esta diferencia se debe principalmente a la composición del estrato (número y tipo de especies), la edad y las dimensiones de los árboles presentes en dichos sistemas. Para la misma variable se observó semejanza estadística entre los sistemas agroforestales de café.

El contenido de C en arbustos fue significativamente mayor también en el sistema CCT4 (4.90 Mg C ha⁻¹) y menor en los sistemas BMM1 (1.38 Mg C ha⁻¹), CCT5 (1.34 Mg C ha⁻¹) y PCT2 (1,00 Mg C ha⁻¹). Las diferencias estadísticas entre tratamientos fueron principalmente por la densidad de plantación de cafetos y árboles de sombra jóvenes, destacando el sistema CCT4, que tuvo significativos mayores valores que los del resto de los sistemas (Cuadro 1).

El C en mantillo fue mayor en el tratamiento BMM1 (5.04 Mg C ha⁻¹), diferente estadísticamente de los sistemas agroforestales (CCT6, PCT2, PCT3, CCT5 y CCT4) que no presentaron diferencias significativas entre ellos. El contenido de C del mantillo estuvo directamente relacionado con la densidad de árboles y arbustos, cuyo número depende del manejo que se le da a cada parcela, así como el uso de abonos orgánicos, la poda de cafetos y manejo de sombra.

El análisis estadístico no mostró significancia para la variable de C en troncos caídos.

Cuadro 1. Contenido de carbono (Mg C ha^{-1}) por componente vegetal

Tratamiento	Árboles	Arbustos	Mantillo	Troncos caídos	Raíces
POT0	0.00 a ^z	0.00 b	1.15 b	0.05 c	0.00 a ^{NS}
PCT2	30.20 ab	1.00 b	6.73 ab	3.08 abc	0.00 a ^{NS}
PCT3	70.30 ab	1.91 ab	13.91 ab	2.73 abc	2.09 a ^{NS}
CCT4	101.95 ab	7.90 a	19.90 ab	1.30 bc	0.02 a ^{NS}
CCT5	33.28 ab	1.34 b	7.21 ab	2.71 abc	0.00 a ^{NS}
CCT6	63.80 ab	2.30 ab	12.67 ab	4.01 ab	1.28 a ^{NS}
BMM1	207.39 b	1.38 b	34.54 a	5.04 a	0.00 a ^{NS}
DMS	190.43	6.01	30.36	3.47	2.51

^z Medias con la misma letra dentro de columnas son iguales estadísticamente de acuerdo con la prueba de Tukey a una $P \leq 0,05$. DMS: Diferencia Mínima Significativa.

Flujo de Carbono por herbáceas

Para la producción de herbáceas existieron diferencias estadísticas entre el tratamiento POT0 ($4,26 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y el PCT2 ($1,06 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), con escasa cubierta arbórea (Cuadro 2).

Los demás sistemas forestales prácticamente no producen herbáceas; el bosque mesófilo de montaña (BMM1) bien conservado se caracteriza por una abundante dosel arbóreo, que condiciona un estrato herbáceo casi nulo por falta de luminosidad.

Existe un escaso almacenamiento de C en mantillo en este tratamiento (POT0, $0,05 \text{ Mg C ha}^{-1}$; Cuadro 1).

Cuadro 2. Producción anual de herbáceas ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

Tratamiento	Herbáceas
	$\text{Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
POT0	4.26 a
PCT2	1.06 b
PCT3	0.51 bc
CCT4	0.39 bc
CCT5	0.12 bc
CCT6	0.25 bc
BMM1	0.00 c
DMS	1.01

^z Medias con la misma letra dentro de columnas son iguales estadísticamente de acuerdo con la prueba de Tukey a una $P \leq 0,05$. DMS: Diferencia Mínima Significativa.

Carbono orgánico en el suelo (COS)

En la capa más superficial del suelo (0-10 cm de profundidad) se observaron mayores valores (diferentemente significativos) en el contenido de COS en los sistemas PCT2 ($54,07 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y POT0 ($53,44 \text{ Mg C ha}^{-1}$); los sistemas CCT6, CCT4 y PCT3 mostraron iguales contenidos significativamente ($33,81$, $32,32$ y $31,32 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente).

En la profundidad correspondiente a los 10-20 cm los sistemas con menor contenido de C fueron CCT6, CCT4 y PCT3; para la zona más profunda (30-60 cm) los valores más bajos de C se encontraron también en los sistemas CCT6 y PCT3, significativamente iguales.

Los sistemas PCT2 y POT0 presentaron significativamente mayores contenidos de COS en todas las profundidades edáficas de muestreo (a excepción de la profundidad de 20-30 cm, donde fueron también significativamente igual que el contenido encontrado en el sistema CCT5; 40,82 Mg C ha⁻¹). Para esta misma profundidad (20-30 cm), el tratamiento CCT5 tuvo el valor de COS más bajo, siendo estadísticamente diferente al resto de los tratamientos con 13.90 Mg C ha⁻¹.

El contenido de COS tiende lógicamente a disminuir cuando la profundidad aumenta, como ocurre para la mayoría de los casos; sin embargo, los tratamientos CCT4 y CCT5 no presentan esa tendencia.

El contenido de C en raíces mostró un comportamiento similar al C contenido en el dosel arbóreo, como citan algunos autores (Bravo *et al.*, 2007), siendo estadísticamente diferentes los valores encontrados en los sistemas BMM1 (34,54 Mg C ha⁻¹) y los demás. Sorprende el bajo valor significativo de biomasa de raicillas encontrado en las muestras de suelo en el potrero (POT0) con sólo 1,15 Mg C ha⁻¹. Los demás sistemas tienen valores similares estadísticamente.

La suma de los COS encontrados a cada profundidad da el C total capturado por el suelo en cada sistema. Los sistemas que más capturan COS son el POT0, PCT2 y CCT5, mientras que los más pobres son el PCT3 y el CCT6, diferentemente significativos entre los dos grupos. Curioso es que el bosque natural (BMM1) posea un valor intermedio, solo igual significativamente al CCT4 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Contenido de carbono (Mg C ha⁻¹) en el suelo a cuatro profundidades

Tratamiento	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-60 cm	
	Mg C ha ⁻¹				COS
POT0	53.44	a ^z	41.10	a	155
PCT2	54.07	a	41.74	a	166
PCT3	31.32	b	22.55	c	81
CCT4	32.32	b	22.79	c	113
CCT5	39.86	ab	39.22	ab	151
CCT6	33.81	b	23.64	c	82
BMM1	39.09	ab	27.27	bc	108
DMS	18.25		13.57		18

^zMedias con la misma letra dentro de columnas son iguales estadísticamente de acuerdo con la prueba de Tukey a una $P \leq 0.05$. DMS: Diferencia Mínima Significativa. COS: Carbono orgánico total del suelo.

Contenido de carbono total en los sistemas estudiados

Los cálculos de la suma de compartimentos de C (Cuadro 4) en cada sistema indican que el sistema que más concentra C es, efectivamente, el bosque natural (BMM1), seguido del CCT4; mientras que los que menos POT0, PCT3 y CCT6. Que dos agroforestales estén tan distantes uno de otro remarca la importancia del manejo en la captura de C por los sistemas.

Cuadro 4. Contenido de carbono (Mg C ha^{-1}) capturado por la biomasa, por el COS y en el total del sistema

SISTEMAS	BIOMASA	COS	TOTAL
POT0	1.2	155	156
PCT2	41.0	166	207
PCT3	90.9	81	172
CCT4	131	113	244
CCT5	44.5	151	195
CCT6	84.1	82	166
BMM1	248	108	356
DMS	190	18	190

Conclusiones

El contenido de C en la biomasa aérea fue significativamente mayor en el bosque natural (248 Mg C ha^{-1}) como era esperable. Sin embargo, los sistemas agroforestales discrepan mucho entre valores, significativamente diferentes entre sí, lo que muestra la importancia de los manejos en la captura de C evidenciada, siendo quien presentó mayor contenido de C CCT4 (131 Mg C ha^{-1}), debido principalmente a la alta densidad de árboles de sombra remanente.

Un policultivo tradicional (PCT2, 166 Mg C ha^{-1}), un policultivo comercial (CCT5, 151 Mg C ha^{-1}) y, curiosamente, el potrero (155 Mg C ha^{-1}) fueron los sistemas que mostraron mayor riqueza de COS, ligado también al manejo del suelo (entre ellos abonado). Otro policultivo comercial (CCT6) y el otro policultivo tradicional, por el contrario, mostraron los más bajos contenidos ($80.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$) de SOC en el suelo por las mismas razones.

Cuando se considera todo el C de cada sistema el que muestra un significativo mayor contenido total de C es, como era de esperar, el bosque natural (BMM1), encontrándose en el otro extremo el potrero (al no disponer de biomasa arbórea).

Bibliografía

- Albrecht A., S. T. Kandji. 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99:15-27.
- Ávila G., F. Jiménez, J. Beer, M. Gómez, M. Ibrahim. 2001. Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 8:32-35.
- Bravo F. 2007. El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático. *Obra colectiva. Fundación Gas Natural, Barcelona.* 315 pp.
- Casanova L. F., J. Petit, 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* 17:5-118.
- Dávalos S. R., M. I. Rodríguez, E. Martínez. 2008. Almacenamiento de Carbono. En: Manson R. H., Hernández Ortiz V., Gallina S., Mehltrater K. (eds.). *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación.* Ed. Instituto de Ecología A. C. (INECOL) e Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México. 348 pp.
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. *Informe sobre recursos mundiales de suelos - 96.* Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. 76 pp.
- García-Oliva F., G. Hernández, J. F. Gallardo. 2006. Comparison of ecosystem C pools in three forests in Spain and Latin-America. *Annals of Forest Science* 63:519-223.
- Hernández V. E., G. V. Campos, J. R. Enríquez, G. Rodríguez, V. A. Velasco. 2012. Captura de carbono por *Inga jinicuil* Schltld. en un sistema agroforestal de café bajo sombra. *Revista mexicana de ciencias forestales* 3:11-21.
- IPCC. 2002. Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico V del IPCC. Ed. IPCC. Ginebra, Suiza. 85 pp.
- Jaramillo V. J. 2004. El ciclo global del carbono. En: Martínez, J; A. Fernández B. (eds.). *Cambio climático: una visión desde México.* Ed. Instituto Nacional de Ecología. México. 525 pp.



- Mena V. E., J. Andrade, M. Navarro. 2011. Biomasa y carbono almacenado en sistemas agroforestales con café y en bosques secundarios e un gradiente altitudinales en Costa Rica. *Agroforestería Neotropical* 1:1-20.
- Mendieta L. M., L. R. Rocha. 2007. *Sistemas agroforestales*. Ed. Universidad Nacional Agraria. Nicaragua. 115 pp.
- Roncal G. S., L. Soto, J. Castellanos, N. Ramírez, B. de Jong. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia* 33:200-206.

1.6 Estudio del carbono en sistemas agroforestales de una región cafetalera de Veracruz

Valdés-Velarde Eduardo¹; Vázquez-Domínguez Laura P.; Ordaz-Chaparro Víctor M.²; Pérez-Nieto Joel¹; Vázquez-Rodríguez José C.¹; Juárez Hernández María de J.¹; Gutiérrez-del-Pozo Diego³ y Merino Agustín⁴

¹Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México. Autor para correspondencia: evaldesv@yahoo.com.mx

²Colegio de Postgraduados, Texcoco, Estado de México, México.

³Escuela Superior Politécnica Ecológica Amazónica, Tena, Ecuador.

⁴Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela Campus Lugo, Galicia, España.

Resumen

Los sistemas agroforestales (SAF's) de café tienen un alto potencial en la captura de carbono (C) gracias a la gran diversidad de especies leñosas usadas como sombra. El objetivo del presente estudio fue evaluar el potencial de captura de carbono en la biomasa vegetal aérea, mantillo, y en la fracción mineral del suelo a diferentes profundidades en los SAF's de café en la región cafetalera de Huatusco, Veracruz, México. Los sistemas agroforestales estudiados fueron: a Pleno Sol (PSC-MZ, PSC-ZI) y Especializados (ESP-MZ, ESP-MZ, ESP-CH), y se compararon con un Bosque Mesófilo de Montaña (BMM-CH) como referencia de un comportamiento no agroforestal y un Potrero (POT-TH). La recolección de muestras se realizó en parcelas de 4 x 25 m (UM), donde se colectó vegetación de mantillo y herbácea, y se midió la arbustiva y la arbórea; el suelo se muestreo a cuatro profundidades (0-10, 10-20, 20-30 y 30-60 cm). El SAF con el mayor contenido de C en biomasa aérea, estimado con ecuaciones alométricas, fue el ESP-MZ (186.87 Mg ha⁻¹), seguido del ESP-CH (115.99 Mg ha⁻¹), PSC-ZI (61.98 Mg ha⁻¹), PSC-MZ (30.54 Mg ha⁻¹), ESP-MZ (22.98 Mg ha⁻¹), BMM-CH (228.32 Mg ha⁻¹) y POT-TH (1.57 Mg ha⁻¹). Respecto al C orgánico total el sistema ESP-MZ obtuvo el mayor valor con 290.66 Mg ha⁻¹ y el ESP-CH el menor con 77.79 Mg ha⁻¹. Se concluye que de los sistemas evaluados los SAF's almacenan en promedio 142.13 Mg ha⁻¹ mientras que el POT-TH sólo 97.46 Mg ha⁻¹; el BMM-CH cuantificó 336.31 Mg ha⁻¹.

Palabras clave: Bosque Mesófilo de Montaña, sistema de café a pleno sol, sistema especializado de café, potrero, mantillo.

Abstract

The coffee agroforestry systems (CAS) have a high potential in capturing carbon (C) due to the great diversity of woody species used as shade. The aim of this study was to evaluate the potential of carbon sequestration in the aerial plant biomass, mulch and soil material at different depths in the CAS, at the coffee region of Huatusco, Veracruz, Mexico. The agroforestry systems studied were: to full sun systems (PSC-MZ, PSC-ZI) and specialized systems (ESP-MZ, MZ-ESP, ESP-CH); these systems were compared to a cloud forest reference as a non-agroforestry system (BMM-CH) and a paddock (POT-TH). The collection of samples was taking on plots of 4x25 m (UM), where mulch and herbaceous vegetation was collected, shrub and tree was measured; soil was sampled at four depths (0-10, 10-20, 20-30 and 30-60cm). The CAS with the highest content of C in aboveground biomass, estimated with allometric equations was the ESP-MZ with 186.87 Mg ha⁻¹, followed by ESP-CH with 115.99 Mg ha⁻¹, PSC-ZI with 61.98 Mg ha⁻¹ PSC-MZ with 30.54 Mg ha⁻¹, ESP-MZ with 22.98 Mg ha⁻¹

¹, 228.32 Mg ha⁻¹ BMM-CH⁻¹ and POT-TH⁻¹ with 1.57 Mg ha⁻¹. On the total organic ESP -MZ system is the best value obtained with 290.66 Mg ha⁻¹ and ESP-CH with the lowest 77.79Mg ha⁻¹. It is concluded that the evaluated systems stored in the CAS average 142.13 Mg ha⁻¹ while the POT-TH only 97.46 Mg ha⁻¹, CH-BMM was quantified 336.31 Mg ha⁻¹.

Keywords: Cloud Forest, full sun coffee system, specialized system, paddock, mulch.

Introducción

Ante el creciente y preocupante deterioro ambiental, cada vez es mayor el interés por encontrar esquemas que permitan estimar y asignar un valor a los bienes y servicios que los ecosistemas nos proveen, pues sólo de esta forma las acciones de conservación y restauración de la naturaleza surtirán el efecto deseado (SEMARNAT, 2004), al analizar el carbono almacenado en diferentes ecosistemas de la Región Central de Veracruz, el presente estudio plantea ampliar el panorama sobre la captura de carbono en sistemas agroforestales de la región. Intervenciones productivas que tengan como meta la captura de carbono tienen el potencial de contribuir con la generación de ingresos en comunidades rurales y de los productores familiares. Cuando son realizadas de forma correcta, estas acciones, además de contribuir a la mitigación de los efectos del cambio climático, deben promover el uso sostenible de los recursos naturales y un mayor bienestar de las comunidades rurales. Tales intervenciones ocurren por medio de la utilización de sistemas de uso de la tierra con mayor producción de biomasa, y que resultan en stocks más elevados de carbono (Rügnitz *et al.*, 2009). Para lograr la mitigación del cambio climático es indispensable contar con la información básica sobre el contenido de carbono en diferentes depósitos que puede tener un ecosistema (CONAFOR, 2008). El futuro lo estamos gestando día a día, todos, mediante nuestras acciones y nuestra reivindicación con la naturaleza. Aquí la palabra clave es corresponsabilidad. La educación, la capacitación y la coordinación de acciones y estrategias son, asimismo, la base de un presente que pone en juego el futuro (SEMARNAT, 2004). Los sistemas agroforestales también son importantes reservorios de carbono en el tiempo, mismos que dependen de la productividad, la finalidad para la cual se hayan diseñado y las condiciones ambientales bajo las que se desarrollan, además de ser una fuente de alimento para los dueños y proporcionar alimento para animales. La acumulación de carbono (C) secuestrado es más evidente en la biomasa de árboles y arbustos; las cantidades de almacenamiento de C en la biomasa dependen de la proporción de árboles presentes y del tamaño del árbol (Montagnini y Nair, 2004).

Materiales y métodos

El área de estudio se localiza en el Estado de Veracruz. Los puntos de estudio se pueden apreciar en la Figura 1, la cual nos describe tres municipios de interés.



Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo.

Selección de los Sistemas agroforestales

Se decidió buscar sistemas agroforestales especializados y a pleno sol, debido a que son en menor número que los que predominan en la zona de estudio (Policultivo tradicional) de los cuales ya se posee información la cual podrán ser complementarios a estos sistemas. Además se buscaron referencias sólidas para comparar el grado de mitigación de carbono por parte de los SAF, se buscó un bosque mesófilo de montaña como un referendo máximo y como mínimo el potrero.

Muestreo del suelo y la medición de biomasa

El esquema de las unidades de muestreo (UM) fue de tipo sistemático. Para fines estadísticos se colocaron tres UM en sentido Norte – Sur (UM 2, 3 y 4) y una en sentido Este – Oeste (UM 1) en cada sistema de estudio (Figura 2). Las UM fueron marcos rectangulares de 25 x 4 m (100 m²) (Etchevers *et al.*, 2005).

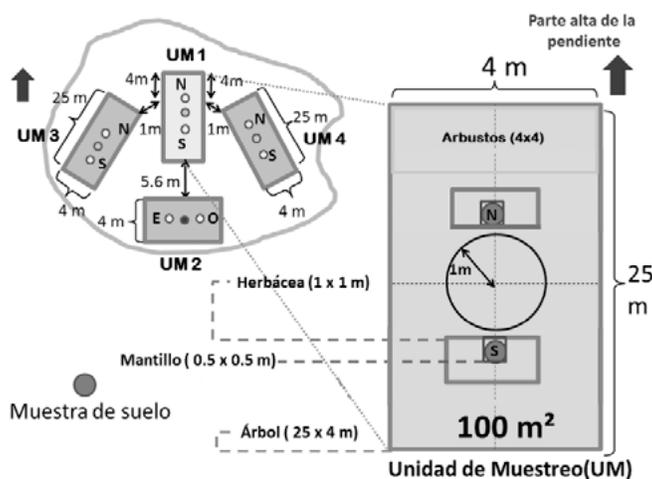


Figura 2. Esquematización de la unidad de muestreo (UM) utilizada en el sistema agroforestal (Masuhara, 2012).

Carbono edáfico

En cuanto a la medición del C edáfico en los sistemas estudiados se colectaron muestras de suelo de dos pozos por UM, con dimensiones de: 80 cm L x 60 cm A x 50 a 60 cm de altura, a un metro del centro de la UM en sentidos contrarios. Para el muestreo del suelo se utilizó un tubo de PVC de 10 cm de largo y 5.5 cm de diámetro. El tubo se golpeaba verticalmente con un mazo de madera y un martillo en cada profundidad (0-10, 10-20, 20-30 y 30-60 cm); después se extraía la muestra del tubo y se guardaba en una bolsa de plástico etiquetada para ser transportado al laboratorio.

Biomasa arbórea (BA) y biomasa arbustiva (BAr)

Para evaluar las especies arbóreas se utilizó toda el área disponible de la UM (25 x 4 m), considerando todos los árboles dentro de ella cuyo diámetro a la altura del pecho (Dap = 1.30 m) fuera mayor que 5 cm (Etchevers *et al.*, 2005.; Rüginitz *et al.*, 2009). Para la evaluación de vegetación arbustiva (cafetos y arbustos en general) se utilizaron cuadros de 4 x 4 m (16 m²), colocados en 1 m del centro de la UM, tomando como referencia el Norte. Luego se midió el diámetro de tallo arriba de 15

cm de suelo. Tanto para arbustivas como para especies arbóreas se utilizaron ecuaciones alométricas según la especie. Se trabajaron modelos alométricos específicos como para (*Cedrela odorata*, *Quercus sp.*, *Inga sp.*, *Musa sp.*, y *Coffea arabica*) y a las demás especies se les aplicó una ecuación para árboles en general. A estas ecuaciones se les aplicaron otros modelos alométricos para convertir Kg C ha⁻¹ a Mg C ha⁻¹, según fuese el caso (árbol o arbusto). Estas ecuaciones se aprecian en el Cuadro 1.

Biomasa de troncos caídos (BTC)

Para estimar la biomasa de troncos caídos > 5 cm de diámetro y > 50 cm de largo se utilizó la ecuación alométrica que le corresponde (Cuadro 1). Posteriormente, para calcular la cantidad de biomasa por hectárea, se sumó la biomasa de todos los troncos caídos medidos (1).

$$BTC \text{ (Mg ha}^{-1}\text{)} = BAC \times 10^{-4} \quad (1)$$

dónde: BAC = biomasa total (g) en la UM de 25 x 4 m.

Biomasa herbácea (BH)

Para evaluar la vegetación herbácea se utilizó un marco de 1 x 1 m (1 m²), colocado a 1 m del centro de UM y dentro de un subcuadrante de 4 x 4 m. En cada muestreo se cortó el material vegetal a ras de suelo (herbáceas) y se levantó el mantillo y los residuos hasta dejar limpia la sección dentro del marco de 0.5 m. Para el cálculo de la biomasa herbácea se utilizó la fórmula (2):

$$BH = ((PSM/PFM) \times PFT) \times 0.01 \quad (2)$$

Biomasa de mantillo (BM)

El muestreo de mantillo se realizó también en forma sistemática con subcuadrantes de 0.5 x 0.5 m (0.25 m²) colocados en el centro del marco de 1 x 1 m utilizado para muestreo de biomasa herbácea, y se usó la misma ecuación alométrica para herbáceas.

Cuadro 1. Modelos alométricos utilizados en la estimación de biomasa arbórea y arbustiva, en sistemas agroforestales de café

Especie	Ecuación alométrica
Café	$Y = 10^{(-1.113 + 1.578 * \text{LOG}10(D) + 0.581 * \text{LOG}10(D))}$
Plátano	$Y = 0.030 * (D)^{2.13}$
Inga spp.	$Y = 10^{(-0.889 + 2.317 * (\text{log}10(D)))}$
Árboles en general	$Y = 10^{(-0.834 + 2.223 * \text{log}10(D))}$
Troncos caídos	$Y = \pi * r^2 \times L \times 0.43$
Biomasa de raíces	$Y = \text{EXP}(-1.0587 + 0.8836 * \text{LN}(A + a + H))$
Encino	$= 1.91 * (D)^{(1.782)}$
Cedro rojo	$Y = \text{exp}(-1.170 + (2.119 * \text{ln}(D)))$
Biomasa arbórea de BMM	$Y = \text{exp}(-2.289 + 2.649 * \text{ln}(D) - 0.021 * (\text{ln}(D))^2)$
ARBOLES Mg/ha	$Y = \text{SUMA}() * 0.1$
ARBUSTOS Mg/ha	$Y = \text{SUMA}() * 625 * 10^{(-3)}$

$Y = \text{Biomasa (Mg ha}^{-1}\text{)}$. $D = \text{Diámetro a 1.30 am (árboles) y 15 cm (arbustos)}$.

Se midió pH y CE del suelo con un potenciómetro en una relación 2:1, también se determinó textura, densidad aparente y porcentaje de humedad del suelo. El contenido de la materia orgánica se obtuvo por el método de Walkey y Black.

Resultados y discusión

En relación a los sistemas agroforestales (SAF's) más representativos de la zona cafetalera de Huatusco, se evaluaron dos a pleno sol: PSC-MZ y PSC-ZI; tres especializados: ESP-MZ, ESP-MZ y ESP-CH; y como referencia de un comportamiento no agroforestal un potrero (POT-TH) y el Bosque Mesófilo de Montaña (BMM-CH).

En el BMM-CH se encontró la mayor concentración total de C, con 336.31 Mg ha⁻¹, por el contrario, como en el potrero no habían especies arbóreas ni arbustivas, su cantidad de C aéreo fue la mínima. En relación al contenido de C en los SAF's, se encontró, en orden descendente: ESP-MZ, con 186.87 Mg ha⁻¹, ESP-CH con 115.99 Mg ha⁻¹, PSC-ZI con 61.98 Mg ha⁻¹, PSC-MZ con 30.54 Mg ha⁻¹ y ESP-MZ con 22.98 Mg ha⁻¹ (Cuadro 2).

Cuadro 2. Cantidad de carbono almacenado en el estrato aéreo (árboles, arbustos, herbáceas mantillo, troncos caídos y raíces) en los sistemas estudiados

	Carbono en biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)						
	01-POT-MF	02-BMM-CH	03-PSC-MZ	04-PSC-ZI	05-ESP-MZ	06-ESP-MZ	07-ESP-CH
CA	0.00 ^b	385.58 ^a	26.83 ^a	95.56 ^a	302.54 ^a	22.28 ^a	188.06 ^a
Carb	0.00 ^c	1.46 ^{bc}	8.88 ^{ab}	4.90 ^{abc}	8.28 ^{abc}	11.97 ^a	4.60 ^{abc}
CH	2.06 ^{cd}	0.00 ^b	0.18 ^b	0.17 ^{bc}	0.06 ^a	0.05 ^{bcd}	4.27 ^d
CM	0.42 ^a	5.04 ^a	5.03 ^a	3.32 ^a	8.64 ^a	2.95 ^a	0.05 ^a
CR	0.66 ^b	64.55 ^b	8.16 ^a	20.02 ^b	54.23 ^b	7.80 ^b	34.90 ^b
CTc	0.00 ^b	0.00 ^c	12.01 ^c	0.00 ^c	0.00 ^c	0.91 ^c	0.00 ^a

Prueba de T *Letras iguales indican diferencias no significativas (p<0.05).

CA= Carbono arbóreo, Carb= Carbono arbustivo, CH= Carbono herbáceo, CM= carbono Mantillo, CR=Carbono raíces y CTc= Carbono troncos caídos.

Como se aprecia en el Cuadro 2 existen diferencias estadísticamente significativas en contenido de carbono arbóreo de los SAF's. Esto se debe en cierta forma al manejo agronómico de cada cafetal, así como a la densidad de plantación y edad de los árboles y arbustos, pero sobre todo a la compleja heterogeneidad de especies presentes. Cabe mencionar que el potrero está sometido a un proceso semi-estabulado con ganado bovino, en cual se permite el crecimiento de los pastos y algunos árboles. Por el contrario, el bosque mesófilo mostró alta concentración de carbono aéreo. Existen otros factores primarios que van a influir directa o indirectamente sobre el comportamiento de las especies arbóreas y arbustivas, estos pueden ser climáticos, edáficos o fisiológicos.

Respecto al COS (Cuadro 3) no existieron diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas estudiados. La mayor cantidad de COS se cuantificó en el tratamiento 01.POT-MF con 97% (95.89 Mg ha⁻¹), este valor es semejante al 96% de carbono en base subterráneo (0-30 cm) en el potrero reportado por Espinoza (2009). El sistema 02.BMM-CH un 19% de COS el cual corresponde a 107.99 Mg ha⁻¹ y los sistemas agroforestales de café obtuvieron los siguientes porcentajes, 03.PSC-MZ un 58% (85.57 Mg ha⁻¹), 04.PSC-ZI un 39% (79.12 Mg ha⁻¹), 05.ESP-MZ con 22% (103.79 Mg ha⁻¹), 06.ESP-MZ con 57% (62.05 Mg ha⁻¹) y el 07.ESP-CRUO con 21% (61.85 Mg ha⁻¹).

Cuadro 3. Contenido promedio de carbono orgánico en el suelo a diferentes profundidades de estudio

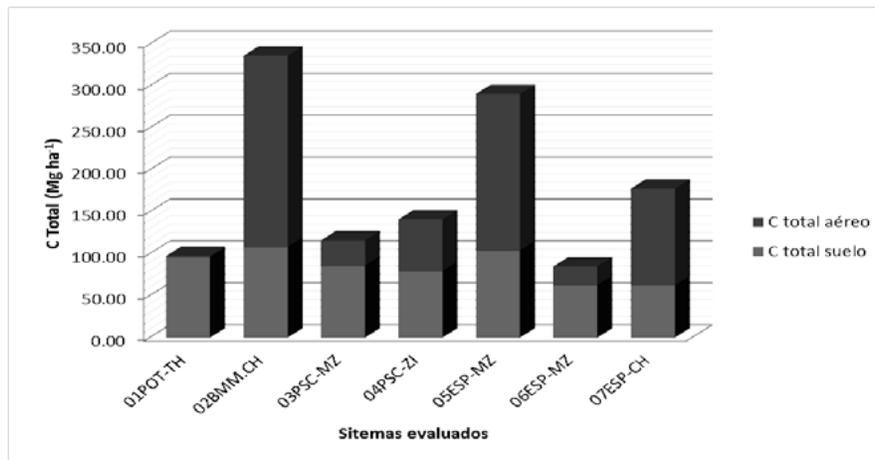
Profundidad (cm)	C Orgánico del suelo						
	01POT-TH	02BMM-CH	03PSC-MZ	04PSC-ZI	05ESP-MZ	06ESP-MZ	07ESP-CH
	Almacenes C (Mg ha ⁻¹)						
0-10	20.84±4.92 ^a	33.16±9.33 ^{ab}	18.14±7.07 ^a	23.95±6.33 ^{ab}	25.59±5.99 ^a	12.67±3.98 ^{ab}	13.55±3.64 ^{ab}
10-20	25.12±9.49 ^a	17.21±4.08 ^a	23.77±10.63 ^a	16.71±5.31 ^a	23.65±7.42 ^a	12.01±3.02 ^a	16.98±4.68 ^a
20-30	24.10±6.00 ^{ab}	26.76±2.51 ^a	22.05±6.57 ^{ab}	15.46±3.98 ^{ab}	26.47±5.65 ^{ab}	11.05±1.38 ^{ab}	10.24±5.26 ^b
30-60	25.82±9.10 ^a	30.84±4.82 ^a	7.46 ^a	25.56±8.41 ^a	28.06±8.81 ^a	26.3±4.33 ^a	21.07±4.59 ^a
0-60	95.89±29.4	107.98±19.17	85.56±22.73	81.69±22.73	103.78±27.73	62.04±10.18	61.84±12.88

Prueba de T*

*Letras iguales indican diferencias no significativas (p<0.05).

Los resultados obtenidos en el presente estudio se pueden relacionar con los reportados por Mena *et al.*, (2011) quienes reportan para el carbono orgánico del suelo de los pisos altitudinales y los sistemas de uso de Tierra en Costa Rica como el Bosque secundario (Bo) valores 113.1 Mg ha⁻¹ y para los sistemas agroforestales de café especializados con laurel y poró (*Erythrina poeppigiana*) con valores de 84.9 y 108.1 Mg ha⁻¹ respectivamente.

En la Figura 3 podemos observar el comportamiento del Carbono Orgánico Total (carbono aéreo más carbono edáfico) de los sistemas estudiados.

**Figura 3.** Contenido del Carbono Orgánico Total (Mg ha⁻¹) en los diferentes sistemas estudiados.

Conclusiones

Los sistemas agroforestales de café estudiados en este trabajo tuvieron un contenido promedio de 142 Mg C ha⁻¹. En cuanto a la biomasa aérea de los sistemas agroforestales de café, se determinó que estos pueden almacenar 23, 31, 62, 116 y 187 Mg C ha⁻¹, que corresponden a los sistemas 06 ESP-MZ, PSC-MZ, PSC-ZI, ESP-CH y ESP-MZ, respectivamente.

En el BMM-CH su biomasa aérea fue de 228.32 07 Mg C ha⁻¹, lo que demuestra que acumuló más del triple que el especializado con cedro rojo (ESP-MZ), lo que corresponde a lo esperado. Respecto al potrero la biomasa aérea fue de 1.57 Mg C ha⁻¹, debido a que presenta el estrato herbáceo, algunas UM con mantillo y no cuenta con estratos arbóreo ni arbustivo.

Respecto al COS, en el 02.BMM-CH se obtuvieron 108 Mg ha⁻¹ de COS resultando el sitio de mayor retención de C en el suelo, los sistemas 06.ESP-MZ y 07.ESP-CH fueron los que reportan menor contenido

con 62 Mg ha⁻¹.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Línea Prioritaria de Investigación No. 1(LPI-1): *Manejo Sustentable de Recursos Naturales* del Colegio de Postgraduados, y a la Dirección General de Investigación y Postgrado (DGIP) de la Universidad Autónoma Chapingo, por el financiamiento otorgado a este proyecto.

Bibliografía

- CONAFOR. 2008. Catálogo de contenido de carbono en especies forestales de tipo arbóreo del noreste de México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Zapopan, Jalisco. pp. 1-3.
- Espinoza D. W. 2009. Secuestro de carbono en sistemas agroforestales en la región cafetalera de Chocamán-Totutla-Huatusco, Veracruz. Tesis de maestría en ciencias en agroforestería para el desarrollo sostenible. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Estado de México.
- Etchevers J. D., C. M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla, 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 pp.
- Mena V. E., H. J. Andrade, C. M. Navarro. 2011. Biomasa y carbono almacenado en sistemas agroforestales con café y en bosques secundarios e un gradiente altitudinales en Costa Rica. CATIE, Costa Rica. *Agroforestería Neotropical* 1:1-17.
- 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). UACH, México.
- Montagnini F., Nair P. K. R. 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 61:281-295.
- Rügnitz M. T., M. L. Chacón, R. Porro. 2009. Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales. Lima, Perú.: Centro Mundial Agroforestal (ICRAF) / Consorcio Iniciativa Amazónica (IA). 79 pp.
- SEMARNAT. 2004. Saber para proteger, Introducción a los servicios ambientales. SEMARNAT. México, D.F. 71 pp.



1.7 Carbono capturado en sistemas agroforestales de café (*Coffea arabica* L.) en Chocarán (Veracruz, México)

Valdés-Velarde Eduardo¹; Rojas-Pérez Luis¹; Vázquez Rodríguez José C.¹; Ordaz-Chaparro Víctor M.²; Ayala-Arreola Juan¹; Gallardo-Lancho Juan F.³; Salcedo-Pérez Eduardo⁴ y Krishnamurthy Laskmi⁵

¹Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Edo. de Méx., México. Autor para correspondencia: evaldesv@yahoo.com.mx

²Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Edo. de Méx., México.

³Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (CSIC-IRNASa), Salamanca, España.

⁴Departamento de Madera Celulosa y Papel, CUCBA, Universidad de Guadalajara Campus Zapopan.

⁵Centro de Investigación, Desarrollo y Educación en Agricultura Multifuncional (IDEA Multifuncional), Universidad Autónoma Chapingo.

Resumen

En el presente estudio se evaluó el potencial de captura de carbono de la biomasa aérea (BA) y el contenido de carbono orgánico del suelo (COS), en cuatro sistemas agroforestales (SAF) de café (SCAF) ubicados en el municipio de Chocamán (Veracruz, México). Se evaluaron dos policultivos tradicionales (PCT15, PCT06), un especializado (SEC05) y un policultivo comercial (PCC07). Se delimitaron cuatro unidades de muestreo (UM) de 100 m² (4 x 25 m²) en cada uno de los sitios, en las cuales se midieron los componentes de la BA y se muestrearon cuatro profundidades de suelo (0-10, 10-20, 20-30 y 30-60 cm). Para estimar el carbono en la BA se utilizaron ecuaciones alométricas. En cuanto al contenido de COS el PCT06 mostró 252 Mg C ha⁻¹, seguido del SEC05, siendo los últimos PCT15 y PCC07 con 118 Mg C ha⁻¹. Sin embargo, se carecen de datos para justificar las discrepancias o similitudes encontradas.

Palabras clave: policultivo comercial, policultivo tradicional, ecuaciones alométricas, carbono orgánico del suelo.

Abstract

The present study evaluated the potential of carbon sequestration of the aboveground biomass (BA) and the soil organic carbon (SOC) content, in four coffee agroforestry systems located in the municipality of Chocamán (Veracruz, Mexico). We evaluated two traditional poly-cultures (PCT15, PCT06), a specialized (SEC05), and a commercial poly-culture (PCC07). Four sampling (UM) units are delimited 100 m² (4 x 25 m²) in each of the sites, which were measured components of the BA and were sampled four soil depths (0-10, 10-20, 20-30, and 30-60 cm). Allometric equations were used to estimate the carbon in the BA. In terms of the content of COS the PCT06 showed 252 Mg C ha⁻¹, followed by the SEC05, the last being PCT15 and PCC07 with 118 Mg C ha⁻¹, respectively. Associated parameters are lacking for helping to justify the results found.

Keywords: commercial polyculture, traditional polyculture, allometric equations, soil organic carbon.

Introducción

El CO₂ es uno de los gases de mayor importancia por su concentración en la atmósfera y por su relación directa con las actividades antropogénicas, habiendo aumentado su concentración 31% entre 1750 y el presente (IPCC, 2002), al pasar de 280 a 367 partes por millón (ppm) de CO₂. Los bosques y selvas capturan, almacenan y liberan CO₂ como resultado de los procesos fotosintéticos, de respiración y de degradación de los residuos orgánicos y la mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS). Este servicio ambiental que proveen bosques o selvas como secuestradores de carbono (sumideros) permite equilibrar la concentración de este elemento. El sistema suelo-vegetación desempeña un papel importante en el aumento o en la reducción de las concentraciones de CO₂, dependiendo de la velocidad de formación y descomposición de la materia orgánica (Acosta *et al.*, 2009).

Parte de los residuos orgánicos se pierde, dando lugar a una considerable emisión de CO₂. Por lo tanto, donde la deforestación no puede detenerse, es necesario un manejo correcto para minimizar las pérdidas de C. La reforestación, sobre todo en los suelos degradados con bajo contenido de MOS, será una forma importante de captura de C a largo plazo, tanto en la biomasa como en el suelo (Massera y Sheinbaum, 2004).

Ante tal situación es necesario encontrar estrategias productivas, ecológicas y económicamente sostenibles para el manejo de los sistemas agropecuarios. Una alternativa a los problemas de degradación de los recursos naturales por cambios de uso de suelo es la implementación de sistemas agroforestales (SAF), que son formas de uso de la tierra, donde los árboles o arbustos interactúan biológica y económicamente en una misma superficie con cultivos y/o animales, asociados de forma simultánea o secuencial. El propósito fundamental es diversificar y optimizar la producción para un manejo sostenible; además, ofrecen múltiples bondades, no sólo al ambiente sino también al productor, puesto que protegen al suelo de la erosión y adicionan materia orgánica, proveen de alimento y sombra para los animales todo el año, y mantienen una alta biodiversidad. Asimismo, la integración de especies leñosas dentro de estos sistemas promueven la recuperación de áreas degradadas, así como la captura de CO₂, el cual es uno de los principales gases causantes del efecto invernadero (Casanova-Lugo *et al.*, 2011).

Los sistemas agroforestales cafetaleros (SCAF), con sombra diversificada, son sistemas potenciales en la captura de carbono. Estos sistemas representan una opción para los productores de café, no solo para dar un valor ecológico agregado, sino también para contar con una fuente económica alternativa que les permita integrarse al desarrollo sostenible del país. La alternativa económica que ofrecen dichos ecosistemas es a través del pago de bonos por captura de C, estrategia que debe ser considerada, diseñada e implementada a corto plazo (Pineda-López *et al.*, 2005).

El objetivo del estudio fue evaluar el contenido de carbono orgánico de sistemas agroforestales de café seleccionados en el municipio de Chocamán (Veracruz, México); en particular estimar el contenido de C en la biomasa aérea (BA) y determinar el contenido de carbono orgánico edáfico (COS) y su relación con las principales características físicas y químicas del suelo.

Materiales y métodos

Zona de estudio

El estudio se realizó en el municipio de Chocamán (Veracruz, México) situado en la zona central del Estado de Veracruz (Figura 1), en las coordenadas 19° 01' de Latitud Norte y 97° 02' de Longitud Oeste. El Municipio tiene una extensión territorial de 41.13 km², cifra que representa el 0.06% del total del Estado y el 0.0021% del total nacional.

Su altitud varía desde 1112 hasta 2300 m s.n.m., fluctuando en la cabecera municipal de 1320 a 1420 m y en el centro de 1360 m.

Muestreo de suelo y medición de biomasa

Para diseño de las unidades de muestreo (UM) se colocaron tres UM en sentido Norte–Sur (UM 1, 3 y 4) y una en sentido Este–Oeste (UM 2) en cada sistema del estudio. Las UM fueron marcos rectangulares de 25 x 4 m² (100 m²; Etchevers *et al.*, 2005; modificado por Masuhara, 2012).

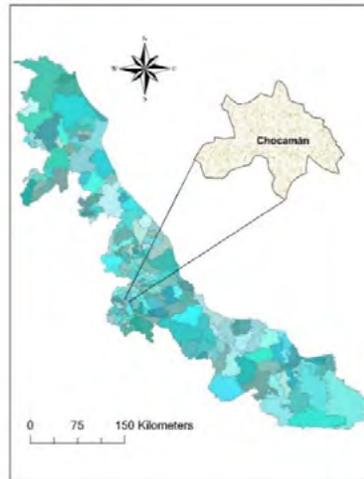


Figura 1. Localización del Municipio de Chocamán (Veracruz, México).

Carbono edáfico

Se hicieron muestreos a cuatro diferentes profundidades edáficas (0-10, 10-20, 20-30 y 30-60 cm); aunque la última profundidad se tomó la muestra de 40-50 cm, ese supone es representativa de toda la profundidad (30-60 cm) debido a la homogeneidad del material mostrada, siendo justificable porque la variación de concentración de C es menor a medida que disminuye la profundidad (García-Silva *et al.*, 2006b).

Para la medición del C orgánico edáfico (COS) en los sistemas estudiados se recolectaron muestras de dos excavaciones por UM. Las características de la calicata fueron: 80 cm de largo, 60 cm de ancho y -50 cm de profundidad, realizándose a un metro del centro de la UM. Para el muestreo del suelo se utilizó una barrena de PVC de 10 cm de largo y 5.5 cm de diámetro. El tubo se golpeó verticalmente con un mazo de madera y una maceta hasta penetrar totalmente en cada profundidad (0-10, 10-20, 20-30 y 30-60 cm); posteriormente se extrajo la muestra del tubo y se guardó en una bolsa de plástico etiquetada para transportarse al laboratorio (Etchevers *et al.*, 2005).

Descripción de los Sistemas

Los sistemas se describen detalladamente en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Descripción resumida de los sistemas agroforestales evaluados en Chocamán, Ver.

Tipo de sistema	Claves sistemas	Coordenadas geográficas	Variedad café	Especies de sombra	Pendiente (%)	Orientación	Altitud (m s.n.m.)
Policultivo comercial	PCC07	19° 00.46' LN 97° 00.462' LO	<i>Bourbon</i>	<i>Musa paradisiaca</i>	20-40	NO-SE	1300
Sistema especializado	SEC05	18° 58.916' LN 18° 59.874' LO	<i>Garnica</i> <i>Typica</i>	<i>Thuja occidentalis</i>	35-60	N-S	1500
Policultivo tradicional	PCT06	18° 59.874' LN 96° 59.926' LO	<i>Typica</i> <i>Bourbon</i>	<i>Inga vera</i> <i>Musa paradisiaca</i> <i>Prunus sp.</i> <i>Solanum melongena</i>	20-45	N-S	1332
Policultivo tradicional	PCT15	18° 59.623' LN 97° 01.272' LO	<i>Typica</i>	<i>Myrtus capuli</i> <i>Trema micrantha</i> <i>Cedrela odorata</i> <i>Cojoba arbo. rea</i> <i>Syzygium jambas</i> <i>Fraxinus uhdei</i> <i>Inga vera</i> <i>Musa paradisiaca</i>	10-30	SO-NE	1200

Biomasa arbórea, arbustiva, troncos caídos, herbácea, mantillo y raíces

Para evaluar las especies arbóreas se consideraron todos los árboles que se encontraron dentro del área total de la UM (100 m²), cuyo diámetro a la altura del pecho (DAP = 1.30 m) fue mayor que 2.5 cm; la DAP se midió con cinta métrica o cinta diamétrica. También se midió la altura de los árboles con una pistola Haga o regleta (Etchevers *et al.*, 2005). Para la evaluación de vegetación arbustiva se utilizó un área de 4 x 4 m² (16 m²), ubicada en la parte Norte de la UM (UM 1, 3 y 4) y en la parte Este de la UM 2. Se midió el diámetro del tallo a 15 cm de la superficie del suelo (D_{t15}); de igual manera se midió la altura de arbustos y cafetos (Etchevers *et al.*, 2005). Para medir troncos caídos se tomó en cuenta aquellos cuyo diámetro fue mayor a 5.0 cm de diámetro y una longitud mayor a 50 cm y que se encontraron dentro de la unidad de muestreo (Etchevers *et al.*, 2005).

Para evaluar la vegetación herbácea se utilizó un marco de 1 x 1 m² (1.0 m²), el cual se colocó a 1 m del centro de la UM. En cada unidad de muestreo se cortó el material vegetal a ras de suelo (herbáceas). Las muestras fueron guardadas en bolsas plásticas para el transporte y de papel para su secado en la estufa; estas bolsas fueron identificadas y después enviadas al laboratorio para determinar peso fresco y seco. El secado se realizó en el horno-estufa de aire forzado a 75 °C durante 24 h (Etchevers *et al.*, 2005). El muestreo de mantillo se realizó también en forma sistemática con subcuadrantes de 0.5 x 0.5 m² (0.25 m²). Se recolectó el mantillo, la hojarasca, los residuos agrícolas y el estiércol acumulados, según proceda. Las bolsas fueron identificadas y después enviadas al laboratorio para determinar el peso fresco y seco. El secado de las muestras se realizó en el horno-estufa de aire forzado a 75 °C durante 24 h (Etchevers *et al.*, 2005). Para estimar la biomasa de raíces el cálculo se realizó de manera indirecta con una ecuación alométrica específica (Etchevers *et al.*, 2005).

Biomasa y carbono en la biomasa vegetal total

El contenido de biomasa para cada componente del sistema se estimó con ecuaciones alométricas. La biomasa vegetal total se obtuvo sumando todos los componentes evaluados. El carbono existente en el área muestreada fue la mitad la materia seca (MS) de todos los componentes, ya que convencionalmente se considera el C es el 50% de la MS estimada para la biomasa (Bravo, 2007; Rendón y Soto, 2007).

Preparación de las muestras de suelo para la determinación de carbono

Las muestras de suelo se colocaron en bolsas de plástico debidamente identificadas y se trasladaron al laboratorio para procesarlas y analizarlas. Antes de llevarse al laboratorio se determinó el peso húmedo de todas las muestras; después se homogeneizaron destruyendo manualmente todos los terrones. La muestra de suelo correspondiente a cada punto de muestreo se colocó en charolas de aluminio de aproximadamente 20 x 25 cm² para determinar su peso seco al aire. Esta muestra seca se pasó por un tamiz de 2 mm para separar la grava, los restos vegetales y animales (Etchevers *et al.*, 2005). Para determinar la concentración de C se realizó por combustión seca en un analizador automático. El contenido de carbono orgánico total (COT) se calculó como la suma del C de la biomasa vegetal (CBV) BA más el COS (García-Oliva *et al.*, 2006a).

En el Cuadro 2 se resume la metodología empleada para determinar cada parámetro evaluado.

Análisis estadístico

Se empleó un diseño completamente al azar y se ejecutó el procedimiento ANOVA de un factor para realizar una comparación de medias de los cuatro sistemas agroforestales utilizando la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$) con el paquete estadístico *SPSS* (versión 20.0 para *Windows*), tomándose en cuenta las variables de C de la biomasa aérea y edáfico (COS), y el C total del sistema.

Cuadro 2. Metodología de procedimiento de análisis para cada parámetro

Parámetro	Procedimiento de análisis
COS	Walkley y Black
pH	Suspensión acuosa 1:2
C.E.	Suspensión acuosa 1:2
Dap	Método del cilindro de volumen conocido
Textura	Método del hidrómetro

Dap: Densidad aparente; C.E.: Conductividad eléctrica.

Resultados y discusión

En la figura 2 se muestra la distribución promedio de cada uno de los componentes evaluados (suelo y vegetación). Se encontraron algunas diferencias significativas entre los diferentes sistemas (Cuadro 3). El PCT06 (con 334 Mg C ha⁻¹) tiene la mayor concentración de COT (es decir, la mayor cantidad CBV y COS). El PCT06 es el sistema que presentó los valores más altos de almacenamiento de C tanto total como en el suelo (252 Mg C ha⁻¹), lo cual describe lo eficiente que es un policultivo tradicional como sumidero de carbono debido a la gran diversidad de especies vegetales existentes que contribuyen con gran cantidad de material orgánico.

El SEC05 fue el segundo sistema que más acumuló C en el suelo, pues concentró 210 Mg C ha⁻¹, lo cual puede deberse a sus características edáficas como un alto contenido de arcilla (35%), denotando una baja Dap (0.76 Mg m⁻³). En el PCC07 sólo se concentró 118 Mg C ha⁻¹ como COS.

Los sistemas que presentaron el promedio de C acumulado más bajo fueron el PCC07 y el PCT15, en total alrededor de 175 Mg C ha⁻¹, de los cuales en el suelo unos 118 Mg C ha⁻¹.

Masuhara (2012) encontró en un sistema tradicional de café (Huatusco, también en el estado de Veracruz) un contenido de C total del sistema de 188 Mg C ha⁻¹; en otro sistema especial de café en el mismo sitio registró 133 Mg C ha⁻¹, más bajo; estos resultados varían igualmente como los encontrados en el presente estudio.

Así pues, se encontraron amplias variaciones de capacidad de captura de C en los sistemas estudiados, pero con los datos obtenidos no se puede asegurar cuál o cuáles son los principales factores controladores de esa capacidad (número de especies, altura, DAP, Dap, *etc.*).

Cuadro 3. Comparación de medias de C orgánico total almacenado (Mg C ha⁻¹) en los sistemas agroforestales evaluados

Sistemas	Biomasa aérea	Suelo	n	Media total sistema
PCC07	55.14 a	118 c	4	173 b
SEC05	45.24 a	210 b	4	279 ab
PCT06	81.96 a	252 a	4	334 a
PCT15	60.33 a	118 c		179 b
	Significancia			0.0067

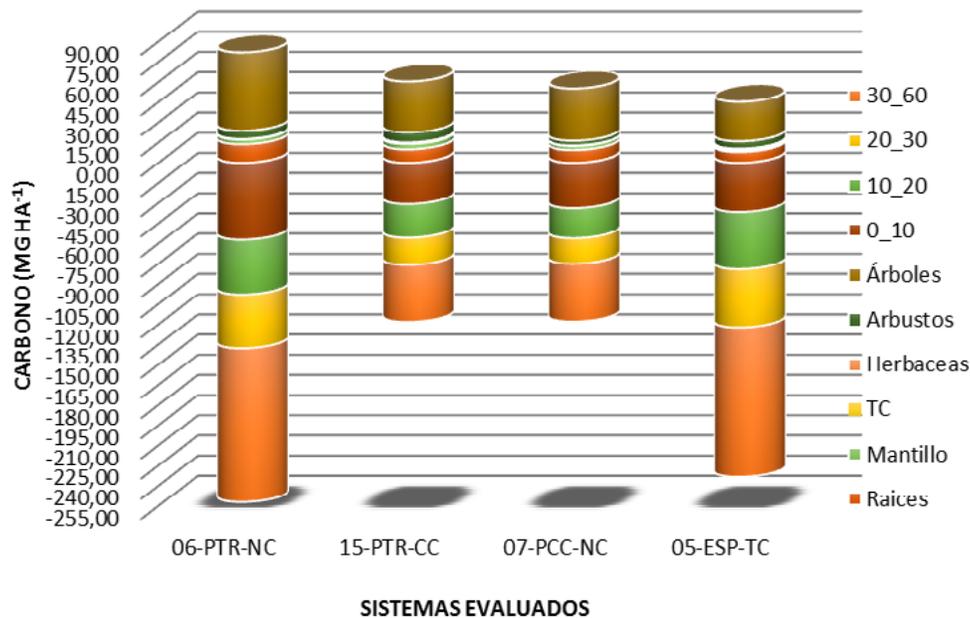


Figura 2. Contenido de carbono orgánico total y su fraccionamiento en los cuatro sistemas agroforestales de café evaluados en Chocamán (Veracruz, México) en 2012.

Conclusiones

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas de C en la biomasa del estrato aéreo; sin embargo, sí se establecieron respecto al contenido de COS. El sistema PCT06 es el que significativamente más C acumula, tanto en el total del sistema como en el suelo (con 252 y 334 Mg C ha⁻¹, respectivamente), sin poderse conocer aún las causas con los datos registrados.

Con respecto al carbono orgánico total (CBV más COS) existieron diferencias significativas; se encontró la mayor concentración de COT en el PCT06 con 334 Mg C ha⁻¹, este sistema registró la mayor cantidad de C en la biomasa vegetal (CBV) y C orgánico del suelo (COS). Mientras que el extremo que concentra menos C se comportan igualmente tanto PCC07 como PCT15; habría que ahondar en estos dos sistemas para saber cuál es el factor que lo ocasiona, a pesar de un diferente manejo.

Bibliografía

- Acosta M., F. Carrillo, M. Díaz. 2009. Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et Cham. *TERRA Latinoamericana* 27:105-114.
- Bravo F. 2007. El papel de los bosques en la mitigación del cambio climático. Obra colectiva. Fundación Gas Natural, Barcelona. 320 pp.
- Casanova-Lugo F., J. Petit-Aldana, J. Solorio-Sánchez. 2011. Los sistemas agroforestales como alternativa a la captura de carbono en el trópico mexicano. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17:133-143.
- Etchevers J. D.; C. M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla, 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 pp.
- García-Oliva F., G. Hernández, J. F. Gallardo. 2006a. Comparison of ecosystem C pools in three forests in Spain and Latin-America. *Annals of Forest Science* 63:519-223.

- García-Silva R., D. Espinosa-Victoria, B. Figueroa-Sandoval, N. E. García-Calderón, J. F. Gallardo-Lancho. 2006b. Reservas de carbono orgánico y de fracciones húmicas en un Vertisol sometido a siembra directa. *TERRA Latinoamericana* 24:241-251.
- IPCC. 2002. Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico V del IPCC. Ed. IPCC. Ginebra, Suiza. 85 pp.
- Massera O., C. Sheinbaum. 2004. Mitigación de emisiones de carbono y prioridades de desarrollo nacional. En: Fernández, A., J. Martínez, P. Osnaya (eds). *Cambio climático: una visión desde México*. INE-SEMARNAT, México. pp. 355-368.
- 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 de Chapingo, México.
- Pineda-López M. R., G. Ortiz-Ceballos, L. R. Sánchez-Velásquez. 2005. Los cafetales y su papel en la captura de carbono: un servicio ambiental aún no valorado en Veracruz. *Madera y Bosques* 11:3-14.
- Rendón N., L. Soto. 2007. Metodología rápida para la estimación y monitoreo de captura de carbono. El Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México. 47 pp.

1.8 Descomposición, respiración del suelo y macrofauna edáfica en la cuenca del Río Magdalena, México, D. F.

Barajas-Guzmán M. Guadalupe¹

¹Laboratorio de Ecología del suelo, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México. Autor para correspondencia: mgbarajasg@ciencias.unam.mx

Resumen

Se estimó la tasa de descomposición de la fracción foliar de *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, y *Quercus rugosa* en la cuenca del Río Magdalena. Para ello se colocaron aleatoriamente en campo 480 bolsas de malla de mosquitero de 20 x 20 cm, conteniendo 20 g de fracción foliar. Se realizaron colectas bimensuales tomando 10 bolsas por especie. La estimación de la respiración se realizó en sitios abiertos y cerrados del bosque de *Abies religiosa*, tomando 4 muestras de suelo por sitio a 10 cm de profundidad, y la producción de CO₂ se estimó a través de la titulación con ácido clorhídrico. En esta misma zona se extrajeron 3 monolitos por sitio y se separó la macrofauna edáfica, los organismos encontrados se identificaron a nivel de familia y se contabilizaron. La pérdida de peso entre *P. hartwegii*, *A. religiosa*, y *Q. rugosa* presentó diferencias significativas. La velocidad de descomposición de la fracción foliar de *A. religiosa* fue dos veces más alta que la que registro *Q. rugosa*. Respecto al CO₂ los valores más altos se registraron en un sitio abierto y con la mayor humedad en el suelo ($0.31 \pm 0.08 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y el valor más bajo en el sitio cerrado ($0.16 \pm 0.06 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$). En cuanto a la macrofauna, la mayor cantidad de larvas de la familia Curculionidae (indicadoras de suelos con disturbio) se presentaron en los sitios más abiertos, en tanto que la familia Lumbricidae fue más abundante en el sitio cerrado.

Palabras clave: bosque templado, calidad hojarasca, *Abies religiosa*, CO₂, microclima, Curculionidae, Lumbricidae.

Abstract

Decomposition rate of leaf fraction of *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa* and *Quercus rugosa* was estimated in the Magdalena river basin, Mexico City. In field placed randomly 480 mesh bags of 20 x 20 cm, containing 20 g of leaf fraction. Every two months were collected 10 bags by specie. Estimation of respiration was performed in open and closed sites in *Abies religiosa* forest, taking 4 soil samples per site to 10 cm deep, and the production of CO₂ was estimated by titration with hydrochloric acid. In this same zone 3 monoliths were extracted by site and soil macrofauna was collected, the organisms found were identified to family level and counted. The weight loss between *P. hartwegii*, *A. religiosa* and *Q. rugosa* present significant differences. The decomposition rate in the fir forest two-folded that oak forest. Regarding CO₂ the highest values were recorded in an open area and the greater soil moisture ($0.31 \pm 0.08 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ day}^{-1}$) and the lowest value in the closed site ($0.16 \pm 0.06 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ days}^{-1}$). As for the macrofauna, as many larvae of Curculionidae (indicator of soil disturbance) occurred in more open sites, while the Lumbricidae family was most abundant at the closed site.

Key words: temperate forest, litter quality, *Abies religiosa*, CO₂, microclimate, Curculionidae, Lumbricidae.

Introducción

El ciclo del carbono es fundamental en el funcionamiento del planeta, ya que se encuentra fuertemente ligado al clima, al ciclo del agua, al ciclo de nitrógeno y del fósforo, y a la producción de biomasa a través de la fotosíntesis, tanto en los ecosistemas terrestres como acuáticos. Asimismo, la molécula de CO₂ generada por la respiración de las raíces y la de los microorganismos durante el proceso de descomposición de la materia orgánica del suelo, es uno de los gases denominados invernadero, ya que atrapan la energía de onda larga que refleja la superficie de mares y tierra y con ello ha aumentado la temperatura del planeta. De manera que entender y manejar el ciclo del carbono es crítico para disminuir el calentamiento global y aumentar la productividad (Global Carbon Project, 2003; Brady y Weil, 2008).

La materia orgánica encerrada en el suelo de los ecosistemas terrestres es el segundo almacén de carbono (C) más grande de la Tierra (Schlesinger, 1997). La principal vía por la que el carbono sale del suelo es como CO₂ proveniente de la respiración autótrofa (raíces), y la heterótrofa. Los microorganismos (bacterias y hongos principalmente) son los responsables de la respiración heterótrofa, la cual se genera por la mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS) durante el proceso de descomposición (Grandy y Neff, 2008). La tasa de mineralización de la MOS es regulada por su calidad química (relación Carbono/Nitrógeno o Lignina/Nitrógeno), por la temperatura y por la disponibilidad de agua (Luo y Zhou, 2006).

Asimismo, la respiración del suelo se ve afectada con el cambio de uso de suelo, ya que al desproteger la capa superficial del suelo se destruye la estructura (macro y microagregados) por el impacto de la lluvia, se acentúan los cambios bruscos de temperatura, aumenta la tasa de evaporación y la erosión, disminuye la tasa de infiltración, y la cantidad de nutrimentos para las raíces de las plantas y los microorganismos (Heineman *et al.*, 1997; Paris *et al.*, 1998). Esto puede tener repercusiones muy graves en el ciclaje de nutrientes y en la emisión de carbono a la atmósfera en países con altos niveles de modificación de la cubierta vegetal, como es el caso de México, donde más del 30% de la vegetación original ha sido sustituida por otras actividades tales como agricultura, ganadería y construcción (Velázquez *et al.*, 2002).

Los estudios que estiman la descomposición y la respiración en los bosques templados de México son escasos (Escobar *et al.*, 2008) y se trata de procesos importantes de cuantificar ya que son primordiales para entender el funcionamiento de los ecosistemas, además de que regulan gran parte de los servicios ecosistémicos.

Los objetivos centrales de este trabajo consistieron en describir las características microclimáticas de los bosques de pino, oyamel y encino presentes en la Cuenca del Río Magdalena (CRM), así como evaluar la tasa de descomposición de la fracción foliar de *Abies religiosa*, *Quercus rugosa* y *Pinus hartwegii* durante un ciclo anual y, estimar la producción de CO₂ y describir la macrofauna edáfica en el bosque de *Abies religiosa* en sitios con diferente cobertura vegetal. Bajo la premisa de que se esperan los valores más altos de descomposición en el bosque con los registros más elevados de temperatura y humedad, tanto del aire como del suelo. Asimismo se espera la respiración más elevada en los sitios con mayor humedad y mayor cantidad de fauna.

Zona de estudio

La cuenca del río Magdalena (CRM) se localiza al límite suroccidental del Distrito Federal (19°14'35'' y 19°17'53'' de latitud norte, y los 99°15'06'' y 99°20'18'' de longitud oeste), en el Eje Volcánico Transmexicano, formando parte de la cuenca de México, en la vertiente sur-occidental de la

sierra de las Cruces, con un intervalo altitudinal que va de los 2400 a los 3860 m s.n.m. (Ontiveros, 1980).

La CRM presenta microclimas que varían de templados a semifríos, según la clasificación climática de Köppen modificada por García (1978). Entre los 2400 y 2800 m de altitud se presenta el subtipo climático C (w2) (w) (b) i'g, templado subhúmedo con lluvias en verano, temperatura media anual entre 12 y 18 °C, y con poca oscilación térmica. En las partes más altas, de los 2800 a los 3500 m s.n.m., el clima es del tipo Cb' (w2) (w) (b') i g, semifrío, con las mismas características que el anterior pero con temperaturas medias anuales entre 5 y 12 °C y oscilaciones térmicas menores a 5 °C. La temporada de lluvias se presenta en verano con precipitaciones abundantes en el mes de julio, con mínimos de 1000 mm en las partes bajas y máximos de 1500 mm en las cumbres más altas.

En la CRM predominan los Andosoles, en su mayoría derivados de cenizas volcánicas; son ligeramente ácidos (pH = 6.0 - 6.5) y ricos en materia orgánica (INEGI, 2013). Los Litosoles están representados en menor proporción y son suelos que presentan una profundidad menor a 10 cm y yacen sobre la roca. Se desarrollan en las pendientes mayores (12-20%) (INEGI, 2013).

Las comunidades vegetales principales son los bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. (Pino), *Abies religiosa* (HBK) Schlecht. (Oyamel) y *Quercus rugosa* (Encino), con distintas asociaciones de especies dentro de ellas (Ávila- Akerberg, 2002; Nava, 2003). Además, pueden verse intercaladas áreas de cultivo, de pastoreo y matorrales inermes que se constituyen como vegetación secundaria (Ávila- Akerberg, 2002).

Materiales y método

Se estableció una parcela de una hectárea en cada uno de los tipos de bosque (pino, oyamel y encino). El microclima se registró a través de sensores automáticos (humedad y temperatura del aire, H0B0, Onset. Co. USA; temperatura del suelo H01, HOB0 Onset Corporation, USA). Se colocaron cuatro sensores de aire (a una altura de 30 cm) y cuatro de suelo (a una profundidad de 10 cm) en cada una de las parcelas, se colocaron en dirección a cada una de las esquinas de la parcela y a 30 m del centro. Cada sensor registro los datos cada hora durante un año. La cantidad de agua en el suelo se determinó por el método gravimétrico. Se colectaron 10 muestras de suelo sistemáticamente a 10 cm de profundidad bimensualmente en cada tipo de bosque, desde que se montó el experimento en agosto del 2008, hasta agosto del 2009. Ya en el laboratorio se tomaron tres repeticiones de 20 g por muestra, las cuales se secaron en un horno durante 48 horas a 105 °C. El contenido de agua se determinó de la siguiente manera:

$$[(\text{Peso húmedo} - \text{peso seco}) / \text{Peso seco g suelo}] = \text{g H}_2\text{O} / \text{g suelo} \quad (1)$$

Para poder llevar a cabo la estimación de la tasa de descomposición de la fracción foliar de la hojarasca de *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa* y *Quercus rugosa* se colocaron de manera aleatoria en campo a finales del mes de julio del 2008 un total de 80 bolsas de malla de mosquitero de 20 x 20 cm con 20 g de peso fresco de la fracción foliar recién caída de cada una de las especies en cada uno de los sitios de estudio. La fracción foliar de cada especie se puso a descomponer en el sitio de colecta, no hubo cruce de sitios. Se realizaron colectas bimensuales tomando 10 bolsas de campo por especie (total 30 bolsas), cuyo contenido se secó por 24 hrs a 80 °C y, posteriormente estas muestras se pesaron. La concentración de carbono y nitrógeno de la fracción foliar se midió al inicio del experimento para estimar la calidad de la misma. El análisis del contenido de carbono se hizo por combustión seca en un analizador automático Shimadzu TOC 5000-A. La concentración de nitrógeno se determinó por digestión de Kjeldahl; 0.5 g de tejido foliar fueron digeridos con 7 ml de H₂SO₄ concentrado, 1,1 g de

la mezcla de K_2SO_4 y Cu_2SO_4 (9:01), y 3 ml de H_2O_2 ; los extractos y estándares fueron analizados colorimétricamente en un analizador automático. Las determinaciones de carbono y nitrógeno se realizaron en el Laboratorio de Fertilidad de Suelos del Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.

Para la estimación de la respiración en el bosque de oyamel el muestreo se llevo a cabo en la temporada de lluvias del año 2013, para ello se establecieron seis parcelas de 25 x 25 m, de las cuales cinco tenían un gradiente de cobertura vegetal y una parcela conservada. De cada parcela se tomaron cuatro muestras con un tubo de PVC de 7 cm de diámetro y 10 cm de alto. Las muestras obtenidas se mezclaron para obtener una muestra compuesta, y fueron almacenadas en el refrigerador, y posteriormente fueron tamizadas y sometidas al método titulación con ácido clorhídrico para realizar la medición del CO_2 . Se obtuvieron cuatro replicas por cada parcela, y se obtuvo la humedad del suelo a través del método gravimétrico ya descrito. Finalmente, en estas parcelas y en el mismo tiempo se extrajeron tres monolitos (25 x 25 x 30 cm) por parcela, se colecto y contabilizo la macrofauna presente, la cual se determino a nivel de familia.

Análisis estadístico

En el caso de los trabajos de descomposición y respiración, se realizó un ANDeVA de una vía, con el fin de evaluar si había diferencias significativas en el porcentaje promedio de peso remanente entre los diferentes bosques y entre los diferentes sitios en el bosque de *Abies religiosa* para la respiración (StatSoft Inc., 2007). Cuando se encontraron diferencias significativas, se procedió a realizar la comparación múltiple de medias con la prueba de Tukey. Todos los análisis se llevaron a cabo con un 95% de confianza. También se obtuvo la velocidad de descomposición de cada curva en gramos de peso perdido por día a través del modelo de descomposición exponencial negativo (Olson, 1963). Para la comparación de las variables de microclima y humedad del suelo entre los tres tipos de bosque, se realizó la prueba de Kruskal-Wallis (StatSoft Inc., 2007). Finalmente se obtuvo el índice de diversidad de Shannon-Weaver (Magurran, 1988) para la macrofauna edáfica.

Resultados

En el bosque de encino se registraron los valores más altos de temperatura en el aire y en el suelo, y de humedad del aire (Cuadro 1), en tanto que, en el bosque de oyamel se registraron los valores más altos de humedad en el suelo; mientras que el bosque de pino se caracterizo por las temperaturas y la humedad en el suelo más bajas registradas.

Cuadro 1. Características microclimáticas del aire y del suelo (promedio de los registros tomados cada hora durante el año de estudio), y humedad del suelo en los tres bosques en la CRM. Se presentan promedios \pm desviación estándar. Ta = temperatura del aire, Ts = temperatura del suelo

	Ta media (° C)	Ta min (° C)	Ta max (° C)	H aire (%)	Ts media (° C)	H suelo (g g ⁻¹)
<i>P.</i> <i>hartwegii</i>	6.8 \pm 0.2 <u>b</u>	- 0.3 \pm 0.5 <u>c</u>	20.6 \pm 2.4 <u>a</u>	60 \pm 2 <u>b</u>	8.5 \pm 1.0 <u>ab</u>	0.41 \pm 0.9 <u>b</u>
<i>A.</i> <i>religiosa</i>	6.9 \pm 0.1 <u>b</u>	2.9 \pm 0.3 <u>b</u>	13 \pm 0.3 <u>c</u>	65.4 \pm 8.7 <u>b</u>	7.0 \pm 1.3 <u>b</u>	0.82 \pm 0.3 <u>a</u>
<i>Q.</i> <i>rugosa</i>	11.2 \pm 0.03 <u>a</u>	6.9 \pm 0.03 <u>a</u>	16.9 \pm 0.2 <u>b</u>	75 \pm 0.07 <u>a</u>	9.9 \pm 0.5 <u>a</u>	0.65 \pm 0.2 <u>ab</u>

Letras diferentes indican diferencias significativas entre los bosques ($p < 0.05$).

La pérdida de peso entre las tres especies presentó diferencias significativas ($F_{2,207} = 6.11$; $p < 0.01$). El peso de la fracción foliar de *A. religiosa* fue diferente al de *P. hartwegii* y *Q. rugosa*, *A. religiosa* fue la que presentó el peso más bajo y por tanto la mayor descomposición. El peso de la fracción foliar entre *P. hartwegii* y *Q. rugosa* no presentó diferencias significativas (Figura 1).

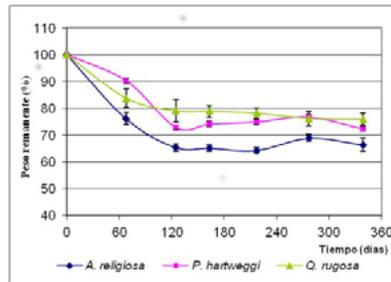


Figura 1. Curvas de pérdida de peso (%) en la fracción foliar en descomposición de *P. hartwegii*, *A. religiosa* y *Q. rugosa* a lo largo de un año (promedios \pm error estándar).

Las curvas del peso remanente se ajustaron al modelo exponencial negativo para obtener la pérdida de peso en gramos por día (Cuadro 2), la velocidad de pérdida de peso de la fracción foliar de *A. religiosa* duplicó el valor de la de *Q. rugosa* y es superior a la del *P. hartwegii*.

Cuadro 2. Calidad de la fracción foliar vista a través del cociente C/N y la velocidad de descomposición promedio a lo largo de un año

	Velocidad de descomposición ($\text{g día}^{-1} \times 10^{-3}$)	C:N	% de peso perdido
<i>P. hartwegii</i>	0.91	67.4	28
<i>A. religiosa</i>	1.40	49.7	34
<i>Q. rugosa</i>	0.71	42.2	24

Por lo que respecta a la respiración edáfica se encontraron diferencias significativas entre las diferentes parcelas ($F_{5,19} = 34.7$; $P < 0.001$). El sitio con la respiración más alta fue el que registró los valores más altos de humedad en el suelo ($0.59 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$), en tanto que el valor más bajo se registró en el sitio conservado con una humedad de $0.4 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$ (Figura 2).

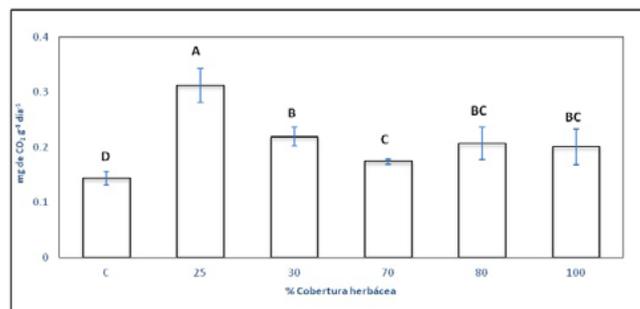


Figura 2. Cantidad de CO_2 en sitios con diferente cobertura vegetal en el bosque de *A. religiosa* durante la época de lluvias (promedios \pm error estándar).

La macrofauna presentó su valor más alto de diversidad ($H' = 2.0$) en el sitio que tenía un 100% de cobertura herbácea y la ausencia de árboles, en tanto que el valor más bajo de diversidad correspondió al sitio conservado ($H' = 0.75$), el cual contenía 40 árboles y su cobertura herbácea fue inferior al 3%. El número total de familias presentes fue de 19; las familias Lumbricidae y Geophilomorpha fueron abundantes en el sitio conservado, mientras que las larvas de las familias Curculionidae y Scarabaeidae predominaron en los sitios con mayor cobertura herbácea y menor cantidad de árboles.

Discusión y conclusiones

En los primeros 100 días ocurre la mayor pérdida de peso; debido a que el experimento se inició al comienzo de la época de lluvias, es probable que en esta primera etapa de la descomposición, haya dominado el proceso de lixiviación (lavado de los compuestos más solubles) (Brady y Weil, 2008; Tan, 2000); después de esta primera etapa hay muy pocos cambios a lo largo del año de estudio. Estos resultados coinciden al menos en los primeros 100 días con lo encontrado por Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009) para siete especies en bosques de pino-encino en el estado de Chiapas. El peso perdido en porcentaje al final del ciclo anual en esta investigación fue de 34 para *A. religiosa*, 28 para *P. hartwegii* y 24 para *Q. rugosa*. Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009) registraron para *Q. crassifolia* y *P. oocarpa* en diferentes condiciones sucesionales una pérdida de peso entre un 65 - 40% en el estado de Chiapas, pérdidas que son más altas a las registradas en este trabajo; sin embargo, cuando se observan los valores del cociente C/N para esas dos especies en el estado de Chiapas fueron de 32.5 y 43, respectivamente, en tanto que, para este trabajo en *Q. rugosa* fue de 42.7 y para *P. hartwegii* de 67.4, característica que podría explicar la descomposición más lenta en la cuenca del Río Magdalena (Brady y Weil, 2008).

A pesar de que la calidad de la fracción foliar es similar entre oyamel y encino (Cuadro 2), resulta sorprendente que la pérdida de peso sea más rápida en oyamel, ya que es en el bosque de encino donde se tienen mejores condiciones climáticas (Cuadro 1), y quizá, podríamos atribuir estos resultados a las características del suelo y la fauna edáfica. Lavelle *et al.* (1993) propusieron un modelo jerárquico para la descomposición, en el cual señalan que cuando el clima y la calidad del recurso no son los factores principales para explicar las diferencias en la descomposición, entonces habrá que ver las diferencias en el suelo y en la fauna edáfica.

En el caso del bosque de encino predominan los leptosoles, suelos poco profundos con 20 cm en promedio, que además son menos húmedos que los suelos del bosque de oyamel (Cuadro 1). Estos últimos son más profundos y contienen una gran cantidad de materia orgánica, por lo que podrían albergar poblaciones mayores de animales y microorganismos con lo que se acelera su actividad y se promueve la pérdida de biomasa durante la descomposición.

La presencia de 19 familias de la macrofauna en el bosque de *A. religiosa* podría explicar en parte este resultado. Algunos estudios indican que existe una relación positiva entre la riqueza de especies de la meso y macrofauna y la pérdida de masa del mantillo, que puede ser significativa; así, la fauna de tamaños mayores contribuye más en latitudes ecuatoriales (Heneghan *et al.*, 1999) y la microfauna es de mayor importancia hacia los polos (Wall *et al.*, 2008). Heneghan y colaboradores (1999) también realizaron un estudio de descomposición en un bosque templado y dos tropicales y observaron que la fauna contribuía a la pérdida de peso del mantillo hasta en un 37%.

Al tener el bosque de *A. religiosa* la descomposición más alta, resultado de interés medir la respiración del suelo en un gradiente de cobertura vegetal, a mayor cobertura herbácea disminuye la cantidad de árboles; de manera que los valores más altos de respiración se registraron en los sitios perturbados y con mayor humedad y, aunque no hubo repetición de sitio, es interesante observar que la menor emisión de CO₂ se tuvo en el sitio con menor cobertura herbácea y mayor cantidad de árboles, lo cual

nos sugiere que debemos recuperar las áreas perturbadas en la cuenca del Río Magdalena para disminuir las emisiones de CO₂ del suelo a la atmósfera. Respecto a los valores registrados de CO₂, éstos se encuentran dentro del rango de valores reportados para los bosques templados (Ikkonen *et al.* 2004; Covalada *et al.* 2009; Campos, 2014).

Finalmente, consideramos que la descripción de los procesos aquí estudiados ayudara a seguir entendiendo como funciona la cuenca del Río Magdalena, y con ello tomar las mejores decisiones para el manejo y conservación de la misma en el futuro.

Bibliografía

- Ávila-Akerberg V. 2002. La vegetación en la cuenca alta del Río Magdalena: un enfoque florístico, fitosociológico y estructural. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Brady N., R. Weil. 2008. The nature and properties of soils. 14^a ed. Prentice Hall, Nueva Jersey. 965 pp.
- Campos C. 2014. Trends in soil respiration on the eastern slope of the Cofre de Perote Volcano (Mexico): Environmental contributions. *Catena* 114:59-66.
- Covalada S., C. Prat, F. García-Oliva, J. Etchevers, J. Gallardo, F. Paz. 2009. Flujos de CO₂ edáfico en un transecto de bosques de pino-encino afectados por actividad antrópica en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, México). Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Escobar M., M. Maass, J. Alcocer, E. Azpra, L. Falcón, A. Gallegos, F. García-Oliva, V. Jaramillo, R. Lecuanda, V. Magaña, A. Martínez-Yrísar, A. Muhlia, A. Rodríguez, J. Zavala-Hidalgo. 2008. Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas. In: CONABIO. Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. México, D.F. pp. 161-189.
- García E. 1978. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 218 pp.
- Grandy A., J. Neff. 2008. Molecular C dynamics downstream: The biochemical decomposition sequence and its impact in soil organic matter structure and function. *Science of the Total Environment* 404:297-307.
- Global Carbon Project. 2003. Science Framework and Implementation. Report No. 1, Canberra. 69 pp.
- Heineman A., H. Otieno, E. Mengich, B. Amadalo. 1997. Growth and yield of eight agroforestry tree species in line plantings in Western Kenya and their effect on maize yields and soil properties. *Forest Ecology and Management* 91:103-135.
- Heneghan L., D. Coleman, X. Zou, D. Crossley, B. Haines. 1999. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: Tropical-Temperate comparisons of a single substrate. *Ecology* 80:1873-1882.
- Ikkonen E., E. Ángeles, E. García. 2004. Producción de CO₂ en Andosoles afectados por incendios forestales en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo. *Terra: Órgano Científico de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C.*
- INEGI. 2013. Prontuario de información geográfica delegacional de los Estados Unidos Mexicanos. La Magdalena Contreras, Distrito Federal. Clave geoestadística 09008.
- Lavelle P., E. Blanchart, A. Martin, S. Martin, A. Spain, F. Toutain, I. Barois, R. Schaefer. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: Application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25:130-150.
- Luo Y., X. Zhou. 2006. Soil Respiration and the Environment. Academic Press. Amsterdam. 318 pp.
- Magurran A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. 160 pp.
- Nava M. 2003. Los bosques de la Cuenca del Río Magdalena, D. F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Olson J. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44:322-331.
- Ontiveros A. 1980. Análisis físico y algunos aspectos socioeconómicos de la Cuenca del río Magdalena. Tesis de Licenciatura en Geografía. UNAM, México.
- Paris P., G. Olimpieri, L. Todaro, A. Pisanelli, F. Cannata. 1998. Leaf-water potential and soil-water depletion of walnut mulched with polyethylene and intercropped with alfalfa in central Italy. *Agroforestry Systems* 40:69-81.
- Rocha-Loredo G., N. Ramírez-Marcial. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de Pino-Encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 84: 1-12.
- Schlesinger W. 1997. Biogeochemistry. An analysis of Global Change. Academic Press. Nueva York. 588 pp.
- StatSoft Inc. 2007. Statistica para windows. Version manual 6.0, Tulsa, Oklahoma.
- Tan K. 2000. Environmental soil science. Marcel Dekker, Inc. Nueva York. 452 pp.
- Velázquez A., J. Mas, J. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra, J. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62:21-37.
- Wall H., A. Bradford, M. John, J. Trofymow, V. Behan-Pelletier, D. Binell, J. Dangerfield, W. Parton, J. Rusek, W. Boigt, V. Wolters, G. Gardel, F. Ayke, R. Bashford, O. Beljakova, P. Bohlen, A. Brauman, S. Flemming, J. Henschel, D.

Johnson, T. Jones, M. Kovarova, J. Kranabetter, L. Kutny, K. Lin, M. Maryati, D. Masse, A. Pokarzhevskii, H. Rahman, M. Sabará, J. Salamon, M. Swift, A. Varela, H. Vasconcelos, D. White, X. Zou. 2008. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. *Global Change Biology* 14:2661-2667.

1.9 Estimación de la producción de hojarasca en un paisaje de selva seca mediana subcaducifolia en Yucatán, México

Huechacona-Ruiz Astrid H.¹; Dupuy-Rada Juan M.¹; Caamal-Sosa Juan P.²; May-Pat Filogonio¹; Peduzzi Alicia³; Olguín Marcela²; López-Merlin David² y Maldonado-Montero Vanessa²

¹Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. Calle 43 No. 130, Colonia Chuburná de Hidalgo, C.P. 97200, Mérida, Yucatán, México. Autor para correspondencia: astrid.huechacona@cicy.mx

²Comisión Nacional Forestal, Proyecto México-Noruega, Periférico poniente 5360, Col. San Juan Ocotán, Zapopan, Jalisco, C.P.45019.

³Servicio Forestal Estados Unidos de América, 11 Campus Dr. Suite 200, Newtown Square, C.P. 19073.

Resumen

La cuantificación de la producción de hojarasca es un componente importante para comprender el flujo de carbono (C) en los bosques tropicales y su contribución a la atmósfera. Este trabajo tuvo como objetivo estimar la producción mensual de hojarasca entre agosto de 2013 y febrero de 2014, así como determinar la influencia de la edad sucesional y la posición topográfica en dicha producción en la selva mediana subcaducifolia del Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono (SMIC) Kaxil Kiuic, ubicado en el sur de Yucatán, México. Para tal fin, se ubicaron 134 trampas de hojarasca de 0.80 m de diámetro, distribuidas en zonas con diferente edad de sucesión (cuatro categorías de edad) y posición topográfica (cerro y planicie). La producción promedio mensual de hojarasca en el SMIC fue de 0.295 Mg-ha⁻¹-mes⁻¹, equivalente a 0.130 Mg-C-ha⁻¹-mes⁻¹. Encontramos diferencias significativas entre categorías de edad sucesional (Wilks $\lambda=0.52$; Pillai= 0.56; $F_{0.05 [21,270]}=3.26$; $p < 0.001$), la categoría de menor edad (3-5 años) presentó la menor producción mensual con un promedio de 0.193 Mg-ha⁻¹-mes⁻¹ y 0.085 Mg-C-ha⁻¹-mes⁻¹. La producción mensual promedio de hojarasca fue mayor en cerros que en planicies, con promedios de 0.338 Mg-ha⁻¹-mes⁻¹ (0.149 Mg-de-C-ha⁻¹-mes⁻¹) y 0.298 Mg-ha⁻¹-mes⁻¹ (0.131 Mg-C ha⁻¹-mes⁻¹), respectivamente; sin embargo, esta diferencia no fue significativa (Wilks $\lambda=0.78$; Pillai= 0.22; $F_{0.05 [7,46]}=1.85$; $p=0.1005$). De manera preliminar concluimos que la producción de hojarasca, y posiblemente el reciclaje de nutrientes asociado a su descomposición, aumentan con la edad de abandono de estas selvas, pero no difieren entre planicies y cerros.

Palabras clave: flujo de carbono, sucesión, topografía.

Abstract

Quantifying litterfall production is important to understand carbon fluxes in tropical forests and its contribution to the atmosphere. This study aimed to estimate the monthly litterfall production between August 2013 and February 2014, and to determine the influence of stand age and topographic position on this production in a deciduous tropical dry forest in the Intensive Carbon Monitoring Site (ICMS) Kaxil Kiuic, located in southern Yucatán, Mexico. For this purpose, 134 litterfall traps of 0.80 m in diameter were placed in forest stands with different successional age (four categories) and topographic position (hills and flat areas). The average monthly litterfall production was 0.295 Mg ha⁻¹ mes⁻¹, equivalent to 0.130 Mg ha⁻¹ month⁻¹. We found significant differences among stand age categories (Wilks $\lambda=0.52$; Pillai= 0.56; $F_{0.05 [21,270]}=3.26$; $p < 0.001$), the youngest age category (3-5 years) had the lowest monthly production averaging 0.193 Mg ha⁻¹ month⁻¹ Mg C ha⁻¹ month⁻¹. The average monthly litterfall production was higher on hills than in plains, averaging 0.338 Mg ha⁻¹ month⁻¹ (0.149 Mg C ha⁻¹ month⁻¹) and 0.298 Mg ha⁻¹ month⁻¹ (0.131 Mg C ha⁻¹ month⁻¹), respectively; however, this difference was not significant (Wilks $\lambda=0.78$; Pillai= 0.22; $F_{0.05 [7,46]}=1.85$; $p=0.1005$). We

preliminarily conclude that litterfall production, and possibly also nutrient cycling associated with decomposition, increases with forest stand age, but does not differ between plains and hills.

Key words: carbon flux, succession, topography.

Introducción

Actualmente, el cambio climático se reconoce como uno de los problemas ambientales globales más importantes (PNUMA *et al.*, 2004), y es producido por la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI), de los cuales el CO₂ es uno de los más importantes (Schlesinger y Bernhardt, 2013). En los últimos años se ha reconocido la gran importancia que tienen los bosques en el intercambio neto de GEI entre la tierra y la atmósfera y que, por lo tanto, juegan un papel importante en la gestión de este grave problema ambiental (Brown, 1997). El estudio de la dinámica del C es fundamental para comprender el papel que tienen los bosques en el ciclo global de este elemento (Clark *et al.*, 2001a; Sierra *et al.*, 2007) y en la mitigación del cambio climático (Brown, 1997; IPCC, 2007).

Los bosques tropicales representan cerca del 59% del C total acumulado en los ecosistemas boscosos del mundo (Dixon *et al.*, 1994). Los bosques de América, África y Asia tropicales representan grandes reservorios de carbono. Sin embargo, están desapareciendo a un ritmo de aproximadamente 8.0 millones de hectáreas por año (Walker *et al.*, 2011). El cambio del uso del suelo al que son sometidas las selvas o bosques tropicales y el posterior abandono de los terrenos ha dado como resultado un incremento de los bosques secundarios (Quesada *et al.*, 2009). Estos bosques acumulan biomasa rápidamente durante los primeros 20 a 30 años, de modo que también son un reservorio importante del carbono (Castro-Marín *et al.*, 2005), lo cual permite plantear que los bosques secundarios podrían funcionar como sumideros de carbono en la vegetación y en los suelos, con impacto en los balances de GEI y, en consecuencia, sobre el cambio climático global (Lee, 1996; Rhoades *et al.*, 2000).

En los sistemas tropicales alrededor del 80% del total de los bioelementos que ingresan al suelo se derivan de la hojarasca (León-Rico, 2003). Por lo tanto, esta es la principal fuente de nutrientes para las plantas (Vitousek y Sanford, 1986; Isaac y Nair, 2006). Adicionalmente, tiene una importante relación con la formación, desarrollo, estabilidad y mantenimiento de la fertilidad del suelo, de ahí que la cuantificación de su producción y composición sean importantes como una aproximación para comprender el ciclo de carbono y nutrientes en los bosques (Cousteaux *et al.*, 1995; Facelli y Pickett, 2008). Las tasas de caída y descomposición de la hojarasca regulan los flujos de energía y la productividad primaria (Olson, 1963), por lo tanto, la producción de hojarasca frecuentemente ha sido utilizada como un índice que permite calcular la productividad primaria neta de una comunidad forestal. Por otro lado, la producción de hojarasca se encuentra influenciada por diferentes factores, dentro de los que se encuentran los climáticos, tales como la precipitación, la temperatura y la humedad (Williams-Linera y Tolomé, 1996), edáficos, tales como la fertilidad y la disponibilidad y retención de agua en el suelo, la topografía, así como la composición de especies y la edad sucesional (Facelli y Pickett, 2008).

Este trabajo tuvo como objetivo estimar la producción mensual de hojarasca entre agosto de 2013 y febrero de 2014, así como determinar la influencia de la edad sucesional y la posición topográfica en dicha producción en un paisaje de selva mediana subcaducifolia en Yucatán, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en el Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono– SMIC Yucatán, ubicado dentro de la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc – RBKK. Esta reserva es una propiedad privada, situada entre los 20° 5' y 20° 7' de latitud N y los 89° 32' y 89° 34' de longitud W, ubicada en el sur del estado de Yucatán (Figura 1). Cuenta con 1800 hectáreas, dentro de los límites de los municipios de Ticul y Oxkutzcab del distrito de Bolonchen, en la región conocida como Ruta PUUC (Brito, 2004). La vegetación es de selva tropical seca mediana subcaducifolia, donde la mayoría de los árboles dejan caer sus hojas durante la temporada de sequía, pero hay muchos componentes siempre verdes y otros que sólo se defolian por un periodo corto, a veces de unas cuantas semanas. En consecuencia, esta comunidad presenta cierto verdor aún en las partes más secas del año (Miranda y Hernández, 1963).

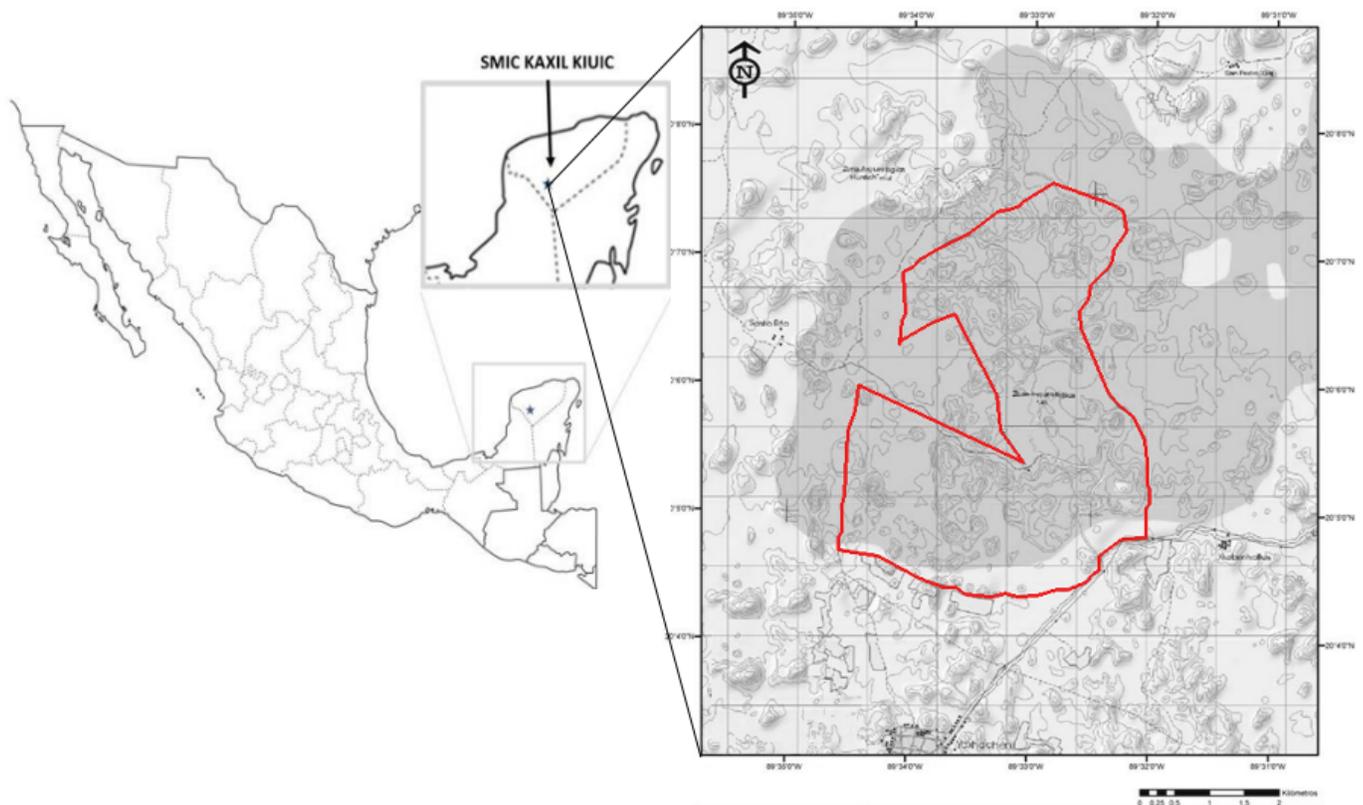


Figura 1. Ubicación del SMIC Kaxil Kiuc. La línea en color rojo delimita el área del SMIC.

El diseño de este SMIC consiste de 20 conglomerados circulares de 1 ha (con 4 subparcelas de 0.04 ha) tipo Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) ubicados de manera sistemática estratificada dentro de un área de 9 km² alrededor de una torre de flujos. Esta área tiene una edad relativamente homogénea de alrededor de 60 años.

Adicionalmente, se establecieron 12 conglomerados fuera de esta área que representan tres categorías de edad sucesional (años desde el último uso no forestal): 3 a 5 años, 10 a 17 años y 18 a 25 años, cuatro conglomerados por cada categoría. En la zona también se encuentran ubicadas doce parcelas permanentes rectangulares de 0.1 ha (50 m por 20 m) establecidas en diferentes categorías de edad sucesional: 7 a 9 años, 16-18 años, 22-24 años y 60 o más años (tres parcelas por cada categoría).

Selección de los sitios de muestreo

El estudio se llevó a cabo en 12 de los conglomerados y 1 de las parcelas permanentes establecidas en el SMIC Kaxil Kiuic. Para determinar la influencia de la edad sucesional en la producción de hojarasca, se seleccionaron de dos a tres sitios por cada categoría de edad, para un total de diez (Cuadro 1). Adicionalmente, para determinar el efecto de la posición topográfica, se seleccionaron tres sitios ubicados en cerro y dos ubicados en zona plana (Cuadro 2).

Cuadro 1. Características de los conglomerados y parcelas permanentes seleccionados para determinar la influencia de la edad sucesional

Sitio	Categoría de edad	Edad aprox.	Condición del terreno
CN 21	3-5	3	Plano
CN 22	3-5	3.5	Plano
CN 25	10-17	10	Plano
CN 26	10-17	17	Plano
CN 28	10-17	16	Plano
CN 29	18-25	18	Plano
CN 30	18-25	20	Plano
CN 31	18-25	24	Plano
CN 8	> 60	80	Plano
PP 60B	> 60	69	Plano

Cuadro 2. Características de los conglomerados y parcelas permanentes seleccionados para determinar la influencia de la topografía

Sitio	Rango de edad	Edad aprox.	Condición del terreno
CN 2	> 60	100	Cerro
CN 5	> 60	60	Cerro
CN 7	> 60	65	Cerro
CN 8	> 60	80	Plano
PP 60B	> 60	69	Plano

Colecta de hojarasca

En cada conglomerado se establecieron 12 trampas para la recolección de hojarasca, distribuidas en cuatro sitios (subparcelas) y ubicadas en tres direcciones (Norte, Este y Oeste), cada una a 6 m de distancia del centro del sitio (Figura 2a). En cada una de las parcelas permanentes seleccionadas se ubicaron 14 trampas en forma sistemática (Figura 2b). Cada trampa consistió en una sección circular de 80 cm de diámetro (0.502 cm² de área), ubicada a una altura de 80 cm sobre la superficie del terreno y elaborada en tela de malla fina para recolectar material vegetal pequeño y permitir, a su vez, la salida del agua de lluvia.

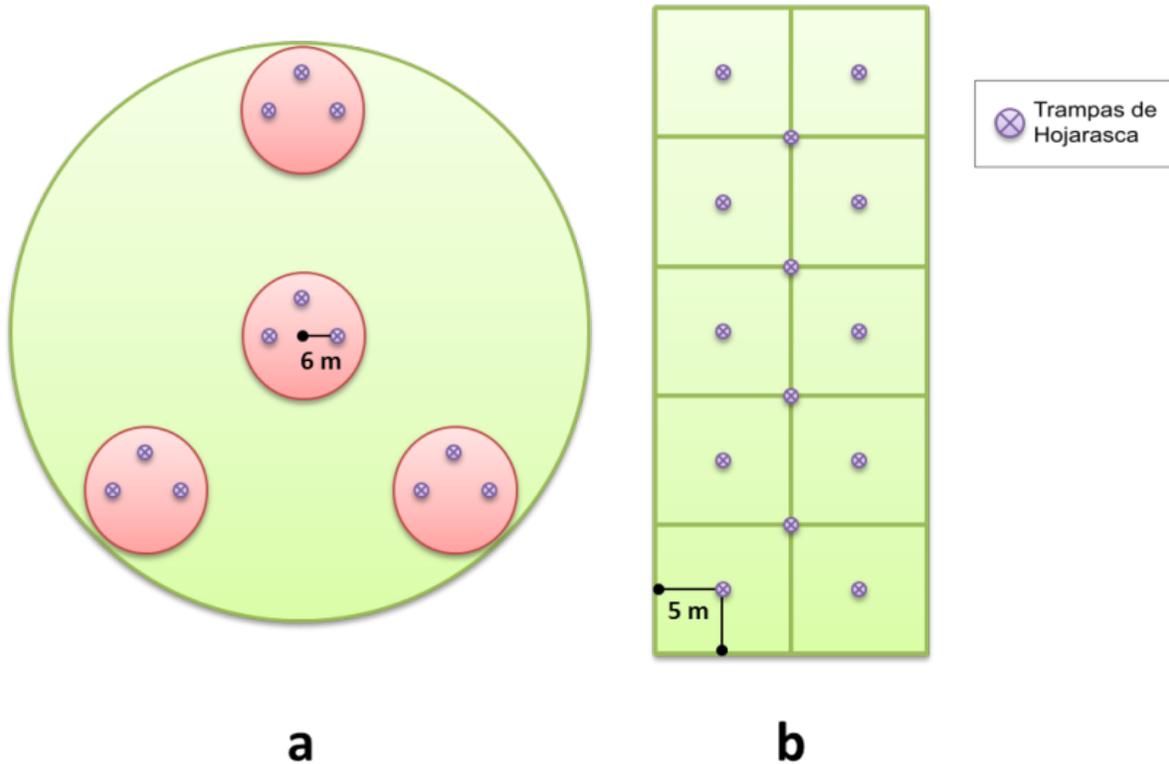


Figura 2. Distribución de las trampas de hojarasca en los conglomerados (a) y en las parcelas permanentes (b)

Se realizaron muestreos mensuales de la totalidad del material depositado en cada trampa entre agosto 2013 y febrero 2014.

Procesamiento de las muestras

Las muestras recolectadas en campo fueron puestas en bolsas de plástico debidamente rotuladas y trasladadas al Laboratorio de Ecología del Centro de Investigación Científica de Yucatán – CICY. Una vez en el laboratorio, las muestras se colocaron en bolsas de papel y fueron separadas en sus componentes (ramas, hojas y formas reproductivas como flores, frutos y semillas), en fracciones gruesas y finas (Cuadro 3). Posteriormente, las fracciones separadas por componente fueron secadas a 70°C hasta llegar a peso constante (Martínez y Sarukhán, 1993). Finalmente, se registró el peso seco por cada componente con ayuda de una balanza analítica de precisión.

Cuadro 3. Descripción de los componentes separados en las muestras de hojarasca

Componente	Fracción	Detalle
Hojas	Gruesas	Hojas con tamaño mayor a 0.8 cm.
	Finas	Hojas con tamaño menos a 0.8 cm.
Ramas	Gruesas	Ramas con diámetro mayor o igual a 1 cm.
	Finas	Ramas con diámetro menor a 1 cm.
Estructuras Reproductivas		Flores, semillas, frutos, cascaras de frutos.

Estimación de la producción de hojarasca

Con los datos del peso seco de la hojarasca obtenidos en cada uno de los muestreos, se determinó la tasa de producción mensual de hojarasca, calculada mediante la siguiente ecuación (modificada de Honorio y Baker, 2010):

$$P = \frac{\text{Peso seco total de cada trampa (g)}}{\text{Área de la trampa (5026.56 cm}^2\text{)} \times \text{Intervalo de tiempo de colecta (días)}} \times \frac{10^8 \text{ cm}^2}{1 \text{ ha}} \times \frac{30 \text{ días}}{1 \text{ mes}} \times \frac{1 \text{ Mn}}{10^6 \text{ g}} \quad (1)$$

Análisis de datos

La producción promedio mensual de hojarasca se obtuvo para cada mes del periodo de estudio, calculando por separado la producción por cada uno de los componentes. La estimación del contenido de carbono en la hojarasca se realizó mediante el factor de corrección de 0.44 propuesto por Schlegel (2001). Debido a que por diferentes razones logísticas no se contó con un diseño experimental de carácter factorial, los análisis de la influencia de la edad de sucesión y la topografía en la producción de hojarasca se hicieron de forma independiente. Para tal fin, se realizó un análisis de medidas repetidas en el tiempo mediante el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Resultados y discusión

La producción promedio mensual de hojarasca en el SMIC Kaxil Kiuc durante el periodo de estudio fue de $0.295 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, equivalente a $0.130 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$; estos valores se encuentran dentro del rango reportado por Clark *et al.* (2001b) para diferentes bosques tropicales. En general, se observó que los menores valores se presentaron en el mes de septiembre (0.173 Mg ha^{-1}) y los valores más altos en el mes de febrero (0.423 Mg ha^{-1}) (Figura 3a). Este patrón puede estar asociado con la cercanía a la estación seca, la cual se presenta de noviembre a abril (Dupuy *et al.*, 2012). Al respecto, Sánchez *et al.* (2003) plantean que en los bosques tropicales el aumento en la producción de hojarasca en las épocas de mayor sequía se encuentra asociado al déficit hídrico, ante el cual las plantas reaccionan perdiendo su follaje.

El componente principal de la hojarasca lo constituyó las hojas, del cual la fracción gruesa aportó un promedio mensual de $0.176 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, correspondiente al 59.3%, y la fracción fina $0.058 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, correspondiente al 19.4%, para un total de 78.7%. Las ramas constituyeron el segundo componente con un aporte promedio de $0.045 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ (15.1%) y $0.010 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ (3.4%) de las fracción fina y gruesa, respectivamente. Las estructuras reproductivas aportaron la menor cantidad con un promedio mensual de $0.008 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, correspondiente al 2.8% (Figura 3). De este modo, se podría afirmar que las hojas constituyen una fuente importante de energía y nutrientes en el ecosistema estudiado.

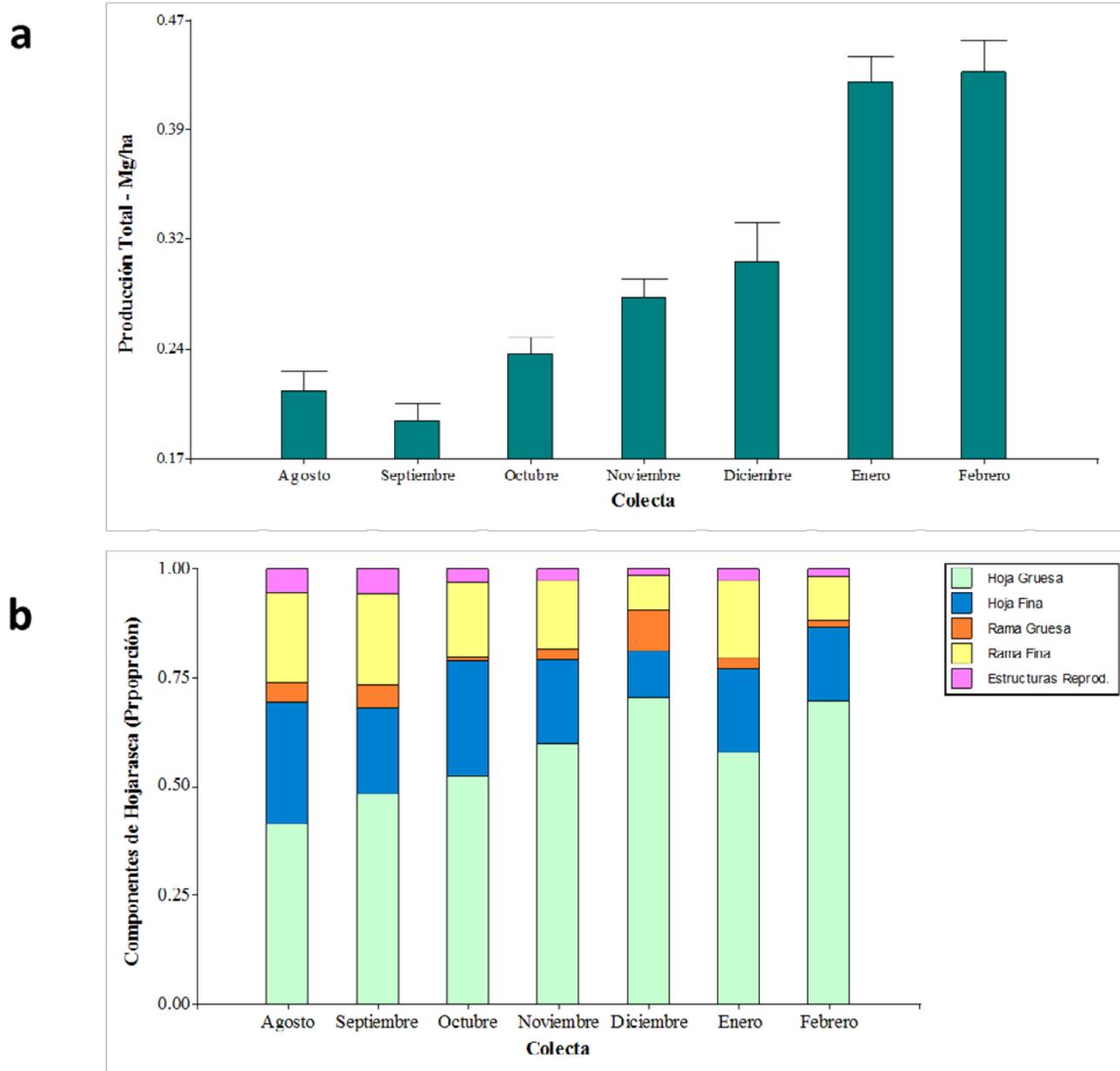


Figura 3. (a) Producción total de hojarasca. Líneas verticales representan \pm EE y (b) Representación proporcional de los diferentes componentes de hojarasca registrados en el SMIC Kaxil Kiuc.

Influencia de la edad sucesional

Los patrones de producción de hojarasca por categoría de edad de sucesión se presentan en la Figura 4. La mayor producción promedio mensual de hojarasca se registró en la categoría de 10 a 17 años ($0.32 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$), seguido de la categoría de 18 a 25 años ($0.31 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$) y la categoría de >60 años ($0.30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$). La menor producción de hojarasca fue registrada en los sitios pertenecientes a la categoría de menor edad (3 a 5 años) con un promedio de $0.19 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$. La producción de hojarasca presentó diferencias significativas entre las categorías de edad de sucesión (Wilks $\lambda = 0.52$; Pillai = 0.56; $F_{0.05 [21,270]} = 3.26$; $p = <0.001$), siendo la categoría de menor edad la que marca dicha diferencia y las demás categorías de edad similares entre sí. Esto puede atribuirse a que, a medida que

aumenta la edad de abandono de los bosques, hay una mayor producción de biomasa viva y, consecuentemente, un incremento en la caída de la biomasa foliar (Berg y McClaugherty, 2008).

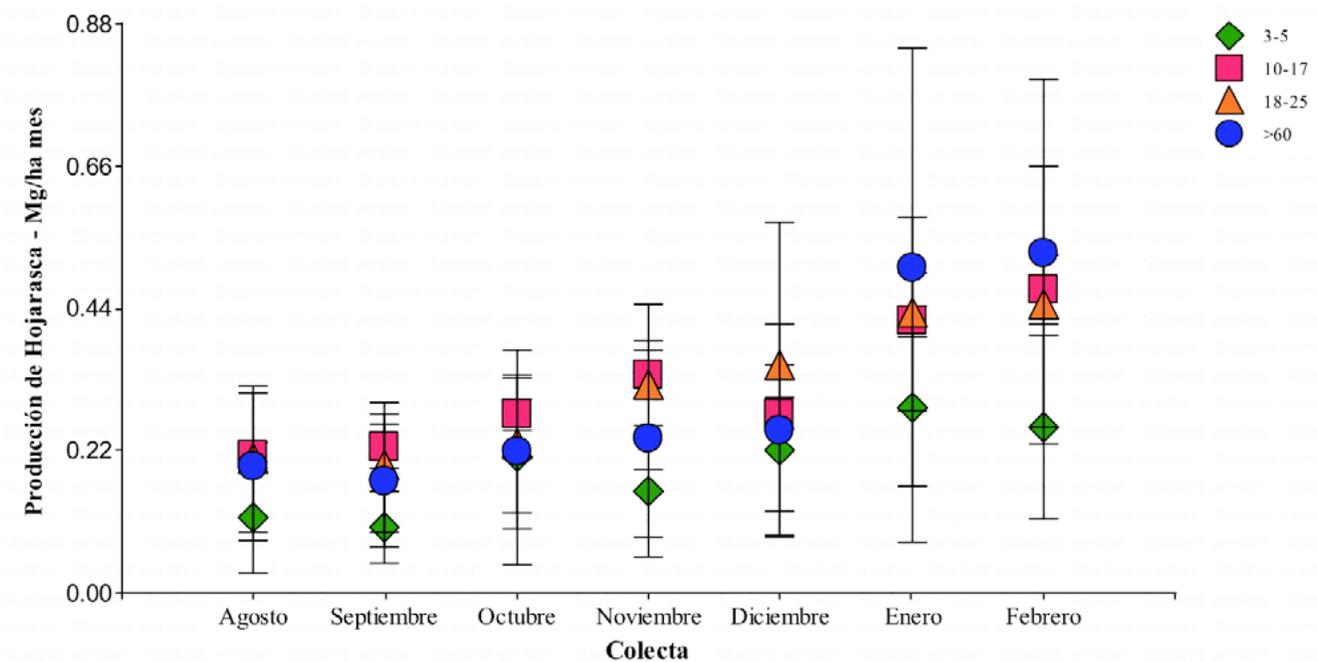


Figura 4. Dinámica de la producción de hojarasca para las diferentes categorías de edad sucesional. Líneas verticales representan \pm EE.

Influencia de la topografía

La dinámica de la producción de hojarasca durante el periodo de estudio en los sitios con diferente condición topográfica se presenta en la Figura 5. La mayor producción promedio mensual de hojarasca se registró en los sitios ubicados en cerros con un promedio de ($0.338 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$), mientras que en los sitios ubicados en planicies se registró una menor producción, con un promedio de $0.298 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$. La producción de hojarasca no presentó diferencias estadísticamente significativas entre las dos condiciones topográficas (Wilks $\lambda = 0.78$; Pillai = 0.22; $F_{0.05 [7,46]} = 1.85$; $p = 0.1005$). Aunque el resultado sugiere que la topografía no influye fuertemente en la producción de hojarasca en el sistema de estudio, es posible que el tamaño de muestra empleado (2-3 conglomerados por condición) haya sido insuficiente para evaluar adecuadamente el efecto de la posición topográfica.

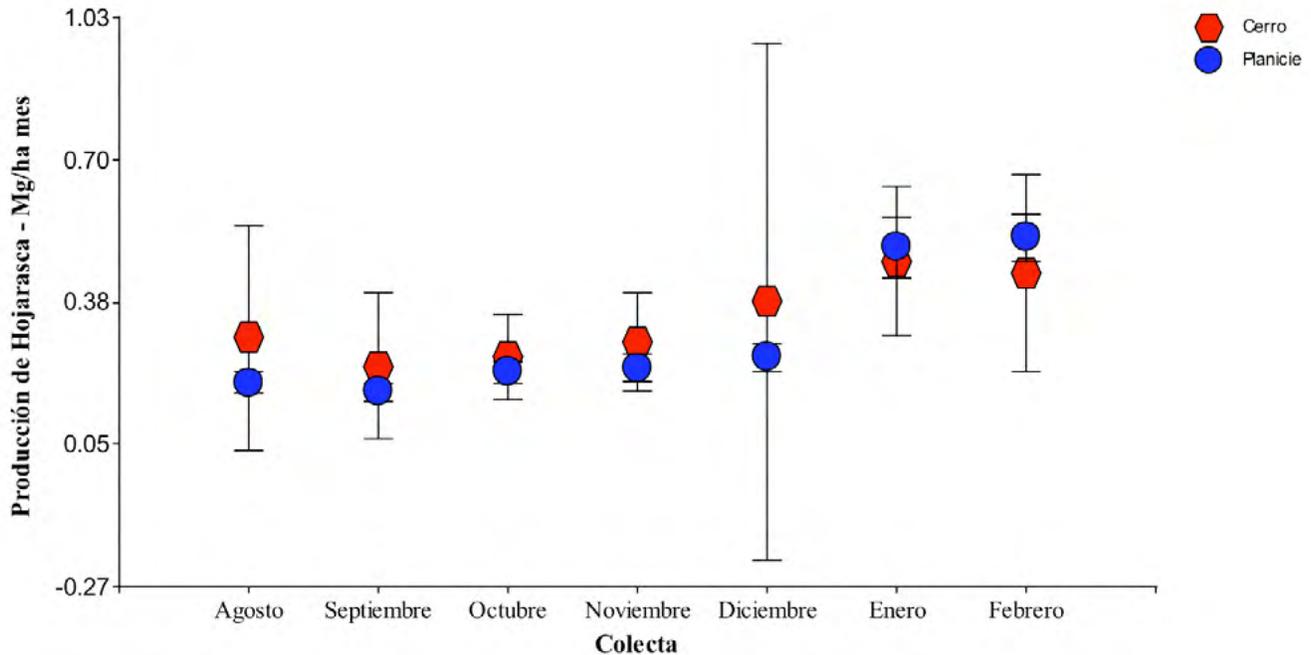


Figura 5. Dinámica de la producción de hojarasca para las diferentes condiciones topográficas. Líneas verticales representan \pm EE.

Conclusiones

Los resultados preliminares de este estudio sugieren que la producción de hojarasca, y posiblemente el reciclaje de nutrientes asociado a su descomposición, aumentan con la edad de sucesión de las selvas medianas subcaducifolias del SMIC Kaxil Kiuic, especialmente en las edades más tempranas (< 5 años), pero no difieren fuertemente con la topografía del sistema. Sin embargo, es necesario completar el muestreo durante al menos un año y sería deseable aumentar el tamaño de muestra para poder obtener resultados más concluyentes. Asimismo, y considerando los cambios en la composición de especies con la edad de sucesión y la topografía que se han reportado en esta zona (Dupuy *et al.*, 2012), sería relevante analizar la influencia de la composición de especies no solamente en la cantidad, sino también en la calidad de la hojarasca producida y su variación estacional.

Agradecimientos

Este estudio forma parte del proyecto “FORTALECIMIENTO DE LA PREPARACIÓN REDD+ EN MÉXICO Y FOMENTO DE LA COOPERACIÓN SUR-SUR” (TR0047-7012400001).

Agradecemos a los estudiantes del ITC. UAC y demás colaboradores del poblado de Xkobenhaltun por la colaboración en el trabajo en campo y en laboratorio.

Bibliografía

- Berg B., C. McClaugherty. 2008. Plant litter: Decomposition, humus formation, Carbon sequestration, 2a edición. Springer, Berlín. 338 pp.
- Brito L. F. 2004.. Manifestación de Impacto ambiental del predio Micas Kiuic Venture A.C. (Inédito).
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. Forestry Paper 134. Roma, Italia: FAO. 215 pp.

- Castro-Marin G., R. Nygard, B. Gonzalez, P. C. Odén. 2005. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. *Forest Ecology and Management* 208:63–75.
- Clark D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. Q. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. 2001a. Measuring net primary production in forests: Concepts and field methods. *Ecological Applications* 11:356–370.
- Clark D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni, E. Holland 2001b. Net primary production in tropical forest: An evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications* 11:371–384.
- Couteaux M. M., P. Bottner, B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* 10:63–66.
- Di Rienzo J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C. W. Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. InfoStat Group, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Consultado en: <http://www.infostat.com.ar>. Fecha de consulta: 9 de enero de 2014.
- Dixon R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler, J. Wisniewski. 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263:185–190.
- Dupuy J. M., J. L. Hernández-Stefanoni, R. Hernández, E. Tetleya-Rangel, J. O. López, E. Leyequién, F. Tun Dzul, F. May. 2012. Caracterización de la estructura, diversidad y composición de la vegetación y su relación con el hábitat. En: Planeación de uso del suelo a nivel de paisaje en el Sur de Yucatán, Hernández-Stefanoni, J. L. y Dupuy J. M. (Coordinadores). Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C. Mérida, Yucatán, México. pp. 51-64.
- Facelli J. M., S. T. A. Pickett 2008. Plant litter: its dynamics and effects on plant community. *Botanical Review* 57:1–32.
- Honorio E. N., T. R. Baker. 2010. Manual para el monitoreo del ciclo del carbono en bosques amazónicos. Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana. Universidad de Leeds. Lima, Perú. 54 pp.
- 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 Reisinger, A. (directores de la publicación). IPCC, Ginebra, Suiza. 104 pp.
- Isaac S. R., M. A. Nair. 2006. Litter dynamics of six multipurpose trees in a homegarden in Southern Kerala, India. *Journal of Agroforestry System* 67:203–213.
- Lee H., D. Zhou, Y. Jung, J. Wisniewski, J. Sathaye. 1996. Greenhouse gas emissions inventory and mitigation strategies for asian and pacific countries: Summary of workshop presentations and working group discussions. *Ambio* 25:220–228.
- León-Rico R. 2003. Efectos de la descomposición, la frugivoría y la remoción de frutos y semillas de especies arbóreas sobre los patrones de descomposición in situ en el suelo de la selva húmeda. En: Álvarez-Sánchez, J., Naranjo-García, E. (Eds.), *Ecología del Suelo en la Selva Tropical Húmeda de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Biología. Facultad de Ciencias. Instituto de Ecología, AC. México. pp. 89-107.
- Martínez Y. A., J. Sarukhán. 1993. Cambios estacionales en el mantillo de un bosque tropical caducifolio y uno sub caducifolio en Chamela, Jalisco. *Acta botánica Mexicana* 21:1-6.
- Miranda F., X. E. Hernández. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29–176
- Olson J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44:322–33.
- PNUMA, ORDALC, SEMARNAT. 2004. El Cambio Climático en América Latina y el Caribe. Universidad San Paulo Brasil, Unidad de Cambio Climático, Ministerio de Salud y Medio Ambiente de Argentina, GRID Arendal. Versión Preliminar. 98 pp.
- Quesada M., G. A. Sánchez-Azofeifa, M. Álvarez-Añorve, K. E. Stoner, L. Ávila-Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, A. Castillo, M. M. Espírito-Santo, M. Fagundes, G. W. Fernandes, J. Gamon, M. Lopezraiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. Cerdeira-Morellato, J. S. Powers, F. S. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayago, G. Sánchez-Montoya. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258:1014–1024.
- Rhoades C. C., G. E. Eckert, D. C. Coleman. 2000. Soil carbon differences among forest, agriculture and secondary vegetation in Lower Montane Ecuador. *Ecological Applications* 10:497–505.
- Sánchez M., D. Prieto, C. Peral, C. Tamburi, R. Caseri, R. Berazain. 2003. Producción de hojarasca en un bosque semidecíduo estacional en Sao Pedro, Potirendaba, Sao Paulo, Brasil. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 24:173–176.
- Schlegel B. 2001. Estimación de la biomasa y del carbono en bosques del tipo forestal siempreverde. Simposio internacional medición y monitoreo de la captura de Carbono en ecosistemas forestales, Valdivia, Chile.
- Schlesinger W. H., E. S. Bernhardt. 2013. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Tercera edición. Academic Press, China. 672 pp.
- Sierra C. A., M. Harmon, F. Moreno, J. I. Del Valle. 2007. Spatial and temporal variability of net ecosystem production in a tropical forest: testing the hypothesis of a significant carbon sink. *Global Change Biology* 13:838–853.



- Vitousek P. M., R. L. Sanford. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review Ecology and Systematics* 17: 137–167.
- Walker W., A. Baccini, M. Nepstad, N. Horning, D. Knight, E. Braun, A. Bausch. 2011. *Guía de Campo para la Estimación de Biomasa y Carbono Forestal. Versión 1.0.* Woods Hole Research Center, Falmouth, Massachusetts, USA. 53 pp.
- Williams-Linera G., J. Tolome. 1996. Litterfall, temperature and tropical dominant trees, and climate in a mexican lower montane forest. *Biotropica* 28:649–656.

1.10 Calidad de sitio y su efecto sobre los almacenes de carbono en el bosque tropical perennifolio, Chiapas, sureste de México

Navarrete-Segueda Armando¹; Siebe-Grabach Christina D.²; Ibarra-Manríquez Guillermo³; Martínez-Ramos Miguel³ y Vázquez-Selem Lorenzo⁴

¹Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Ciudad de México, Distrito Federal. Autor para correspondencia: anavarretesegueda@yahoo.com.mx

²Instituto de Geología, UNAM, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Ciudad de México, Distrito Federal.

³Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, Campus Morelia, Antigua Carretera a Pátzcuaro # 8701. Col. Ex Hacienda San José de la Huerta Morelia, Michoacán, México C.P. 58089.

⁴Instituto de Geografía, UNAM, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Ciudad de México, Distrito Federal.

Resumen

Los bosques tropicales almacenan aproximadamente el 40% del carbono terrestre, lo cual representa aproximadamente 43 mil millones de toneladas de carbono al año. Las metodologías para la cuantificación y monitoreo de estos almacenes se basan en la integración de biomasa aérea, raíces, materia orgánica muerta y carbono en el suelo. Sin embargo, no se ha considerado el papel que desempeñan los cambios en las variables abióticas sobre los patrones de distribución arbórea, y éstos a su vez, sobre los distintos almacenes de carbono. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la calidad de sitio sobre la variación espacial de los almacenes de carbono en el área circundante a la Estación de Biología Tropical Chajul, Montes Azules, Chiapas. Se utilizó el enfoque geopedológico, para el cual se determinaron unidades con calidad de sitio contrastante con base en un análisis de componentes principales (ACP). Se muestrearon los árboles con DAP >10 cm de 9 parcelas de 5000 m² distribuidas en las tres unidades geopedológicas dominantes. En cada parcela se tomaron muestras de hojarasca y de suelo por horizonte para la cuantificación de carbono en laboratorio, y se aplicaron ecuaciones alométricas para relacionar la biomasa arbórea (aérea y raíces) con el carbono. La relación entre la calidad de sitio y los almacenes de carbono fue obtenida con base en un análisis de correspondencia canónica (ACC). El análisis muestra que los almacenes de carbono responden a la variación en la calidad de sitio, las unidades con mayor calidad de sitio muestran los mayores almacenes.

Palabras clave: biomasa aérea, enfoque geopedológico.

Abstract

Tropical forests store approximately 40% of terrestrial carbon (\approx 43 billion tons of carbon per year). The methodologies for these stores quantification and monitoring are based on the integration of aboveground biomass, roots, dead organic matter and soil carbon. However, it has not been considered the role that changes in abiotic variables play on patterns of tree distribution, and these in turn on the various carbon pools. The aim of this study was to evaluate the effect of site quality on the spatial variation of carbon stocks in the area surrounding the station Chajul of Tropical Biology, Montes Azules, Chiapas. Using the geopedologic approach, units with contrasting quality site were determined using a principal component analysis (PCA). Trees with DBH >10 cm were sampled in 9 plots of 5000 m² distributed on three key dominant geopedologic units. In each plot, samples of litter and soil were taken per horizon for carbon quantification in laboratory and allometric equations were applied to relate tree biomass (aerial and roots) with carbon. The relationship between site quality and carbon stocks

was obtained based on a canonical correspondence analysis (CCA). The analysis shows that carbon stocks respond to variation in site quality, with higher quality units showing higher carbon storage.

Key words: aboveground biomass, geopedologic approach.

Introducción

Los bosques tropicales almacenan aproximadamente el 40% del carbono terrestre (\approx 43 mil millones de toneladas de carbono al año), y contribuyen con más de la mitad de la productividad primaria (Beer *et al.*, 2010; Min-Ngo *et al.*, 2013). La generación y mantenimiento de este servicio del ecosistema tiene una relación positiva con la biodiversidad vegetal (Balvanera *et al.*, 2006; Quijas *et al.*, 2010; Quijas *et al.*, 2012), sin embargo, estas conclusiones provienen principalmente de estudios en pastizales, sobre los cuales hay una escasez de información en cuanto a los impactos de la riqueza en la producción total neta (biomasa aérea-raíces-suelo) (Cardinale *et al.*, 2011). El suministro de los servicios ecosistémicos por unidad de área raramente es homogéneo (De Groot *et al.*, 2012). El bosque tropical húmedo incluye las comunidades del planeta y diferenciación de nicho más diversas (Phillips *et al.*, 2003), por lo tanto, la caracterización de la estructura y la composición de las comunidades arbóreas a lo largo del paisaje puede constituir un aporte relevante para el entendimiento y el análisis de la distribución espacial de los almacenes de carbono en el bosque tropical perennifolio. A escala local la variación topográfica ha sido ampliamente utilizada para conocer el intervalo teórico de distribución de las especies debido a que es fácil de medir, actúa como indicador útil de la heterogeneidad ambiental (Baldeck *et al.*, 2012; Brown *et al.*, 2013) y permite integrar la suma de los factores ambientales que afectan a las comunidades arbóreas dentro del ecosistema (calidad de sitio) (Daniel *et al.*, 1979; Wang y Klinka, 1996).

En áreas con características ambientales heterogéneas o calidad de sitio contrastante, las propiedades de los suelos y la topografía desempeñan un papel importante sobre la configuración de la diversidad arbórea por su influencia sobre la disponibilidad de agua y nutrientes (Potts *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2003; Tuomisto *et al.*, 2003). Sin embargo, existe aún un debate no resuelto acerca de la relación entre la diversidad de plantas y las propiedades de los suelos (Sollins, 1998; John *et al.*, 2007; Peña-Claros *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2013). Un enfoque que permite evaluar los cambios en calidad de sitio a lo largo del paisaje es el levantamiento geopedológico, debido a que éste se basa en la integración sistemática del conocimiento sobre el clima, la geología, la geomorfología, la hidrología, el tipo de cobertura y los suelos (Allende y Mendoza, 2007). Este enfoque es particularmente robusto porque combina los procedimientos convencionales de campo con las ventajas de la teledetección para la captura de datos y de los SIG (Sistemas de Información Geográfica) para su procesamiento (Zinck, 2012). La Selva Lacandona en Chiapas, dentro del bosque tropical perennifolio, ofrece una excelente oportunidad para explorar la prestación de los servicios ecosistémicos en relación a la variación de los elementos del paisaje como la geología, los suelos, el relieve y la diversidad arbórea, todo bajo un mismo clima (Martínez-Ramos, 2006; Zermeño-Hernández, 2008). Particularmente en el área de Chajul, se encuentran bosques maduros, los cuales se desarrollan sobre superficies con variaciones importantes respecto a la edad y el material geológico, el cual presenta distinta susceptibilidad a los procesos de intemperismo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la calidad de sitio sobre la variación espacial de los almacenes de carbono en relación a la diversidad arbórea en el área circundante a la Estación de Biología Tropical Chajul, Montes Azules, Chiapas.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Estación de Biología Tropical Chajul, al sur de la reserva de la biosfera de Montes Azules, está se localiza dentro de la Selva Lacandona, en el sureste de México. La precipitación media anual es de 3000 mm y la temperatura media anual es de 22 °C (SMN, 2013).

Selección de áreas con calidad de sitio contrastante

La determinación de calidad de sitio se realizó a través de la delimitación de unidades geopedológicas empleando el sistema de clasificación jerárquico propuesto por Zinck (1988) y Zinck y Valenzuela (1990). La obtención de unidades de mapeo se realizó a partir de la interpretación visual de rasgos externos del relieve (Zinck, 2012) en fotografías aéreas escala 1:20,000 y el modelo digital a escala 1:50 000. Se incluyó la información geológica (SGM, 1997), edáfica (Siebe *et al.*, 1995; Celedón, 2006) y se generó nueva información en campo con base en el manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo de Siebe *et al.* (2006). Los datos obtenidos se procesaron con el programa ArcGis 9.3 (ESRI, 2009), posteriormente se realizó la verificación en campo.

Análisis de la diversidad arbórea

Los datos de vegetación se obtuvieron a partir de los censos anuales en áreas de bosque maduro realizados en parcelas permanentes de observación de 20 x 250 m (0.5 ha), con registros desde el año 1994, y en las cuales se tienen censados todos los árboles con un DAP ≥ 10 cm (Martínez-Ramos, 2006). La estimación de la riqueza se realizó a partir de los estimadores no paramétricos Chao-1 y ACE (Magurran, 2004) con el programa EstimateS 8.2 (Colwell, 2009). Para la estimación de la diversidad se utilizó el índice de Simpson, mediante el programa MultiVariate Statistical Package MVSP (Kovach, 2007). Se realizó la clasificación de la vegetación por medio de un análisis de agrupamiento utilizando el coeficiente de Sorensen como la medida de distancia para definir la similitud entre los grupos y como método de unión, el de promedio entre grupos (UPGMA). Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para identificar cuáles son los atributos de relieve, geología y almacenes de agua y nutrimentos en el suelo que mayormente explican la variación ambiental en el área de estudio. Posteriormente se realizó una discriminación de variables mediante una prueba de colinealidad para realizar el análisis canónico de correspondencias (ACC) para identificar el efecto de las variables ambientales sobre la distribución arbórea, se realizó con el programa MultiVariate Statistical Package MVSP (Kovach, 2007).

Determinación de los almacenes de carbono

Se obtuvieron los almacenes de carbono en los distintos compartimientos, biomasa aérea y raíces, y suelo y hojarasca. Los cálculos se describen a continuación. Para obtener los contenidos de carbono de la biomasa se utilizó la fórmula (1) propuesta por Somogyi *et al.*, (2008).

$$C = B \times CF \quad (1)$$

donde C es el contenido de carbono, B es la biomasa seca y CF es la fracción de carbono de la biomasa [50% de la biomasa total (Min-Ngo *et al.*, 2013)].

Para el cálculo de la biomasa aérea se aplicó la ecuación para el bosque tropical húmedo (2), propuesta por Brown (1997) y citada por el IPCC (2003) y Rüginitz *et al.*, (2009).



$$Y = \exp[-2,289 + 2,649 * \ln(\text{dap}) - 0.021 * (\ln(\text{dap}))^2] \quad (2)$$

donde Y es la biomasa aérea, dap es el diámetro a la altura del pecho, ln es el logaritmo natural, y exp es “elevado a la potencia de”.

Para el cálculo de biomasa arbórea por hectárea se aplicó la ecuación (3).

$$B_A = (\Sigma_{AU}/1000) \times (10000/\text{área de la parcela}) \quad (3)$$

donde B_A es la biomasa arbórea total por hectárea, Σ_{AU} es la sumatoria de la biomasa de todos los árboles de la parcela, el factor 1000 es la conversión de las unidades de la muestra de kg a toneladas, y el factor 10000 es necesario para la conversión a hectáreas.

Para el cálculo de carbono en raíces, la biomasa seca en raíces gruesas fue estimada usando la ecuación alométrica basada en el dap (4) para el bosque tropical, propuesta por Cairns *et al.* (1997) y Rüginitz *et al.* (2009).

$$Y = \exp[-1,0587 + 0,8836 * \ln(BA)] \quad (4)$$

donde Y es la biomasa de la raíz en toneladas por hectárea de materia seca (t MS/ha), ln es el logaritmo natural, exp significa “elevado a potencia de” y BA es la biomasa aérea en toneladas por hectárea de materia seca (t MS/ha).

El carbono en suelos fue obtenido en los horizontes dentro del solum (Horizontes A y B del perfil de suelo) y en muestras superficiales de 0-30 cm de profundidad, y fue calculado empleando la fórmula (5), utilizada por Gueye-Sandoval (2010):

$$\begin{aligned} CO \text{ (g/dm}^2\text{)} &= C \text{ (g/kg)} * E \text{ (dm)} * DA \text{ (kg/dm}^3\text{)} * ((100-P(\%))/100) \\ CO \text{ (g/dm}^2\text{)} &= CO \text{ (Mg/ha)} \end{aligned} \quad (5)$$

donde CO es el almacén de carbono orgánico, C es la concentración de carbono determinada en laboratorio (obtenida mediante el analizador elemental Perkin Elmer), E es el espesor del suelo, DA es la densidad aparente (obtenida mediante el método gravimétrico con muestras volumétricas) y P es el porcentaje de piedras (estimado en campo con tablas comparativas).

El carbono en hojarasca se determinó gravimétricamente en superficies 50 x 50 cm distribuidas en puntos al azar dentro del sitio de muestreo. La estimación de carbono se realizó a partir de la biomasa seca a 60 °C y determinada por medio de la fórmula (6), propuesta por Rüginitz *et al.* (2009).

$$C_m = BS * CF \quad (6)$$

donde C_m es el carbono de la muestra de biomasa en hojarasca (Kg C/0.25 m²), BS es la biomasa de la hojarasca seca, y CF es la fracción de carbono determinada en el laboratorio.

Para la determinación del carbono por hectárea de hojarasca se utilizó la siguiente fórmula (7).

$$C_h \text{ (t C/ ha)} = (10000 \text{ m}^2 / 0,25 \text{ m}^2) \times ((\Sigma C_h \text{ muestras} / \text{número de muestras}) / 1000) \quad (7)$$

donde C_h es el contenido de carbono en la hojarasca (t C/ ha), ΣC_h muestras es la sumatoria de la cantidad de carbono de todas las muestras (Kg C/ 0,25 m²), el factor 1000 es necesario para la conversión de las unidades de la muestra de kg a toneladas, y el factor 10000 es necesario para la conversión a hectáreas.

Resultados y discusión

Calidad de sitio y diversidad arbórea

El efecto de los cambios en el balance de agua y nutrientes en el área de estudio representaron el 65% de la variación en el análisis de componentes. Es ampliamente reconocido que tanto la disponibilidad de los nutrientes (Swaine, 1996; Phillips *et al.*, 2003) como la disponibilidad de agua del suelo (Sollins, 1998) se correlacionan con la distribución de especies arbóreas (Brenes-Arguedas *et al.*, 2008). El primer eje del ACP explica el 41.7% de la variación, está correlacionado con los contenidos de materia orgánica y el nitrógeno, así como con la profundidad fisiológica. El segundo eje explica el 23.9% de la variación, la principal aportación se debe a la capacidad de aireación, a la retención de agua y a los contenidos de aluminio.

Se identificaron unidades geopedológicas con calidad de sitio contrastante, los cuales se pueden agrupar en tres: sierra kárstica, lomeríos bajos y planicie aluvial. En las unidades de sierra kárstica los bajos almacenes de agua y nutrientes representan el principal factor limitante (la riqueza arbórea en estas unidades presentó valores medios). Los lomeríos constituyen un mosaico complejo de superficies con calidad de sitio ampliamente contrastantes (Cuadro 1). Entre ellos se encuentran: a) los suelos de lutita, que presentan un buen almacén de nutrientes, sin embargo hay indicios de deficiencias de drenaje, y b) los suelos formados sobre areniscas, que presentan bajos almacenes de agua que pueden provocar estrés hídrico para la vegetación en la época seca. Algunos suelos de esta unidad además podrían presentar toxicidad por aluminio, no obstante, los valores de riqueza son más altos en este grupo de unidades. En las planicies aluviales, los almacenes de agua y nutrientes son altos y no presentan restricciones aparentes para el desarrollo de la vegetación, por lo tanto presenta la mejor calidad de sitio. Sin embargo, en estos sitios se presentó la menor riqueza (Cuadro 2), esto concuerda con la hipótesis de Huston (1979), el cual menciona que en función del aumento de nutrientes disponibles, la riqueza de especies debe disminuir debido a que algunas especies competitivas excluyen a otras.

Cuadro 1. Calidad de sitio por unidad geopedológica

sitio	Prof. Fis.	Aireación	Cap. Campo	Agua Disp.	pH	M.O.	C.O.	Nt	C/N	Al
	Cm	Vol %	L/m ²	L/m ²		%	%	%		%
Pla. Al 1	67	8	667	325	5.6	15.7	9.1	0.6	14.8	0.0
Pla. Al 2	76	13	277	135	6.5	13.4	7.8	0.7	11.3	0.0
Pla. Al 3	90	12	463	202	6.9	9.8	5.7	0.7	8.7	0.0
Kars 1	27	9	112	55	7.0	3.0	1.7	0.2	10.2	0.0
Kars 2	45	10	166	98	7.0	4.0	2.3	0.4	5.7	0.0
Kars 3	53	8	758	237	7.0	4.0	2.3	0.5	5.0	0.0
Lom 1	66	4	501	174	4.9	4.6	2.7	0.5	5.0	2.5
Lom 2	60	11	123	53	4.2	9.0	5.2	0.6	9.4	1.3
Lom 3	63	8	305	116	5.4	16.5	9.6	0.6	16.8	0.0

Pro. Fis.= profundidad fisiológica; M.O.= materia orgánica; C.O.= carbono orgánico; Nt= nitrógeno total; C/N relación carbono nitrógeno; Al=aluminio

En el grupo de unidades con mejor calidad de sitio se encontraron valores de riqueza menores. De acuerdo a Brenes-Arguedas *et al.*, (2008) en función del aumento de agua y de nutrientes disponibles

hay especies que tienen mayor éxito en el establecimiento y pueden generar exclusión competitiva. El efecto de la variación en el balance de agua y nutrimentos mostró su mayor contraste entre la planicie aluvial y la sierra kárstica, lo cual podría estar determinando que ciertas especies no se encuentren en áreas de sierra kárstica, ya que aunque se esperaría que en el bosque tropical húmedo las especies estuvieran tuvieran menos restricciones por la disponibilidad de agua, en el área de estudio existe un periodo de dos meses en el cual la evaporación total es mayor que la precipitación, tiempo suficiente para generar estrés hídrico en las plantas presentes en sitios con bajos almacenes de agua como la sierra kárstica.

Cuadro 2. Riqueza y diversidad de especies en las unidades geopedológicas (n=9) de mayor superficie en la selva Lacandona del área de Chajul

Sitios	S _{obs}	ACE	Chao 1	Mean	Mean SD	%	Simpson's Index
Pla. Al 1	61	98.6	92.8	95.7	4.1	64.2	0.969
Pla. Al 2	102	148.3	147.0	147.7	0.9	69.0	0.914
Pla. Al 3	131	179.4	181.4	180.4	1.4	72.4	0.956
Kars1	156	206.4	209.8	208.1	2.4	75.0	0.967
Kars2	177	226.6	230.3	228.4	2.6	77.3	0.961
Kars3	195	243.9	248.1	246.0	2.9	79.1	0.953
Lom1	207	255.0	258.2	256.6	2.3	80.8	0.95
Lom2	219	264.3	268.9	266.6	3.2	82.0	0.959
Lom3	229	273.2	278.5	275.8	3.7	83.0	0.941

Riqueza total observada (S_{obs}) y riqueza obtenida por estimadores no paramétricos basados en abundancia ACE y Chao 1 y la media (Mean) de ambos junto con la desviación estándar (SD) y el porcentaje (%) de especies registradas (S_{obs}/Media de los estimadores x 100) (Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2006).

Calidad de sitio y almacenes de carbono

Las 255 especies con DAP ≥ encontradas en las 9 parcelas de muestreo contribuyeron con 1890 individuos. El análisis de agrupamiento mostró que la distribución de las especies arbóreas corresponde con las unidades geopedológicas (Figura 1).

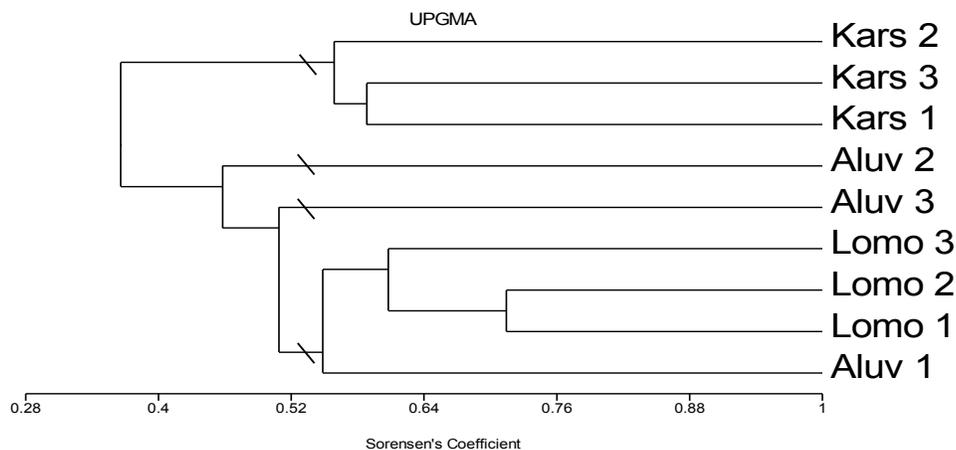


Figura 1. Análisis de agrupamiento de las especies arbóreas.

El análisis de los datos muestra que la distribución de las especies arbóreas y la producción de biomasa, se pueden explicar con base en la calidad de sitio reflejada a través de las unidades geopedológicas. Las unidades con mayor calidad de sitio fueron las planicies aluviales. Cardinale *et al.* (2012), reporta que diversas comunidades son más productivas porque contienen especies clave que tienen una gran influencia en la productividad. De esta forma, aunque las planicies presentaron la menor densidad arbórea, hay especies que tienen mayor éxito en el establecimiento (Huston, 1979) y pueden acumular mayor biomasa, por lo cual las planicies presentaron los mayores almacenes de carbono del área de estudio (Figura 2).

Los lomeríos presentaron almacenes de carbono menores a las planicies aluviales. Tilman y Pacala (1993) mencionan que si las especies tienen varios factores limitantes, como la deficiencia de drenaje, bajos almacenes de agua o pH bajo, la heterogeneidad espacial puede permitir la coexistencia de numerosas especies, esto podría causar mayor riqueza arbórea, pero los árboles presentarán menores áreas basales. Sin embargo, estas restricciones pueden estar favoreciendo la acumulación de carbono en los suelos, ya que tanto las deficiencias de drenaje (suelos formados sobre lutitas) como los pH bajos (suelos formados sobre areniscas) tienden a disminuir la actividad microbiana, lo cual puede estar favoreciendo la acumulación del carbono en los suelos. Esto último podría explicar la razón por la cual el almacén de carbono es proporcionalmente mayor en los suelos que en la biomasa aérea (Figura 2).

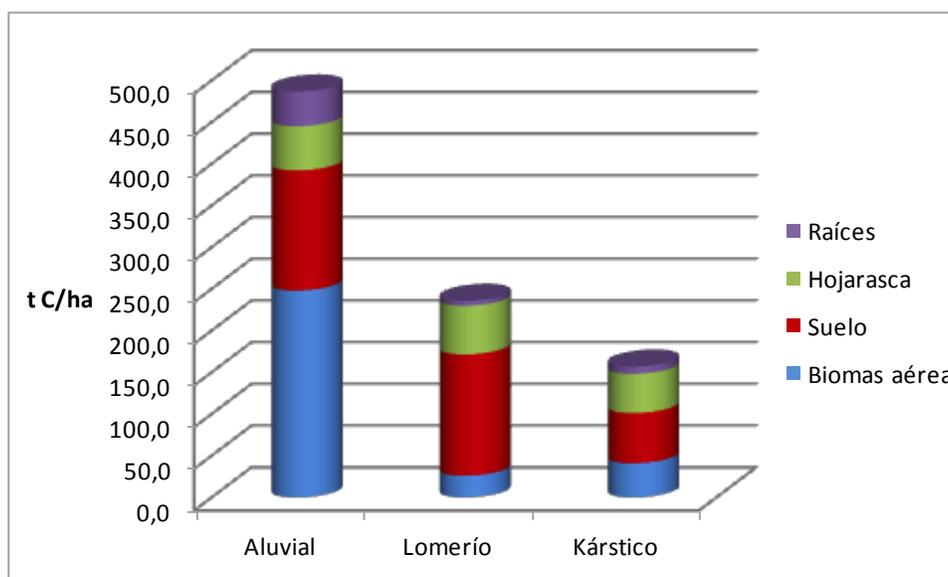


Figura 2. Almacenes de carbono en los distintos compartimentos diferenciados por áreas con calidad de sitio contrastante.

Conclusiones

Se observó una clara influencia de la calidad de sitio en los almacenes de carbono. En sitios sin limitantes para la vegetación se encontró el mayor almacén de carbono. En los sitios con limitantes para el crecimiento arbóreo hay menos carbono total, sin embargo, en estos sitios el almacén del suelo desempeña un papel fundamental en la suma neta de carbono por unidad de superficie. Por ello, en programas de pago por servicios ambientales es importante considerar el almacén del suelo, sobre todo en sitios con varias limitantes para la vegetación. El enfoque geopedológico puede ser útil para optimizar el esfuerzo de muestreo.



Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM, el apoyo recibido a través del proyecto PAPIIT IN221613-3.

Bibliografía

- Allende T., Mendoza M. 2007. Cartografía geopedológica aplicada al cálculo de infiltración. *Ciencia Nicolaita* 47:103-118.
- Arroyo-Rodríguez V., S. Mandujano. 2006. The importance of tropical rain forest fragments to the conservation of plant species diversity in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 15:4159-4179.
- Baldeck C., K. Harms, J. Yavitt, R. John, B. Turner, R. Valencia, H. Navarrete, S. Davies, G. Chuyong, D. Kenfack, D. Thomas, S. Madawala, N. Gunatilleke, S. Gunatilleke, S. Bunyavejchewin, S. Kiratiprayoon, A. Yaacob, M. Nur-Supardi, J. Dalling. 2012. Soil resources and topography shape local tree community structure in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences* 280:25-32.
- Balvanera P., A. Pfisterer, N. Buchmann, J. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli, B. Schmid. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146-1156
- Beer Ch., M. Reichstein, E. Tomelleri, P. Ciais, M. Jung, N. Carvalhais, Ch. Rödenbeck, M. Arain, D. Baldocchi, G. Bonan, A. Bondeau, A. Cescatti, G. Lasslop, A. Lindroth, M. Lomas, S. Luysaert, H. Margolis, K. Oleson, O. Rouspard, E. Veenendaal, N. Viovy, Ch. Williams, F. Woodward, D. Papale. 2010. Terrestrial Gross carbon dioxide uptake: Global distribution and covariation with Climate. *Science* 329: 834-838.
- Brenes-Arguedas T., M. Ríos, G. Rivas-Torres, C. Blundo, P. Coley, T. Kursar. 2008. The effect of soil on the growth performance of tropical species with contrasting distributions. *Oikos* 117:1453-1460.
- Brown S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests. A Primer. FAO Forestry Paper 134. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 55 pp.
- Brown C., D. Burslem, L. Bao, W. Brockelman, M. Cao, L. Chang, H. Dattaraja, S. Davies, C. Gunatilleke, I. Gunatilleke, J. Huang, A. Kassim, J. LaFrankie, J. Lian, L. Lin, K. Ma, X. Mi, A. Nathalang, S. Noor, P. Ong, R. Sukumar, S. Su, I. Sun, H. Suresh, S. Tan, J. Thompson, M. Uriarte, R. Valencia, S. Yap, W. Ye, R. Law. 2013. Multispecies coexistence of trees in tropical forests; spatial signals of topographic niche differentiation increase with environmental heterogeneity. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences* 280:1-8.
- Cairns M., S. Brown, E. Helmer, G. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*. 111:1-11.
- Cardinale B., E. Duffy, A. Gonzalez, D. Hooper, Ch. Perring, P. Venail, A. Narwani, G. Mace, D. Tilman, D. Wardle, A. Kinzing, G. Daily, M. Loreau, J. Grace, A. Lariguodete, D. Srivastava, S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59-67.
- Cardinale B., K. Matulich, D. Hooper, J. Byrnes, E. Duffy, L. Gamfeldt, P. Balvanera, M. O'Connor, A. Gonzalez. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98:572-592.
- Celedón H. 2006. Impacto del sistema de roza, tumba y quema sobre las características de tres unidades de suelo en la selva Lacandona de Chiapas. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas (Ecología y ciencias ambientales). Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Colwell R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Daniel T. W., J. A. Helms, F. S. Baker. 1979. Principles of Silviculture, second edition. McGraw-Hill, Inc., New York. 500 pp.
- De Groot R., L. Brander, S. Van der Ploeg, R. Constanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. Crossman, A. Ghermandi, L. Hein, S. Hussan, P. Kumar, A. McVittie, R. Portela, L. Rodriguez, P. Ten-Brink, P. Van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services. *Ecosystem Services* 1:50-61.
- ESRI. 2009. Environmental Systems Research Institute. ArcGIS Desktop Release 9.3.
- Gueye-Sandoval K. 2010. Potencial de captura de carbono en suelos de ladera en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Maestría en Geografía.
- Huston M. 1979. A General Hypothesis of Species Diversity. *The American Naturalist* 113:81-101.
- IPCC. 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change. Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol. En: Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Chapter 4. 132 pp.
- John R., J. Dalling, K. Harms, J. Yavitt, R. Stallard, M. Mirabello, S. Hubbell, R. Valencia, H. Navarrete, M. Vallejo, R. Foster. 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:864-869.

- Kovach W. 2007. MVSP- A MultiVariate Statistical Package for Windows, version. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Magurran A. 2004 Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Ed. Australia. 215 pp.
- Martínez-Ramos M. 2006. Aspectos ecológicos de la selva húmeda en la región Lacandona: perspectivas para su estudio y conservación. En K. Oyama y A. Castillo (eds.). Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México. Perspectivas desde la investigación científica. Siglo XXI Editores, México. pp. 292-325.
- Min-Ngo K., B. Turner, H. Muller-Landau, S. Davies, M. Larjavaara, N. Faizu, L. Shawn. 2013. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forest Ecology and Management* 296:81–89.
- Phillips O., P. Nuñez-Vargas, A. Monte-Agudo, A. Peña-Cruz, M. Chuspe-Zans, W. Galiano-Sánchez, M. Yli-Halla, S. Rose. 2003. Habitat association among Amazonian tree species: A landscape-scale approach. *Journal of Ecology* 91:757–775.
- Peña-Claros M., L. Poorter, A. Alarcón, G. Blate, U. Choque, T. Fredericksen, M. Justiano, C. Leño, J. Licona, W. Pariota, F. Putz, L. Quevedo, M. Toledo. 2012. Soil Effects on Forest Structure and Diversity in a Moist and a Dry Tropical Forest. *Biotropica* 44:276–283.
- Potts M., P. Ashton, L. Kaufman, J. Plotkin. 2002. Habitat patterns in tropical rain forests: a comparison of 105 plots in north-west borneo. *Ecology* 83:2782–2797.
- Quijas S., L. Jackson, M. Mass, B. Schmid, D. Raffaelli, P. Balvanera. 2012. Plant diversity and generation of ecosystem services at the landscape scale: expert knowledge assessment. *Journal of applied ecology* 49:929-940.
- Quijas S., B. Schmid, P. Balvanera. 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis. *Basic and Applied Ecology* 11:582–593.
- Rügnitz M., M. Chacón, R. Porro. 2009. Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales 1ra ed. Centro Mundial Agroflorestal (ICRAF)/ Consórcio Iniciativa Amazônica (IA). Perú. 79 pp.
- SGM. 1997. Servicio Geológico Mexicano. Carta Geológico-Minera: Las Margaritas. Chiapas. E15-12 D5-3.
- SMN. 2013. Servicio Meteorológico Nacional. Normales climatológicas Estado de Chiapas, Estación Lacantún. Periodo 1951-2010.
- Siebe Ch., R. Jahn, K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Segunda Ed. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Publicación especial No. 4. México 57 pp.
- Siebe Ch., M. Martínez-Ramos, G. Segura-Warnholtz, J. Rodríguez-Velázquez, S. Sánchez-Beltrán. 1995. Soil and vegetation patterns in the tropical rainforest at Chajul Southeast México. En: D. Sigmarangkir (ed), Proceedings of the International Congress on Soil of Tropical Forest Ecosystems 3rd Conference on Forest Soils (ISSS-AISS-IBG). Mulawarman University Press, Indonesia. pp. 40-58.
- Silva D., M. Batalha, M. Cianciaruso. 2013. Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a neotropical savanna. *Acta Botanica Brasilica* 27:490-497.
- Sollins P. 1998. Factors Influencing Species Composition in Tropical Lowland Rain Forest: Does Soil Matter? *Ecology*. 79:23-30.
- Somogyi Z., M. Teobaldelli, S. Federici, G. Matteucci, V. Pagliari, G. Grassi, G. Seufert. 2008. Allometric biomass and carbon factors database. *Forest* 1:107-113.
- Swaine M. 1996. Rainfall and Soil Fertility as Factors Limiting Forest Species Distributions in Ghana. *Journal of Ecology*. 84:419-428.
- Tilman D., S. Pacala. 1993. Maintenance of species richness in plant communities. En: Ricklefs, R. y Schluter, D. (Eds.). Species diversity in ecological communities. University of Chicago Press. Chicago. pp. 13-25.
- Tuomisto H., A. Dalberg-Poulsen, K. Ruokolainen, R. Moran, C. Quintana, J. Celi, G. Cañas. 2003. Linking Floristic Patterns with Soil Heterogeneity and Satellite Imagery in Ecuadorian Amazonia. *Ecological Applications*. 13:352-371.
- Wang G., K. Klinka. 1996. Use of Synoptic variables in predicting white spruce site index. *Forest Ecology and Management* 80:95-105.
- Zermeño-Hernández I. 2008. Evaluación del disturbio ecológico provocado por diferentes tipos de uso agrícola del suelo en una región tropical húmeda. Tesis (Maestría) Universidad Nacional Autónoma de México. 76 pp.
- Zinck J. 2012. Geopedología. Elementos de geomorfología para estudios de suelos y de riesgos naturales. ITC .Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation of the University of Twente, The Netherlands.
- Zinck J. 1988. Physiography and Soils. Soil Survey Course. ITC. Enschede, Holanda. 156 pp.
- Zinck J., C. Valenzuela. 1990. Soil geographic database: structure and application examples. *ITC Journal* 3:270-294.



1.11 Patrones sucesionales y estacionales de producción de hojarasca en un bosque estacional seco de Yucatán

Rocha-Fernández Estephania¹; Dupuy-Rada Juan M.²; May-Pat Filogonio²; Tamayo-Chim Manuela² y Caamal-Sosa Juan P.³

¹Instituto Tecnológico de Conkal, Km 16.3 antigua carretera Mérida-Motul, Conkal, Yucatán. Autor para correspondencia: jafy_rocha@hotmail.com.

²Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C., Unidad de Recursos Naturales; Calle 43 No. 130, Colonia Chuburná de Hidalgo, C.P. 97200, Mérida, Yucatán, México.

³Comisión nacional forestal: Proyecto México-Noruega, Montes Urales 440, Col. Lomas de Chapultepec 11000, México, D.F.

Resumen

La producción de hojarasca se recolectó y cuantificó entre enero de 2009 y diciembre 2011, en un bosque estacional seco de tres categorías de edad sucesional: 7-10 años, 15-17 años y > 60 años de abandono después de un uso agrícola tradicional (milpa) en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuic, Oxkutzcab, Yucatán, en trampas que se establecieron en 9 parcelas de muestreo de 0.1 ha (50 x 20 m). En las parcelas se colocaron 14 trampas, cada una ocupó una superficie de colecta de 0.5 m², haciendo un total de 7 m² de cobertura para las parcelas y un total de 21 m² por categoría de edad sucesional. El material se colectó mensualmente y se separó en hojas, ramas, partes reproductivas determinando el aporte en biomasa. Producción total de hojarasca de los sitios de estudio tuvo una significancia de $F_{(8492)}=3.5240$, $p=.00056$. La producción no varía en función de la edad con una $F_{(4246)}=1.1291$, $P=.34333$, pero sí se observó diferencias significativas en el tiempo, entre estaciones de diferentes años $F_{(4492)}=38.535$, $p=0.0000$. La diferencia de edad se comporta de manera similar entre todos, esto permitirá tener una mejor idea de la producción primaria de los bosques y por lo tanto, de su capacidad de mitigar el calentamiento global, así como de contribuir al reciclaje de la materia orgánica, los nutrientes y de mantener la fertilidad del suelo.

Palabras clave: bosque tropical, hojarasca, edad sucesional.

Abstract

Production (fall) of litter was collected and quantified between January 2009 and December 2011, in a seasonally dry forest of three successional age categories: 7-10, 15-17 years and > 60 years of abandoned after a traditional agricultural use (milpa) in the bio-cultural reserve Kaxil Kiuic, Oxkutzcab, Yucatan, in traps that were established in 9 plots of sampling of 0.1 ha (50 x 20 m). 14 traps were placed in each plot, each occupied an area of collection of 0.5 m², making a total of 7 acres of coverage for each plot and a total of 21 m² for each category of successional age. Material is collected monthly every 15 days during the first months, separated in leaves, branches, reproductive parts each of which determined its contribution in biomass; The total production of leaf litter in the study sites had a significance of $F_{(8492)} = 3.5240$, $p = .00056$. The production does not vary depending on the age with an $F_{(4246)} = 1.1291$, $P = .34333$, but it varies in time, between stations in different years ($F_{(4492)} = 38.535$, $p = 0.0000$); The age difference behaves in a similar way, this allows to have a better idea of the primary production of these forests and therefore its ability to mitigate global warming, as well as contribute to the recycling of organic matter, nutrients and maintain soil fertility.

Introducción

Los bosques tropicales son uno de los ecosistemas más extensos, alberga una alta biodiversidad y un gran número de endemismos, proporciona diversos y valiosos servicios ambientales (Murphy y Lugo 1986, Vieira y Scariot 2006); Además, son uno de los más amenazados, por las altas tasas de deforestación, lo cual generan un incremento rápido de los bosques secundarios, que son aquellos que se establecen después de que un disturbio remueve gran parte de la vegetación original (Maass *et al.*, 2002).

A medida que los bosques primarios tropicales desaparecen arrasados por las actividades antrópicas, los bosques secundarios los han remplazado en muchas de sus funciones ambientales y económicas. Los bosques secundarios son importantes porque recuperan la fertilidad de los suelos perdida durante las fases de cultivo en la agricultura, contribuyendo con la restauración de las características estructurales y funcionales de los bosques primarios y presentan tasas positivas de acumulación de CO₂ y constituyendo así un sumidero activo de este importante gas de efecto invernadero. Pueden por ello ser una alternativa rápida para reducir las concentraciones atmosféricas de CO₂ contribuyendo con la mitigación de los efectos del calentamiento global (Valle *et al.*, 2011).

Aproximadamente 90% de la biomasa acumulada en la tierra se localiza en los bosques en forma de fustes, ramas, hojas, raíces y materia orgánica (Cháidez y Jurado, 2009). El retorno anual de materia orgánica y bioelementos al suelo, asociados bajo la forma de hojarasca, constituye el proceso principal de reciclaje de nutrientes de los ecosistemas forestales. Este reciclado depende de la cantidad de la materia orgánica que se incorpora al suelo por unidad de tiempo y de la velocidad de descomposición y mineralización de la materia orgánica del suelo (Moretto, 2005).

La hojarasca que cae al suelo forma un estrato orgánico conocido como mantillo, el cual cubre el suelo lo protege de la erosión, de los cambios de temperatura, humedad, y también permite que retornen al suelo los elementos nutritivos o nutrientes en una cantidad importante, por lo que son una fuente valiosa de materia orgánica que después de sufrir procesos de descomposición libera los nutrientes que se incorporan al suelo para ser nuevamente utilizados por las plantas (Bonilla *et al.*, 2008). Los estudios de hojarasca, generalmente, comprenden a las hojas, ramas, flores y frutos que caen de manera natural y se han utilizado como un índice que permite calcular la productividad primaria neta de una comunidad forestal, por lo tanto se acepta que la cantidad de hojarasca producida sea la sumatoria de los detritos vegetales aéreos aportados al suelo durante un período de tiempo, expresados en peso seco. Esto puede tomarse como una aproximación de la PPN, ya que ésta se encuentra relacionada con el incremento de la biomasa vegetal (Álvarez y Guevara 1985).

Dicho material es un componente cuantitativo y funcional del ecosistema que desempeña un papel importante en el ambiente físico y químico (Cháidez y Jurado, 2009).

Materiales y métodos

Zona de estudio

El área de estudio se encuentra en Reserva Biocultural Kaxil Kiuic, la cual es una reserva, situada entre los 20° 5' y 20° 7' de latitud N y los 89° 32' y 89° 34' de longitud W, en el sur del estado de Yucatán como se muestra en la Figura 1; cuenta con 1650 ha de bosque tropical seco (selva mediana subcaducifolia), dentro de los límites de los municipios de Ticul y Oxkutzcab del distrito de Bolonchen y de la región conocida como Ruta Puuc. Dentro del predio se encuentran cerros que alcanzan una altura máxima de 196 m s.n.m. y una mínima de 62 m s.n.m. (Brito, 2005). El clima que predomina es

el Aw1 (García, 1973), con una temperatura promedio anual que varía entre 25.1 y 27.0 °C y una precipitación promedio anual que oscila entre 1138 y 1440 mm.



Figura 1. Reserva Biocultural Kaxil Kiuic, imagen tomada de kaxilkiuic.org.mx.

Selección y localización de las parcelas

Uno de los principales criterios que se consideró para establecer las parcelas de muestreo y monitoreo de la vegetación fue la edad sucesional, para lo cual se tomaron en cuenta parcelas de 7-10 años, 15-17 años y > 60 años de abandono, después de un uso agrícola tradicional (milpa), en el momento en el que se establecieron las parcelas. En cada categoría de edad se eligieron y establecieron tres parcelas permanentes de 0.1 ha (50 x 20 m, equivalente a 1000 m² cada una). Así mismo, se consideraron y trató de estandarizar otros factores que pudieran afectar el estudio como la topografía (se escogieron zonas planas) y la historia de uso del suelo anterior (milpa).

Las nueve parcelas de monitoreo permanente se distribuyeron dentro de la reserva, dos parcelas situadas a los costados del camino principal de acceso a la reserva, tres ubicadas por el camino hacia Santa Rita y cuatro más a las que se accede por el camino hacia Ticul-Betcul. La reserva se caracteriza por poseer parches de vegetación de selva mediana subcaducifolia de diferente edad sucesional, entre las que domina la edad más avanzada (>60 años).

Muestreo y procesamiento de hojarasca

En cada parcela se colocaron 14 trampas, cada una con una superficie de colecta de 0.5 m², haciendo un total de 7 m² de cobertura para las parcelas y un total de 21 m² por categoría de edad sucesional. Las trampas fueron diseñadas con tubo negro para riego de media pulgada de diámetro de aproximadamente 2.5 m de longitud, formando un círculo de 80 cm de diámetro, se utilizó tela tricot

para las mallas colectoras y tres varillas de alambroón de 1 m de altura como estructura de soporte. Las trampas se colocaron a una altura de 80 cm y fueron numeradas correlativamente dentro de cada parcela Figura 2, aunque cabe señalar que no siempre fue posible debido a que en ocasiones en el lugar se encontraba un árbol o una floración de piedra, por lo que se modificó su ubicación. Se utilizó un diseño completamente al azar en un arreglo de nueve parcelas subdivididas en 14 trampas (42 por categoría de edad por censo, para un total de 1512 muestras).

La colecta de hojarasca se realizó durante los meses de junio de 2005 a diciembre 2011, haciendo un total de doce muestreos durante las cuatro estaciones del año. La hojarasca depositada en cada trampa fue colectada mensualmente. En cada colecta se tomó el material depositado en cada trampa y se colocó en bolsas de papel para su traslado al laboratorio.

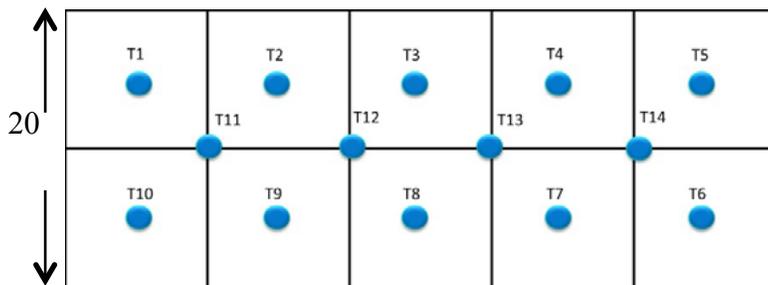


Figura 2. Diseño de muestreo en las parcelas de estudio con posición de las trampas (círculos azules); Trampas instaladas en Kaxil Kiuc.

Una vez en el laboratorio, el contenido de las trampas se separó en componentes (hojas, ramas y estructuras reproductivas) en fracciones gruesas y finas (Cuadro 1), posteriormente se secó a 70 °C, hasta llegar a un peso constante, pesado en balanzas analíticas para después tomar el peso seco por componentes.

Cuadro 1. Parámetros de separación de la hojarasca

Componente	fracción	Detalle
Hojas	Finas	Con una malla con una apertura de 8 mm, considerando los que se quedan.
	Gruesas	Con una malla con una apertura de 8 mm, considerando los que atraviesan.
Tallos	Finas	Diámetro < 1cm
	Gruesas	Diámetros > 1cm
Estructuras reproductivas		Frutos, flores y semillas.

La tasa de caída de hojarasca se reportara en unidades de en $\text{ton/ha}^{-1}/\text{año}$ para cada componente, la producción anual de cada componente se determinó con la siguiente ecuación (Honorio y Baker, 2010):

$$\text{productividad de hojas} = \frac{\text{Peso seco promedio de cada componente x canasta (g)}}{\text{area de la trampa (5026.56 cm}^2 \times [\text{intervalo de tiempo de colecta en días}])} \times \frac{10^8 \text{cm}^2}{1 \text{ha}} \times \frac{365 \text{ días}}{1 \text{ año}} \times \frac{1 \text{ ton}}{10^6 \text{g}} \quad (1)$$

Resultados y discusión

La producción total de hojarasca en los sitios de estudios fue mayor durante el 2010 en las tres edades disminuyendo para el 2011 sin embargo no se encontraron diferencias significativas de $F_{(8492)}=3.5240$, $p=.00056$. La producción total de hojarasca de los sitios de estudio tuvo una significancia de $F_{(8492)}=3.5240$, $p=.00056$; en la Figura 3 se puede observar que no hubo una diferencia significativa de $F_{(4246)}=1.1291$, $P=.34333$ con la edad por lo que el total de la PPN no depende de la relación año con categoría de edad ya que se comportan de una manera similar.

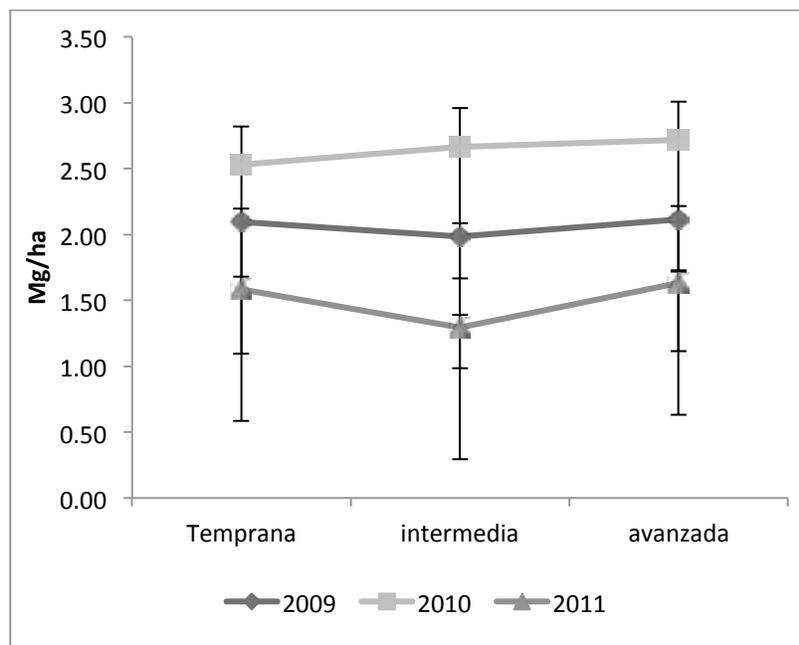


Figura 3. Producción de hojarasca agrupada por categoría de edad.

A lo largo de los tres años, se observó que la producción de hojarasca fue mayor en el 2010 en temporada de norte $3.95 \text{ Mg/ha}^{-1} \text{ año}$, a diferencia de la obtenida en 2009 en secas. En el año 2009 y 2011 la temporada de secas fue donde se produjo la mayor cantidad de biomasa, en contraste con la temporada de lluvias, de menor producción.

En 2009 y 2010 la temporada de lluvias registró mayor producción y la de 2011, menor; y para el 2011 la temporada de lluvias registró un descenso en la producción de biomasa $0.65 \text{ Mg/ha}^{-1} \text{ año}$, en contraste con la de nortes que fue la de menor producción (Figura 4).

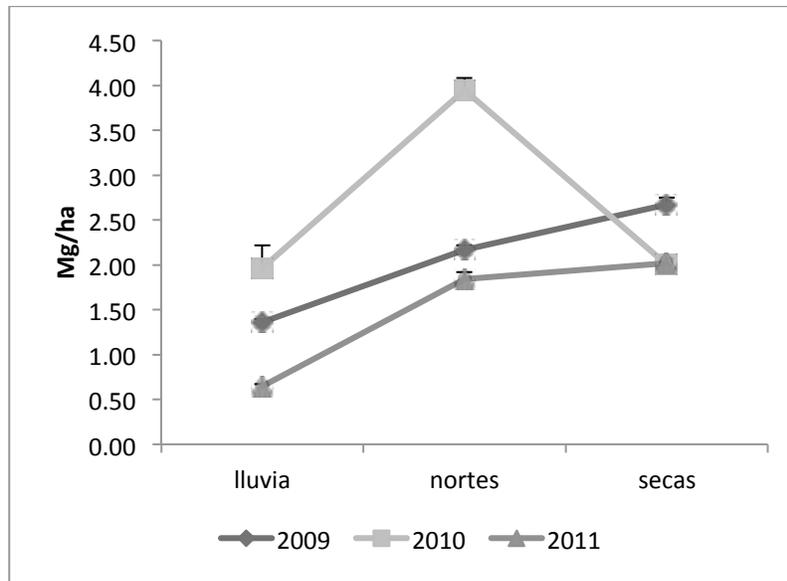


Figura 4. Producción en lluvia, nortes y secas correspondientes al periodo 2009-2011.

A comparación en el estudio Caracterización de la hojarasca de bosques semidecíduos en la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes, Cuba; menciona que el promedio de aporte de hojarasca en período lluvioso no mostró diferencias significativas entre las áreas, ya que la caída de hojas en los meses (mayo a octubre) se debió fundamentalmente al proceso de senescencia de las mismas y los mayores aportes de hojarasca provienen de los individuos siempre verdes presentes en los estratos menos desarrollados del bosque (estrato arbustivo y estrato arbóreo inferior) (Ramos *et al.*, 2009).

La producción de hojarasca anual en relación con la estacionalidad aumentó en temporadas de secas con $2.60 \text{ Mg/ha}^{-1} \text{ año}$ y ligeramente en lluvias $1.40 \text{ Mg/ha}^{-1} \text{ año}$, mientras en nortes hubo una disminución de $2.45 \text{ Mg/ha}^{-1} \text{ año}$. Así mismo, se evidenció que para la producción fue mayor en las épocas de norte en las tres categorías de edad. De acuerdo Bonilla *et. al.*, 2008 este efecto puede atribuirse a la posición ecuatorial. Sin embargo, observo que la época de mayor producción correspondió a la más alta velocidad del viento, febrero (norte) como se muestra en la Figura 5.

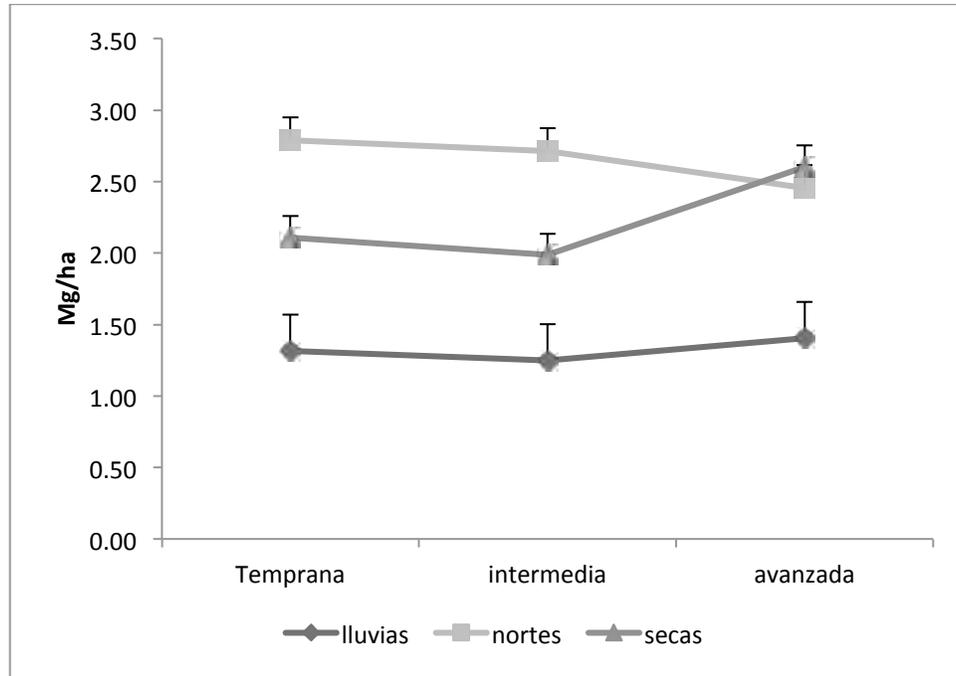


Figura 5. Acumulación anual de hojarasca entre estacionalidad y categoría de edad.

A lo largo de los años resultó significativamente diferente la producción de hojarasca con una $F=85.715$, $P < 0.05$; seguida de la estacionalidad con una $F=38.535$, $P < 0.05$; así como la interacción de año y estación $F=38.535$, $P < 0.05$; estación y categoría de edad $F: 4.854$, $P < 0.05$; año, estacionalidad y categoría de edad $F= 3.524$, $P < 0.05$. En el caso de la categoría de edad y la interacción año categoría de edad no produjeron diferencias estadísticamente significativas en la producción total (Cuadro 2).

Cuadro 2. Análisis de varianza (ANOVA) para temporadas, categorías de edad y años agrupadas en una selva mediana subcaducifolia en el periodo 2009 a 2011. Se presentan los valores de F de Fisher y su significancia estadística $P < 0.05$.

	SS	Degr. of Freedom	MS	F	P
CATEGORIA EDAD	5.581	2	2.790	1.758	0.176646
ERROR	195.197	123	1.587		
AÑO	243.266	2	121.633	85.715	0.000000
AÑO*CATEGORIA EDAD	6.409	4	1.602	1.129	0.343328
ERROR	349.082	246	1.419		
ESTACION	348.844	2	174.422	110.709	0.000000
ESTACION*CATEGORIA EDAD	30.591	4	7.648	4.854	0.000875
ERROR	387.575	246	1.576		
AÑO*ESTACION	225.550	4	56.388	38.535	0.000000
AÑO*ESTACION*ATEGORIA EDAD	41.253	8	5.157	3.524	0.000561
ERROR	719.935	492	1.463		

Conclusión

Estos resultados indican que la producción de hojarasca puede estar determinada por la temporada y por el año así como la interacción de la edad de sucesión, estacionalidad y el año. Nuestro estudio sienta las bases para que futuras investigaciones puedan hacer comparaciones entre años, temporada y entre sitios con diferente edad sucesional.

Bibliografía

- Álvarez J., S. Guevara. 1985. Caída de hojarasca en la selva: en Investigaciones sobre la regeneración de selvas Altas en Veracruz, México. Vol. II INIREB. Editorial Alambra, México, D. F. pp: 171:189: En Tun D. F. J. 1996. Producción de hojarasca, su aporte mineral y la estructura de la vegetación de dos petenes del estado de Campeche. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Yucatán (FMVZ) Mérida, Yucatán, México.
- Bonilla R., R. Belisario, J. Jimeno, T. García. 2008. Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena* sp., en Codazzi, Cesar. Revista Corpoica-Ciencia y tecnología agropecuaria 9:5-11.
- Brito C. L. 2005. Manifestación de Impacto Ambiental modalidad particular, como requisito para el desarrollo de turismo ecológico en el predio rustico denominado Kiuic, ubicado en el municipio de Oxkutzcab, Yucatán, México. Selva Sustentable S. C. P. Yucatán, México. Colaboradores. Inédito. 131 pp.
- Cháidez J., E. Jurado. 2009. Productividad foliar y radicular en ecosistemas forestales del noreste de México. Revista Ciencia Forestal en México 34:90-91.
- García E. 1973. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen. Apuntes de Climatología. Talleres Larios. México, D. F. En Flores, S. J. e I. Espejel-C. 1994. Tipos de vegetación de la península de Yucatán. Etnoflora Yucatanense Fascículo 3. Universidad Autónoma de Yucatán. UADY. México. 135 pp.
- Honorio E., T. Baker. 2010. Manual para el monitoreo del ciclo del carbono en bosques amazónicos. Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana / Universidad de Leeds. Lima. 54 pp.
- Maass J. M., V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez, J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. En: Noguera F, Vega-Rivera JH, García Aldrete AN, Quezada Avendaño M. Historia Natural de Chamela. México DF, Instituto de Biología UNAM. pp. 525-542.
- Moretto A. 2005. MÓDULO 1: Aplicación de sistemas de regeneración con retención dispersa y agregada en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. Subproyecto 5: "Calidad y cantidad de nutrientes de la hojarasca y su posterior mineralización en bosques primarios y bajo manejo con distintos sistemas de regeneración". pp. 1-38.
- Murphy P. G., A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forests. Annual Review of Ecology and Systematics 17:67-88.
- Ramos A., F. Delgado, N. Reyes. 2009. Caracterización de la hojarasca de bosques semidecíduos en la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes, Cuba. Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales (Ecovida/CITMA). pp. 1-19.
- Valle J. I., H. Restrepo, M. Londoño. 2011. Recuperación de la biomasa mediante la sucesión secundaria, Cordillera Central de los Andes, Colombia. Revista de Biología Tropical 59:1337-1358.
- Vieira D., A. Scariot. 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. Restoration Ecology 14:11-20.

1.12 Cambios de uso de suelo y servicios ambientales en un bosque templado del Estado de México

Álvarez-Arteaga Gustavo^{1,2}; Mireles-Lezama Patricia¹; Ibáñez Huerta Abel³; García-Fajardo Belina¹ y Orozco-Hernández María E.¹

¹Facultad de Planeación Urbana y Regional, Universidad Autónoma del Estado de México, Mariano Matamoros s/n C.P. 50130, Toluca, México. Autor para correspondencia: galvareza68@gmail.com

²Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria 3000, C.P. 04510, México, D.F.

³Universidad Nacional Autónoma de México, UMDI-Juriquilla, Querétaro, México.

Resumen

El sector Uso de suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura (USCUSyS) se ha constituido como uno de los más importantes en la emisión de gases de efecto invernadero en México; no obstante, la alteración de los sistemas naturales y productivos se vincula también con la afectación de otros servicios ambientales como la captación de agua por el suelo. Bajo esta consideración se realizó un estudio en los suelos de una zona forestal del Estado de México con objeto de determinar su capacidad para acumular carbono e infiltrar agua en función de su manejo actual. Los resultados indicaron que los suelos de bosque conservado presentaron la mayor acumulación de C edáfico con 230 Mg C ha⁻¹ a un metro de profundidad; en contraste hubo una reducción considerable para la condición de bosque secundario, agricultura de temporal y suelos erosionados (117, 48 y 17 Mg C ha⁻¹ respectivamente). Por otra parte, los estudios sobre infiltración en condiciones de saturación para los mismos usos de suelo indicaron una drástica disminución de esta función del suelo al pasar de 2560 mm/h para el bosque conservado, a 120 mm/h en los suelos altamente erosionados. Los resultados obtenidos indican una alta correlación entre el deterioro de las propiedades físicas y químicas del suelo y su capacidad para proveer de servicios ambientales como la captura de carbono y la infiltración de agua.

Palabras clave: uso de suelo, servicios ambientales, infiltración, almacenes de carbono.

Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF) has become one of the most important activities in the emission of greenhouse gases in Mexico; however, the alteration of natural and productive systems is also related with another environmental services such as water uptake by the soil. Considering this idea, it was conducted a study in soils from a forest area of the Estado de Mexico to determine their ability to accumulate carbon and water, based on their current management. The results indicated that the preserved forest soils had the highest accumulation of soil organic carbon with 230 Mg C ha⁻¹ to 100 cm deep. Otherwise, there was considerable reduction in secondary forest, agriculture and eroded soils (117, 48 and 17 Mg C ha⁻¹ respectively). Moreover, infiltration and saturation studies for the same land use indicated a drastic reduction of this soil function going from 2560 mm / h for the preserved forest, to 120 mm / h in highly eroded soils. The results indicate a high correlation between the deterioration of the physical and chemical properties of the soil and its ability to provide environmental services such as carbon sequestration and water infiltration.

Key words: land use, environmental services, infiltration, carbon stocks.

Introducción

En las últimas décadas, el cambio de uso de suelo dentro del territorio nacional se ha incrementado de manera importante, constituyéndose como uno de los sectores de mayor influencia sobre la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en México (De Jong *et al.*, 2010) y la pérdida de servicios ambientales (Bocco *et al.*, 2001). De acuerdo al Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, para el año de 2010, el sector Uso de Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura (USCUSyS) aportó un total de emisiones de 73,872Gg de GEI a la atmósfera, lo cual representó el 6.3% de las emisiones totales para dicho año (SEMARNAT, 2009). Partiendo de la información anterior, se estima que aproximadamente 17 millones de hectáreas en el país sufrieron algún tipo de cambio de uso, sin embargo la estimación exacta para este sector presenta serias dificultades en lo referente al cálculo de la biomasa inicial y el destino del carbono una vez que el uso de suelo ha sido modificado, por lo que las recomendaciones hechas para estimar este sector van en el sentido de incrementar la cantidad y calidad de datos recabados en campo y hacerla comparativa a nivel nacional (De Jong *et al.*, 2010).

El Estado de México cuenta aún con importantes remanentes de vegetación natural (1, 087,812 ha) constituidos principalmente por bosques templados, subtropicales y pastizales. Dentro de esta gama de ecosistemas naturales destacan los bosques de encino (130,556 ha) y sus diferentes asociaciones. Estos bosques suelen ser explotados bajo prácticas poco sustentables, principalmente para extracción de carbón y madera, lo cual los lleva a estadios sucesionales secundarios que desembocan generalmente en cambios hacia su uso agrícola o pecuario (SEDAGRO, 2006; Skoczek, 2010). La utilidad e importancia de conservar estos sistemas naturales no solo radica en su capacidad para producir materias primas y bienes económicos, sino también en su función como proveedores de servicios ambientales tan importantes como la captura carbono y la recarga de los acuíferos regionales.

No obstante que existe un amplio consenso en el ámbito científico sobre las implicaciones que tienen las actividades de cambio de uso de suelo sobre la emisión de GEI a la atmósfera, resulta necesario entender los mecanismos que determinan la permanencia o expulsión del carbono orgánico del suelo (COS). Siendo este componente edáfico el principal reservorio de C dentro de los sistemas terrestres, resulta innegable que el ingreso o salida de pequeñas cantidades de C de este almacén pueden llegar a representar flujos importantes a escala global (Murty *et al.*, 2002).

Al respecto, diferentes estudios sobre cambio de uso de suelo en áreas forestales han demostrado que esta conversión favorece no solo la reducción de los almacenes de COS, sino también la disminución en la capacidad del suelo para realizar funciones ecosistémicas (Ellert y Bettany, 1995). Está pérdida es más significativa en los primeros años de conversión y su magnitud varía en función del tipo de vegetación, clima, tipo de suelo y prácticas de manejo, así como del tiempo de conversión (Murty *et al.*, 2002). Los procesos implicados en esta pérdida pasan por un deterioro de las propiedades físicas y químicas del suelo, la reducción de los nutrientes disponibles (Ellert y Bettany, 1995), y finalmente la remoción de las capas fértiles del suelo a través de fenómenos erosivos (Post *et al.*, 1998; Geissen *et al.*, 2009).

Considerando que la captura de carbono en los sistemas forestales, así como su conservación y manejo sustentable puede ser una medida importante para mitigar la emisión de GEI a la atmósfera, la acción de incrementar los almacenes de COS requiere de un profundo conocimiento de los procesos interactivos, propiedades y prácticas que afectan su dinámica por lo que el presente trabajo tuvo como propósito evaluar las propiedades físicas y químicas de los suelos dentro de una cronosecuencia de cambio de uso de suelo, así como estimar los almacenes de COS y la capacidad de retención de agua en el suelo.



Materiales y métodos

Zona de estudio

El estudio se llevó a cabo en terrenos forestales de la comunidad de Dexcaní el Alto, municipio de Jilotepec, Estado de México (19° 55'01" N – 99° 30'10.57"O, 19° 55'33.15" N, 99° 29'52.94" O), el clima de la zona corresponde a un templado subhúmedo y registra una precipitación promedio anual de 700 mm con una temperatura promedio anual de 18 °C. Las topografías dominantes son sierras de laderas escarpadas en la parte alta, franjas de piedemonte en la media y planicies acumulativas en su parte baja. El grupo de suelos dominantes corresponde a los Luvisoles ándicos y Feozems háplicos. La vegetación original es de bosque de *Quercus* (encino) como género dominante, acompañado de diversas especies autóctonas e introducidas. En la franja de piedemonte se advierte el cambio de uso de suelo para fines agrícolas, pecuarios y de asentamientos humanos, generando diferentes condiciones degradativas en suelo y vegetación.

Trabajo de campo y laboratorio

Se seleccionaron cuatro sitios dentro de la ladera este de la microcuenca del río Dexcaní, entre los 2540 y 2740 m s.n.m., bajo las siguientes características: bosque conservado (BC), bosque secundario (BS), Agricultura de temporal (AT) y terrenos fuertemente erosionados (E). Para cada sitio se realizó una descripción morfoedafológica de un perfil tipo de acuerdo a Siebe *et al.*, (2006) y se tomaron muestras de cada horizonte. En cada perfil se realizarán escalones de acuerdo a la profundidad de los horizontes pedogenéticos, esto con la finalidad de determinar en cada uno la velocidad de infiltración básica, conductividad hidráulica saturada y el contenido de humedad, de acuerdo a los métodos de campo señalados por Pla (1983). Para cada perfil, adicionalmente se tomaron 12 muestras en tres subcuadrantes de 24 x 4 m a las profundidades de 0-20, 20-50 y 50-100 cm de profundidad. Las muestras de suelo se tomaron por horizonte con tres repeticiones extraídas mediante un cilindro de 100 cm³ de capacidad para evaluar densidad aparente y una muestra de mayor volumen para realizar diferentes análisis físicos y químicos.

Las muestras fueron secadas y procesadas para ser analizadas en laboratorio de acuerdo a los métodos establecidos por el ISRIC (2002), en tanto que los almacenes de COS se estimaron a partir de la concentración promedio de C en cada horizonte, su densidad aparente y espesor (Álvarez-Arteaga *et al.*, 2013).

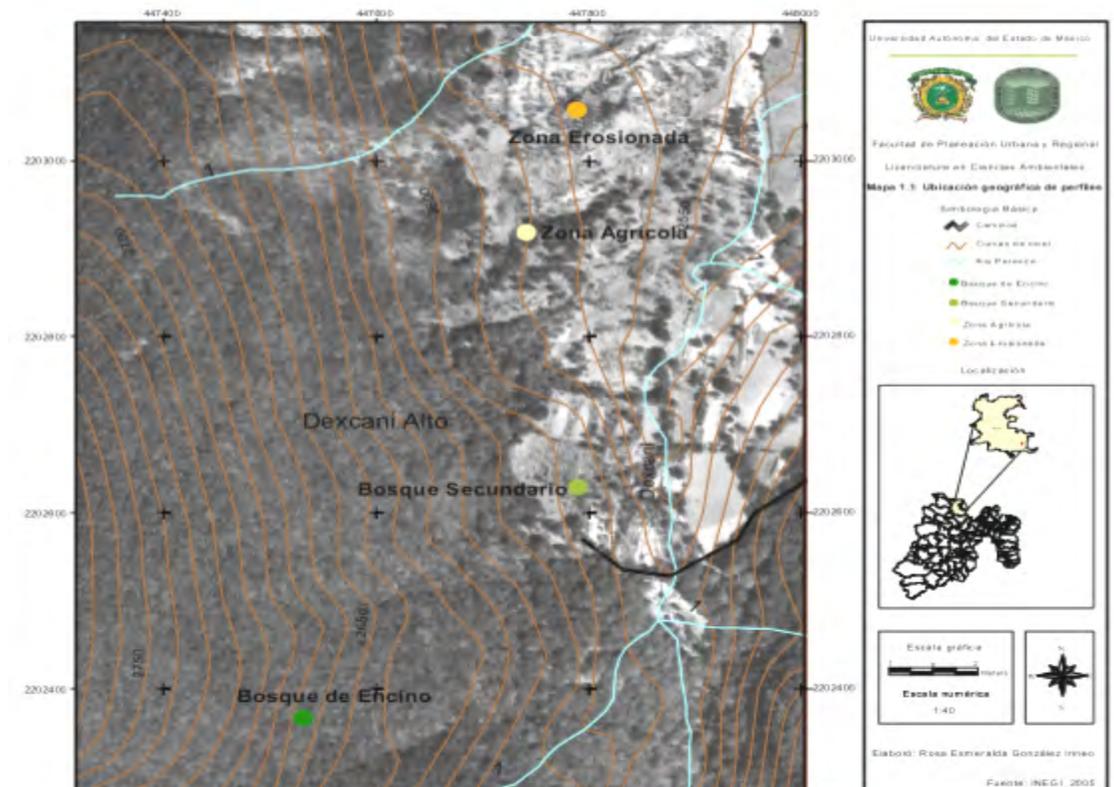


Figura 1. Localización del área de estudio. Imagen tomada de Google Earth, 2011.

Resultados y discusión

Propiedades físicas y químicas de los suelos

En términos generales, la composición granulométrica de los suelos estudiados no presenta alta variabilidad, predominando texturas francas y franco arcillosas en los primeros cuarenta centímetros de profundidad y arcillosas en los horizontes inferiores. Esta condición tiene importantes implicaciones sobre otras propiedades del suelo como la densidad aparente, porosidad y capacidad de retención de agua en el suelo.

En el caso de los suelos bajo uso forestal, resulta importante la conservación de esta capa superficial ya que favorece el reciclaje de nutrientes y la infiltración y retención de agua tal y como lo reflejan los resultados del Cuadro 1. Cuando el horizonte superficial es alterado o removido por efecto de la conversión a uso agrícola y en etapas posteriores sufre erosión, es posible advertir su impacto en algunas propiedades físicas y químicas del suelo como son:

Incremento en la densidad aparente (DA) y disminución del volumen poroso total, por efecto de la compactación mecánica o bien, por la pérdida de la capa superficial y el afloramiento del subhorizonte argílico más denso.

Disminución de las reservas de COS y de otros nutrientes como nitrógeno y fósforo, asociados de manera directa con el contenido de materia orgánica del suelo.

Disminución efectiva de la capacidad de infiltración y retención de agua disponible del suelo, lo cual determina que las prácticas de reforestación que se han emprendido en la zona degradada sea poco efectiva ya que las plantas observadas están sujetas a estrés hídrico durante largos periodos.

Cuadro 1. Propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados

Perfil Prof.	Are	Lim	Arc	Textura	DA	Carbono	Porosidad	CC	PMP	CRAD
	%				g/cm ³	%	%	33 Kpa	1500 Kp	m ³ ha ⁻¹
BC										
0-18	52	16	32	CRA	0.80	3.26	57.96	61.13	25.21	35.92
18-42	52	26	22	CRA	0.94	1.77	45.65	57.08	26.42	30.66
BS										
0-15	34	44	22	C	1.02	3.98	51.43	44.72	28.92	15.8
15-25	30	44	26	C	0.89	2.55	57.21	33.33	21.04	12.29
25-45	36	34	30	CR	1.04	1.12	51.49	34.82	22.27	12.55
AT										
0-12	36	42	22	C	0.91	2.98	59.96	46.36	25.77	20.59
12-35	31	37	32	CR	0.93	2.42	51.81	42.96	23.53	19.43
E										
2-40	35	21	44	R	1.11	0.58	45.85	34.42	28.67	5.74
40-70	38	16	46	R	0.99	0.42	53.52	45.18	37.33	7.86

BC= Bosque Conservado, BS= Bosque Secundario, AT= Agricultura de Temporal, E= Zona Erosionada, CRA= Franco Arcillo Arenoso, C= Franco, R= Arcilloso.

CC= Capacidad de Campo, PMP= Punto de Marchitez Permanente, CRAD= Capacidad de Retención de Agua Disponible.

Los suelos forestales, usualmente reportan concentraciones mayores de COS y valores inferiores de DA en comparación con los suelos bajo uso agrícola o pecuario. Esta condición, generalmente es atribuida al deterioro en las propiedades físicas del suelo, a la reducción de los nutrientes disponibles y a la mayor mineralización de la materia orgánica del suelo (Davidson y Ackerman, 1993; Bruce *et al.*, 1999). Para el caso de los suelos estudiados, estos cambios son evidentes entre los suelos bajo uso forestal (BC y BS), los suelos agrícolas (AT) y aquellos sujetos a erosión severa (E). Los valores para la DA en los horizontes superficiales muestran incrementos a medida que se intensifica su manejo (Figura 1), siendo la capa superficial de BC la de los valores significativamente inferiores con respecto a las demás modalidades de uso. En el caso del sitio E, difiere significativamente de los sitios con cobertura forestal, mas no de AT, no obstante, los elevados valores que registra la DA en esta capa de escaso espesor (5 cm) pudieran ser indicativos de procesos avanzados de degradación como la destrucción de agregados y sellamiento del suelo, condición observada en estudios similares.

Almacenes de carbono orgánico del suelo

Por lo que respecta a los contenidos de COS, en todos los sitios, esta variable denota una tendencia decreciente conforme se incrementaba la profundidad (Cuadro 1 y Figura 2). Entre sitios, se observan diferencias importantes a medida que se intensifican las condiciones de cambio de uso de suelo, de tal forma, el sitio BC almacena la mayor cantidad de carbono con 230 8 Mg C ha⁻¹ seguido de BS (117.57 8 Mg C ha⁻¹), AT y E (48.8 y 19.5 Mg C ha⁻¹ respectivamente) (Figura 2). Los datos anteriores sugieren que entre el sitio conservado y la zona erosionada se ha perdido más del 80% del COS almacenado, suponiendo que esta última en algún momento presentó condiciones similares de cobertura vegetal y suelo al sitio BC. Los datos anteriores evidencian pérdidas superiores a las registradas por otros autores,

aunque se debe considerar que las comparaciones realizadas generalmente involucran sitios comparativos que aún cuentan con cierto grado de cobertura vegetal; en nuestro caso, la zona erosionada representa un caso extremo de degradación del suelo con pérdida total de la capa superficial original.

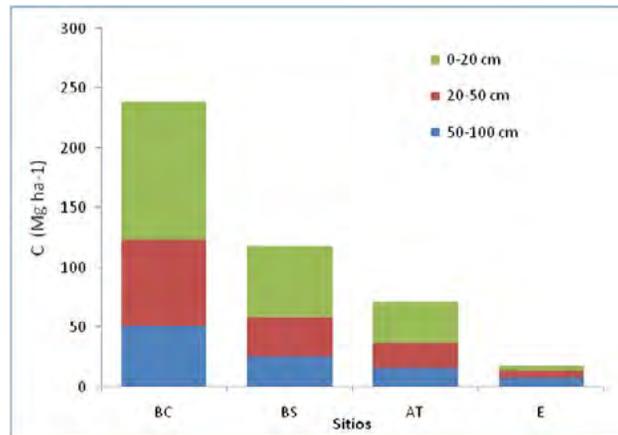


Figura 2. Almacenes de carbono orgánico del suelo para los sitios de estudio.

Conclusiones

Mediante este estudio se pudo constatar las repercusiones que tiene el cambio de uso de suelo en una zona forestal del Estado de México. Las implicaciones van desde la pérdida total o parcial de la cobertura vegetal, la disminución en la capacidad del suelo para infiltrar y almacenar agua disponible para las plantas, la pérdida total y/o parcial de la capa de suelo superficial donde están contenidas la principal reserva de carbono y nutrientes del suelo. Si bien el estudio muestra un caso puntual, dentro del espacio geográfico estatal, consideramos que es ilustrativo de las condiciones de deterioro de los recursos naturales y particularmente del suelo privativas de amplias zonas rurales del territorio mexiquense en las que históricamente la dinámica de cambio de uso de suelo se intensifica a medida que la presión por el aprovechamiento de los recursos naturales también lo hace.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado a este trabajo por el proyecto CONACYT-SEMARNAT 107956 “Cambios de uso del suelo, inducidos por actividades agropecuarias en ecosistemas terrestres templados y cálidos del Estado de México: Impactos locales y emisiones globales de gases de efecto invernadero”.

Bibliografía

- Álvarez-Arteaga G., N. E. García-Calderón, P. Krasílnikov, F. García-Oliva. 2013. Almacenes de carbono en bosques montanos de niebla de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Agrociencia* 47:171-180.
- Bocco G., M. Mendoza, O. Maser. 2001. La dinámica del cambio de uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. Instituto de Geografía, UNAM, México. *Investigaciones geográficas* 44:18-38.
- Bruce J. P., M. Frome, E. Haites, H. Jansen, R. Lal, K. Paustian. 1999. Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservation* 54:382-389.



- Davidson E. A., I. L. Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20:161-193.
- De Jong B., C. Anaya, O. Masera. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701.
- Ellert B. H., J. R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75:529-538.
- Geissen V., R. Sánchez-Hernández, C. Kampichler, R. Ramos-Reyes, A. Sepulveda-Lozada, S. Ochoa-Goana, B. H. J. de Jong, E. Huerta-Lwanga, S. Hernández-Daumas. 2009. Effects of land-use change on some properties of tropical soils An example from Southeast Mexico. *Geoderma* 151:87-97.
- ISRIC. 2002. Procedures for soil analysis. Edit. L.P. van Reeuwijk. International Soil Reference and Information Centre Wageningen. Netherlands. 119 pp.
- Murty D., M. U. Kirschbaum, R. E. McMurtrie, H. Mcgilvray. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology* 8:105-123.
- Pla I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. Facultad de Agronomía, Maracay, Venezuela. *Revista Alcance* 32:1-90.
- Post W. M., R. C. Izaurralde, L. K. Mann, N. Bliss. 1998. Monitoring and verifying soil organic carbon sequestration In: Rosenberg N., R. C. Izaurralde and E. L. Malone (Eds). *Carbon sequestration in soils*. Battelle Press.
- SEMARNAT. 2009. Cuarta comunicación nacional ante la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 274 pp.
- SEDAGRO. 2006. Programa de desarrollo forestal sustentable del Estado de México 2005-2025. Secretaría de Desarrollo Agropecuario. 100 pp.
- Siebe C., R. Jahn, K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A. C. 70 pp.
- Skoczek M. 2010. Transformaciones socioeconómicas en el Noroeste del Estado de México (1980-2010). *Revista del CESLA* 2:491-501.

1.13 Estimación del carbono orgánico del suelo y su relación con prácticas locales de manejo en sistemas agrícolas

García-Fajardo Belina¹; Álvarez-Arteaga Gustavo²; Mireles-Lezama Patricia¹; Orozco-Hernández María E.¹ y Reyes-Zuazo María A.¹

¹Facultad de Planeación Urbana y Regional, Universidad Autónoma del Estado de México, Mariano Matamoros s/n. Colonia Universidad, C. P. 50130, Toluca, Estado de México. Autor para correspondencia: belygf@gmail.com

²Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Circuito Exterior s/n, Cd. Universitaria, C. P. 04510, Delegación Coyoacán, México, D. F.

Resumen

En el Estado de México, una alta proporción de las actividades agrícolas se desarrolla sobre suelos anteriormente provistos de cobertura forestal. Esta condición de cambio de uso, al igual que las prácticas de manejo intensivas han propiciado su degradación y pérdida de capacidad para mantener servicios ecosistémicos como la acumulación de carbono. Esta investigación se enfoca en la estimación de los almacenes de carbono orgánico del suelo (COS) bajo cultivos de maíz y papa establecidos en ambientes templados del Estado de México. Se seleccionó un caso de estudio de sistemas agrícolas localizado en el municipio de Coatepec Harinas. La metodología propuesta integra tanto la caracterización de las prácticas de manejo agrícola de cada sistema, como la estimación de los almacenes de COS en las unidades de producción mediante muestreos estratificados, considerando la posición fisiográfica, la pendiente del terreno y el tipo de cultivo. Los resultados preliminares indican que los almacenes de carbono se ubican entre 78-144 Mg ha⁻¹ en cultivos de papa y 45-128 Mg ha⁻¹ en cultivos de maíz. Por otro lado señalan un incremento en la cobertura del cultivo de papa, en detrimento de la superficie ocupada para el cultivo de maíz, la intensificación de las prácticas de labranza mecanizada y mayor aplicación de insumos inorgánicos y orgánicos. Lo anterior incide en la variabilidad espacio-temporal de los contenidos de carbono en el suelo en función de las actividades implicadas, así como de los insumos empleados durante el ciclo agrícola.

Palabras clave: almacenes de carbono, sistemas agrícolas, prácticas de manejo.

Abstract

In the State of Mexico, a high proportion of agricultural activities are developed on previously forested soils. This land use changes, as well as intensive management practices have led to the degradation and loss of capacity to maintain ecosystem services such as carbon storage. This research focuses on soil organic carbon (SOC) storage under maize and potato crops cultivated in temperate environments of the State of Mexico. A case study of farming systems located in the town of Coatepec was selected. The proposed methodology integrates both the characterization of agricultural management practices of each farming system, and the estimation of SOC storage in the production units. It uses stratified sampling, considering land physiographic position and crop types. Preliminary results indicate that carbon stocks are between 78-144 Mg ha⁻¹ in potatoes crops and 45-128 Mg ha⁻¹ in maize crops. In addition, they show an increase in the potato crop coverage to the detriment of the cultivation area dedicated to maize crops; intensification of mechanized tillage practices, and increased use of inorganic and organic inputs. These affect the spatial and temporal variability of soil organic carbon content depending on the activities involved, as well as inputs used during the season.



Key words: carbon sinks, agricultural systems, local management practices.

Introducción

Con el incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera y su relación con el problema ambiental del cambio climático se han incrementado los esfuerzos a nivel internacional para reducir las emisiones de los GEI, en especial aquellos de origen antropogénico. Una de las estrategias es a través de la captura y almacenamiento de carbono en diversos ecosistemas terrestres y acuáticos (IPCC 2000; Gueye *et al.*, 2011)

Un elemento clave en el ciclo global del carbono es la captura y almacenamiento de éste en suelo o en biomasa de los ecosistemas terrestres. En particular, el recurso suelo representa uno de los reservorios terrestres más grandes de C a través a la vegetación natural o inducida, incluyendo los cultivos agrícolas, gracias a la fotosíntesis de las plantas verdes que asimilan CO₂ y lo fijan en su forma orgánica.

Parte del carbono que entra en el suelo se almacena como carbono orgánico (Morgan *et al.*, 2010). El almacenamiento dependerá de las características edáficas y de la calidad de la materia orgánica en la cual reside el carbono, con temporalidades variables. Posteriormente, a través del proceso de descomposición se libera una parte del COS para regresar a la atmósfera.

Asimismo, los almacenes de COS están sujetos a ser perturbados por procesos naturales (ejemplo: fenómenos tectónicos o procesos edáficos) y por la actividad humana. Con respecto a esta última, el carbono puede liberarse por el cambio de uso de suelo, la labranza y los procesos de erosión que están asociados principalmente a la agricultura (Muñoz *et al.*, 2010; Robbins, 2011).

El desarrollo de las actividades agrícolas ha contribuido al incremento de emisiones de CO₂ en la atmósfera, inicialmente por el cambio de uso de suelo para abrir áreas de cultivo. De acuerdo con IPCC (2000), la pérdida histórica en los suelos agrícolas fue de 50 Pg de carbono en el último lustro del siglo XX. Por su parte, Lal (2004) reportó emisiones en promedio de 55-78 Pg de carbono y señaló que cerca del 75% de éste se puede recuperar a través del almacén de COS en los sistemas agrícolas.

Al respecto FAO (2001) estimó que los suelos agrícolas podrían acumular 23-44 Pg C dentro de los siguientes 50 años. Esto implica que los almacenes de carbono en suelos agrícolas son relevantes para mitigar las emisiones de GEI tanto como las comunidades forestales, en las que se estima el potencial global de captura de 60-87 Pg C (FAO, 2001). La agricultura representa actualmente una opción que coadyuva a la reducción de CO₂ en la atmósfera con el almacenamiento de carbono en las tierras de cultivo.

Los sistemas de producción agrícola, en particular, los de conservación, presentan un gran potencial para capturar y almacenar carbono (LaSalle y Hepperly, 2008; Dendooven *et al.*, 2011), generando efectos positivos adicionales, los suelos con mayor cantidad de materia orgánica tendrán mejor capacidad de infiltración del agua, mejor estructuración, resistirán mejor los procesos erosivos, y brindarán beneficios a la productividad y sustentabilidad agrícola (Altieri, 2002; Robbins, 2011).

Sin embargo, los estudios realizados para la estimación de COS se han enfocado en gran parte a los suelos forestales, ya que las estimaciones en suelos bajo producción agrícola son complejas (Mejía *et al.*, 2007). Un sistema de producción agrícola puede funcionar como emisor o como almacén de carbono durante diferentes actividades del ciclo agrícola. El almacenamiento de COS dependerá directa o indirectamente de la calidad y del tipo de suelo (características como estructura, temperatura y humedad); de las condiciones climáticas; y de las prácticas de manejo en las que se desarrolla la producción agrícola (como tipo de labranza, uso de fertilizantes, eliminación de la cobertura vegetal) (Sierra-Cárdenas, 2010). Las prácticas de manejo de la tierra pueden determinar el incremento del secuestro de carbono en suelos, especialmente si se logra a gran escala (Johansson *et al.*, 2012).

Los sistemas de producción agrícola en nuestro país son vulnerables a los impactos del cambio climático y al mismo tiempo contribuyen en parte a las emisiones o captura de GEI globales. Según Cárdenas (1992) la actividad agrícola contribuía el 70% de las emisiones de carbono a nivel nacional en la década de los noventa.

De manera específica, el 46% de la superficie del Estado de México está ocupada por usos de suelo asociados a las actividades agrícolas de subsistencia, comercial o mixtas, las cuales en ambientes templados presentan problemas de erosión hídrica debido a pendientes pronunciadas y suelos frágiles derivados de la deforestación de comunidades forestales al abrir áreas de cultivos en el pasado (Gobierno del Estado de México, 2008).

Los sistemas agrícolas tienden por una producción de monocultivos dependiente de altos insumos de fertilizantes inorgánicos, con prácticas de labranza convencionales y con tiempos menores de descanso de la tierra (García, 2011). Esto tiene implicaciones en los estudios sobre almacenamientos de carbono en suelos de uso agrícola de interés para esta investigación. Por ello se plantea la estimación de los almacenes de carbono bajo diferentes sistemas de producción agrícola de maíz y papa en el Estado de México, con el fin de coadyuvar a una mejor comprensión tanto de la distribución del carbono en las unidades de producción con diferentes tipos de cultivos.

Materiales y métodos

Zona de estudio y trabajo de campo

El estudio se realizó en la comunidad “El Telar” localizada al Noroeste del municipio de Coatepec Harinas en el Estado de México, geográficamente se ubica entre las coordenadas: 19°00’04” latitud Norte y 99°49’43” de longitud Oeste (ver Figura 1), a una altitud promedio de 2774 m s.n.m. (INEGI, 2010). En estas altitudes se desarrolla un clima semifrío, y esta área se encuentra cercana a la parte Sur de la zona del Nevado de Toluca. Existe vegetación de Bosque de pino con tenencia de la tierra de tipo comunal. Los suelos andosoles predominan en las áreas de pastizal y agrícolas donde se presentan sistemas de producción tanto de temporal como de riego. La zona de estudio presenta usos de suelo forestal, pecuario y agrícola.

Se desarrolló un caso de estudio en esta comunidad debido a que en ella se ha establecido producción agrícola de temporal en cultivos de maíz y de riego en cultivos de papa. El sistema de producción de maíz es tradicional y tiene representatividad e importancia regional. De igual forma, se observa la presencia de unidades de producción de papa bajo riego extraído de los cuerpos de agua de las zonas forestales de la comunidad. Los cultivos de papa son altamente comerciales y está expandiéndose rápidamente en esta zona del Estado de México, sin embargo, están siendo cultivados por actores externos bajo el sistema de renta de tierras.

La presencia de estos dos sistemas de producción permite identificar el almacenamiento de COS en dos sistemas bajo prácticas de manejo diferentes. Esto da lugar a generar información detallada de los cultivos de maíz y papa y a identificar como las prácticas están influyendo en la captura de COS.

El diseño de muestreo de suelos para estimar almacenes de carbono de la zona de estudio inició con la delimitación de las áreas exclusivamente bajo uso de suelo agrícola. Finalmente, las parcelas de producción agrícola se agruparon por estratos (en este caso unidades) de acuerdo a su posición geográfica y homogeneidad en la ortofoto (cualitativamente) y posteriormente, a la variable de pendiente del terreno. Para identificar diferencias en pendientes en cada unidad se tomaron tres tipos de rangos de pendientes: 1) 0-5%, 2) 5-10%, 3) 10 a 25%, las cuales determinaron usando el software ArcGIS.

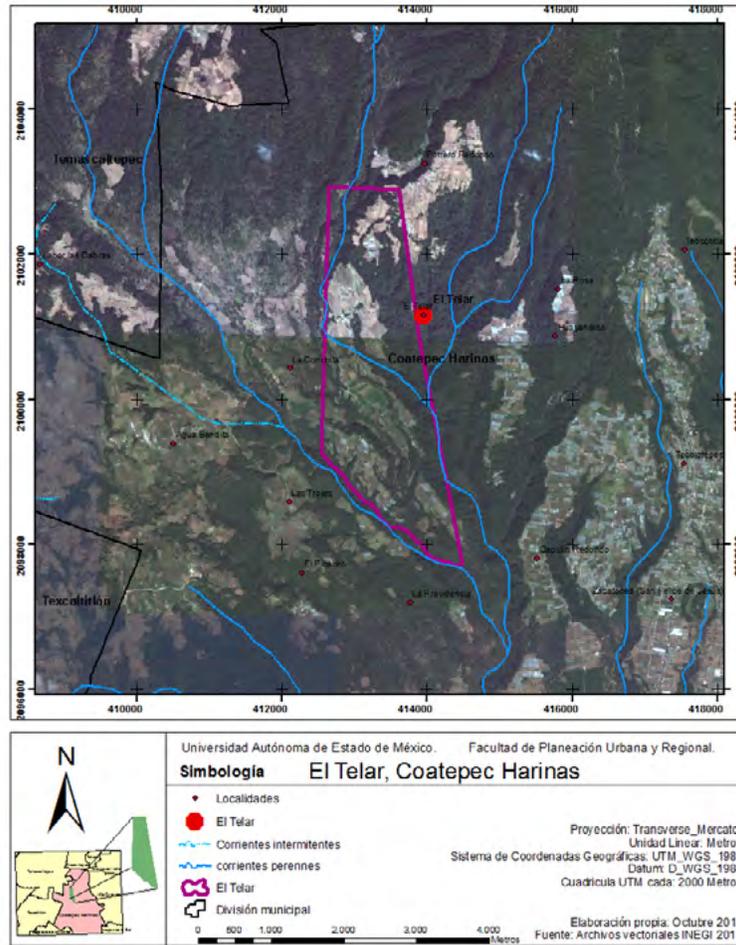


Figura 1. Localización de la zona de Estudio, Comunidad El Telar, Coatepec Harinas, Estado de México.

Se delimitaron 13 unidades etiquetadas alfabéticamente (A-M) y en las cuales se definieron subunidades por rangos de pendiente (ver Figura 2). Se diseñaron parcelas de 20 x 20 m (440 m²) para abarcar el 3% de la superficie total de las unidades delimitadas (1, 147, 987 m²). Este porcentaje de superficie responde a que las estimaciones de COS se utilizarán posteriormente para realizar un análisis geoespacial con imágenes de satélites¹. A partir de la estratificación y el tamaño de las parcelas de muestreo, se determinó el número de muestras de suelo a tomar en cada subunidad en función de su área, y que fuera proporcional a la superficie total de las unidades, calculando un total de 87 puntos de muestreo como mínimo en la zona de estudio.

La posición de los puntos dentro de las unidades fue al azar y el muestreo se realizó en primeros 30 cm de suelo, profundidad manejada principalmente en las actividades agrícolas. El muestreo fue compuesto, las parcelas de 20 m x 20 m se dividieron en cuatro cuadrantes y en el centro se hizo la primera barrenación al igual que en el centro de cada cuadrante, obteniendo un total de 5 muestras las cuales fueron mezcladas y de la cuales se extrajo un kilogramo de muestra para ser analizada en laboratorio. Cada punto fue georreferenciado. Los análisis que se realizaron en el laboratorio fueron

¹Aunque las imágenes de satélite cuenta con una resolución de 10m x10m, se definieron parcelas de muestreo de 20 m x 20 m considerando el rango de precisión en campo de los aparato de GPS con los que se cuentan.

Densidad Aparente (DA), color del suelo, contenido de humedad, materia orgánica (mo) y porcentaje de COS.

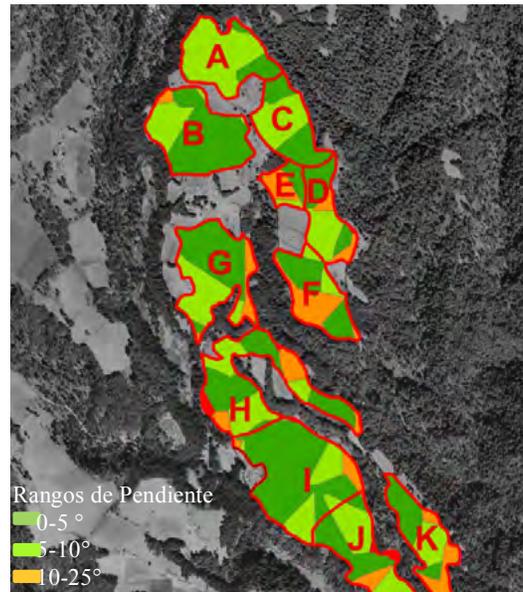


Figura 2. Unidades de muestreo de zonas agrícolas en el caso de estudio.

Los muestreos se llevaron a cabo a mediados de marzo del 2014, a fin de obtener muestras antes de la siembra de cultivos. Sin embargo, al momento del muestro algunos puntos ya estaban sembrados, específicamente los de cultivo de papa donde los productores adelantaron la siembra por la incidencia de lluvias en este año.

Paralelamente al muestreo, se realizaron entrevistas estructuradas cortas con los dueños de las parcelas con el fin de recabar información cualitativa sobre las prácticas de manejo de cada sitio (tipo de cultivos, actividades agrícolas, uso de insumos orgánicos e inorgánicos, entre otras).

Resultados y discusión

Sistemas de producción agrícola

Se muestrearon 92 puntos de los cuales 51 correspondieron a cultivo de maíz y 41 a cultivos de papa. Los resultados obtenidos en las entrevistas permitieron identificar que para el año anterior (2013) 86 de los puntos habían sido cultivados con maíz y solo 6 con cultivo de papa- Esto nos indica que el cultivo de papa aumentó considerablemente en la comunidad en decremento de las áreas destinadas al maíz.

Las prácticas de manejo de cultivo de maíz incluyen labranza con tracción animal, aunque algunos productores lo hacen de manera mecanizada, el cultivo es de temporal destinado especialmente al autoconsumo y producción de forraje. Estos dependen principalmente de la aplicación de fertilizantes inorgánicos y en la incorporación de estiércol en forma de mateado en la siembra o escarda (en su mayoría de tipo ovino, vacuno y equino). Posterior a la cosecha de maíz cultivan avena forrajera.

Los sistemas de producción de papa requieren de labranza totalmente mecanizada, alto contenido de insumos inorgánicos (más de 5 tipos de fertilizantes en combinación de pesticidas y herbicidas) y de insumos orgánicos como el estiércol y de lama de hongo (obtenido de las fábricas de champiñón al Sur del Municipio), ambos se incorporan en la siembra (porque después se mancha el cultivo). Son

producción dependiente del riego, en la comunidad tienen acceso a cuerpos de agua de los cuales se proveen los recursos para esta actividad. Aproximadamente 3 productores locales están cultivando la papa en la comunidad y el resto lo hacen bajo el sistema de renta de parcelas, una hectárea se renta entre 4000 y 6000 al año a productores externos de la zona de Toluca y Zinacantepec, por lo cual la mayoría de los productores desconocen las prácticas de manejo del sistema de papa, en especial sobre el tipo y cantidad de insumos inorgánicos. También suelen sembrar avena forrajera para el ganado posterior al cultivo de papa. Se recomienda un periodo de 7 años para volver a cultivar la papa, empero se está haciendo anualmente desde hace aproximadamente 6 años.

Estimación de carbono orgánico del suelo

A continuación se presenta en el Cuadro 1 los porcentajes promedio de COS por unidades de acuerdo al tipo de pendiente y cultivo obtenidos de los resultados preliminares de los puntos de muestreo.

Cuadro 1. Porcentaje de COS (media) por unidad de muestreo de acuerdo al tipo de pendiente y tipo de cultivo

Unidad / Cultivo	Media del porcentaje de COS						
	Pendiente	Rango 1		Rango 2		Rango 3	
		maíz	papa	maíz	papa	Maíz	papa
A	.	3.99	5.77
B	4.60	7.10	4.82	4.66	.	.	.
C	.	4.23	4.65	3.73	.	.	.
D	.	4.38	.	6.32	.	.	.
E	.	0.28	.	.	.	6.19	.
F	4.69	3.73	.	3.68	4.56	.	.
G	2.17	5.00	0.89	1.60	3.54	.	.
H	3.94	7.22	6.65	.	4.58	.	.
I	6.01	5.48	3.40	3.22	.	4.25	.
J	7.24	6.37	2.99	5.49	.	7.61	.
K	.	3.13	3.02	.	4.42	.	.
L	2.19	.	.	.	3.97	.	.
M	5.49	.	3.80	.	5.48	.	.

Como se observa los porcentajes de carbono son variables algunos unidades presentan altos contenidos de carbono orgánico (ejemplo: unidad B y H en cultivos de papa, y J en ambos cultivos); y otros muy bajos (ejemplo: E en papa y G en maíz). Estos resultados preliminares no presentan una correlación significativa estadísticamente entre los contenidos de COS con los tipos de cultivo o pendientes. Sin embargo los datos cualitativos permiten relacionar las estimaciones con las prácticas de manejo y se identifica que las unidades con alto contenido de carbono tienen incorporación de estiércol de tipo animal en la parte Norte de la zona de estudio y de lama de hongo en la parte Sur de ésta. Asimismo se considera que los productos inorgánicos puede ser un factor que esté interfiriendo con las estimaciones de COS.

De acuerdo con datos obtenidos, se estima que en los cultivos de papa se están almacenando 78-144 Mg ha⁻¹ y 45-128 Mg ha⁻¹ en los cultivos de maíz, esto representaría importantes almacenes de carbono para mitigar los GEI por medio de la agricultura. Sin embargo, estos almacenes pueden variar dentro del ciclo agrícola. Cabe señalar que la incorporación de fertilizantes orgánicos fue cercano al tiempo

del muestreo por lo que podrían aumentar los contenidos de materia orgánica. Asimismo, el aumento en los cultivos de papa y el uso de fertilizantes tanto orgánicos como inorgánicos representan un reto ambiental, ya que emitirán carbono en forma de CH₄, y están afectando negativamente la estructura del suelo (andosoles) por la mecanización de la labranza, aumentando su vulnerabilidad a la degradación, sobre todo aquellos cultivados sobre pendientes mayores a 5%.

Conclusiones

Los sistemas agrícolas están almacenando altos contenidos de carbono debido a la incorporación de fertilizantes orgánicos como estiércol animal y residuos de hongos. Sin embargo los sistemas agrícolas tienden por monocultivos de papa con alto valor comercial sustituyendo los de autoconsumo como el maíz. Esta expansión de cultivos comerciales demanda de altos insumos inorgánicos, labranza mecanizada y con tiempos menores de descanso de la tierra afectando la calidad de suelo agrícola. Las prácticas de manejo a nivel local influyen en que los suelos funcionen como almacenes o emisores de carbono, tendiendo implicaciones relevantes en los estudios de carbono en sistemas productivos en climas templados.

Agradecimientos

A PROMEP por el financiamiento otorgado para el desarrollo del proyecto de investigación “Estimación de almacenes de carbono en suelos bajo diferentes sistemas de producción agrícola en el Altiplanicie Mexicano” de la Facultad de Planeación Urbana y Regional de la UAEM y también el apoyo recibido del CEPLAT FaPUR.

Bibliografía

- Altieri M. 2002. Agroecology: the science of Natural Resource Management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93:1-24.
- Cárdenas H. 1992. Residuos Agrícolas. Barranquillas: Presenca.
- Dendooven L., L. Patiño-Zuñiga, M. Luna-Guido, R. Marsch, B. Govaerts. 2011. Capítulo 1 Ecosistemas Terrestres. 1.63. Global Warming Potential of agricultural systems with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico. *In: Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México. Universidad Autónoma del Estado de México-Programa Mexicano del Carbono- Instituto Nacional de Ecología, México. pp. 778.*
- FAO. 2001. State of the World's Forest 2001, FAO, Rome, Italy.
- García B. 2011. Land Degradation in the Highlands of Central Mexico: How Mazahua farmers manage, value and trade-off their control Technologies. Tesis de Doctorado. School of International Development, University of East Anglia.
- Gobierno del Estado de México. 2008. Base Diagnóstico: Identificación de Zonas Susceptibles a la Erosión en el Estado de México. Secretaría del Medio Ambiente, Tlalnepantla de Baz, Gobierno del Estado de México.
- Gueye K., M. Siebe, M. Skutsch. 2011. Capítulo 1 Ecosistemas Terrestres. 1.10 Potencial de captura de carbono en suelos de ladera en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán. *En. Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México. Universidad Autónoma del Estado de México-Programa Mexicano del Carbono- Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 778.*
- INEGI. 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo de Población y Vivienda 2010. Consultado en: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/default.aspx>. Fecha de consulta: 26 de enero de 2014.
- IPCC. 2000. Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policy Makers, Special Report on Land Use, Land use Change, Forestry, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johansson R., G. Latta, E. White, J. Lewandrowski, R. Alig. 2012. Eligibility Criteria affecting landowner participation in Greenhouse Gas Programs. *In: Managing Agricultural Greenhouse Gases. Coordinated Agricultural Research through GRACE net to address our Changing Climate* edited by M. Liebig, A. Franzluebbers y R. Follet. United State, Academic Press.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627.



- LaSalle J. T., P. Hepperly. 2008. Regenerative Organic Farming: A solution to Global Warming Rodale Institute. pp. 1-9.
- Mejía S., A. Gómez-Guerrero, J. Etchevers-Barra, G. Ángeles-Pérez, M. López-López, W. Horwath. 2007. Acumulación de carbono orgánico en el suelo en reforestaciones de *Pinus michoacana*. Colegio Posgraduados. Agrociencia 41:711-721.
- Morgan J. A., R. F. Follet, L. Hartwell-Allen, S. Del Grosso, J. D. Derner, F. Dijkstra, A. Franzluebbers, R. Fry, K. Paustian, M. M. Schoeneberger. 2010. Carbon Sequestration in agricultural lands of the United States. Journal of Soil and Water Conservation 65:6A-13A.
- Muñoz C., L. Paulino, C. Monreal, E. Zagal. 2010. Greenhouse gas (CO² y N₂O) emission from soils: a review. Chilean Journal of Agricultural Research 30:485-497.
- Robbins M. 2011. Crops and Carbon: Paying Farmers to Combat Climate Change. Earth scan, Great Britain. 300 pp.
- Sierra-Cárdenas D. C. 2010. Relación de la captura de carbono en *Saccharum officinarum* con otros factores ambientales para el cultivo de caña panelera. Bogotá. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia.

1.14 Almacén de carbono en el bosque urbano de la primera sección del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México

Ramos-Beltrán Víctor A.¹; Rojas-García Fabiola² y Benavides-Meza Héctor M.³

¹Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Delegación Coyoacán, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, México, D.F. Autor para correspondencia: invader_victor@hotmail.com.

²Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.

³CENID-COMEF, INIFAP, Av. Progreso No. 5, Col. Barrio De Santa Catarina, Delegación Coyoacán C.P. 04010, México Distrito Federal.

Resumen

Los bosques urbanos están bajo condiciones adversas y con mayores factores de estrés, que su contraparte, en las afueras de las urbes. En este estudio se evaluó el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea forestal de la primera sección del Bosque de Chapultepec, ubicado en la Ciudad de México. Para ello, se trazó un muestreo aleatorio sistemático con una distancia entre puntos a cada 100 metros. Se eliminaron sitios donde se registraron más del 30% de áreas grises. Se levantaron 85 sitios circulares de 500 m². En cada sitio se registró la especie, diámetro normal, altura, y la condición de vigor de todos los árboles, con un diámetro normal ≥ 5 cm. Se estimó la biomasa y contenido de carbono con el uso de ecuaciones alométricas de biomasa, de volumen y genéricas, de acuerdo a la especie. Se encontró que el bosque urbano de la primera sección de Chapultepec almacena en promedio 112.11 Mg C /ha⁻¹. Por lo anterior, en sus 182 ha de áreas verdes la biomasa del aérea forestal contiene 20,404.08 Mg C. Estos resultados permiten revalorar los beneficios de la conservación y permanencia del bosque urbano más grande de Latinoamérica. Así mismo deberán ser tomados en consideración por las autoridades de la Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal a fin de que se le brinde un mayor presupuesto para llevar a cabo programas de reforestación y manejo forestal para aumentar la capacidad de almacenamiento de carbono de esta área verde.

Palabras clave: condición de vigor, categorías diamétricas, ecuaciones alométricas, servicios ambientales.

Abstract

The urban forests are under adverse situations and with more factors of stress versus their counterpart outside the cities. In this study, the carbon stock were measured in the aboveground biomass of the first section of the Bosque of Chapultepec in Mexico City. For this study, it was designed an aleatory systematic sampling with a distance between points by 100 meters. There were excluded points within 30% of grey areas. In total there were 85 circular sites of 500 m². In each one, the data picked up were: species, diameter at breast height (DBH), height and the vigor condition of all trees which DBH were ≥ 5 cm. It was estimated the biomass and carbon content with the use of allometric equations of biomass, volume and generic, adequate for each species. This study shows that in the urban forest of the first section of Chapultepec the carbon stock is 112.11 Mg C /ha⁻¹. So, in the 182 ha of green areas the aboveground biomass is about 20,404.08 Mg C. This results allow us to assess the benefits of the conservation and permanence of the biggest urban forest of all Latinamerica. So it this study, should be consider by the authorities of the Secretary of Environment of the Federal District for what provides more efforts to keep on programs of reforestation and proper forestry management to increase the capacity of stock in this green area.

Key words: trees vigor, diametric categories, allometry equations, environmental services.

Introducción

El flujo de carbono es un importante ciclo biogeoquímico del planeta que ha sido alterado por la influencia del hombre. Con un crecimiento significativo a partir del auge de la Revolución Industrial durante el s. XVIII (Vitousek *et al.*, 1997). La concentración de gases de efecto invernadero (GEI) se ha incrementado a través del tiempo con acciones sociales como el cambio de uso de suelo, deforestación, urbanización y uso de combustibles fósiles entre otros. Estos cambios causan un cambio a corto y largo plazo en sistemas físicos, químicos y biológicos (Canadell *et al.*, 2007). El dióxido de carbono (CO_2) forma parte de los GEI, así como el vapor de agua (H_2O), metano (CH_4), óxido nítrico (N_2O) y el ozono (O_3). También los hay de origen antropogénico como son: CO_2 , CH_4 , N_2O , hidrofluorocarbonos, perfluorocarbonos y el hexafluoruro de azufre (CMNUCC, 2014). En el ciclo del carbono, la captación del CO_2 atmosférico permite que no se caliente la superficie del planeta. Este proceso es realizado en el océano, suelo y en la biota de los organismos autótrofos que usan la fotosíntesis (EPA, 2014). Es bien reconocido el papel de las masas forestales como sumideros de carbono atmosférico para darle continuidad y mitigación al ciclo de carbono (Figura 1) (Kauppi *et al.*, 1992).

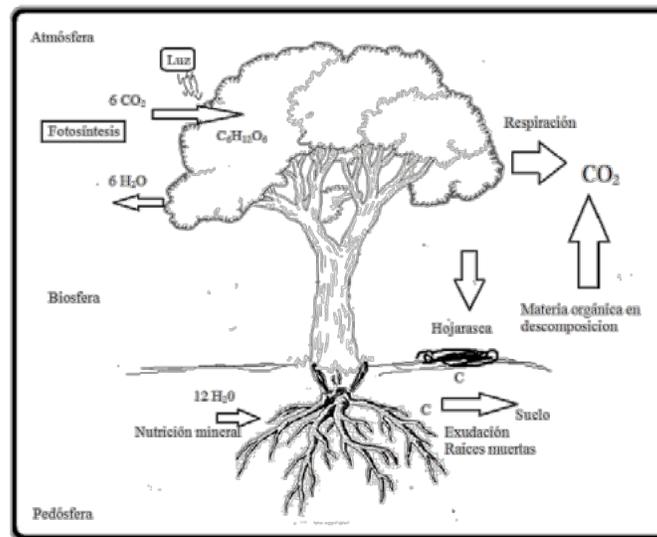


Figura 1. Parte del ciclo del carbono que interactúa con el proceso de la fotosíntesis en los árboles. (Adaptado de www.biochar.org y www.ceres.ca.gov/foreststeward/images/photos/CCycle.gif).

El cálculo de carbono en las masas arbóreas es mediante las ecuaciones alométricas. Estas ecuaciones permiten calcular la biomasa y el carbono acumulado en los árboles con datos dasométricos. Estas ecuaciones han sido previamente obtenidas mediante métodos estandarizados con datos dasométricos y muestreos significativos representando a cada especie (Alamgir y Al-Amin, 2008). Las masas forestales en las ciudades, denominados bosques urbanos están bajo condiciones adversas y con mayores factores de estrés, que su contraparte, en las afueras de las urbes. Los beneficios del bosque son: disminución de la temperatura, retención del suelo, protección del suelo de la erosión, absorción del agua de lluvia para evitar inundaciones así como recarga de mantos acuíferos, hábitat de otros organismos, reducir contaminantes auditivos y atmosféricos (Martínez, 2011). Para los bosques urbanos además de los ejemplos anteriores son: lugares de recreación, paisajes y nodos

económicos. Sin embargo estos espacios enfrentan acciones abióticas y bióticas que afectan su desarrollo (Benavides, 1989). Con este trabajo se pretende estimar el carbono almacenado en uno de los principales bosques urbanos que se encuentran en la Ciudad de México. Además de conocer su estado y estructura de las comunidades que lo conforman. Esta información servirá para crear más esfuerzos y lograr mantener, así como cuidar estas áreas verdes urbanas.

Materiales y métodos

Área de estudio y trabajo en campo

El sitio de estudio fue el Bosque de Chapultepec. Localizado en la zona poniente del Distrito Federal. Se encuentra a una altura de 2250 m s.n.m. Sus coordenadas geográficas están entre 99°10'40" y 99°140'15" longitud oeste y 19°23'40" y 19°25'45" latitud norte. Tiene una superficie de 647 hectáreas dividida en tres secciones. La Primera Sección tiene una superficie de 274.08 ha, de las cuales 182 ha son de áreas verdes (Probosque-Chapultepec, 2014). La fecha de muestreo fue de mayo a noviembre del 2013. Se utilizó el software Google Earth® y ArcGIS® 10.1 para crear una red de sitios de muestro, de forma aleatoria sistemática. Con un GPS marca Garmin modelo eTrex Vista H se localizaron los puntos en campo. Se eliminaron sitios donde se registraron más del 30% de área gris o no se tuviera acceso. En cada nodo se estableció un sitio de muestreo, con una distancia entre ellos de 100 metros. Se levantaron 85 sitios circulares de 500 m². Se registró el número de árbol, la especie, diámetro normal con una cinta diamétrica marca Forestry Suppliers, Inc., la altura se estimó con una pistola Haga, y se determinó la condición de vigor (Cuadro 1) de todos los árboles, con un diámetro normal ≥ 5 cm.

Cuadro 1. Categorías y criterios para determinar el vigor en el arbolado

Clave	Categoría	Descripción
1	Vigoroso	Desarrollo y color uniforme de acuerdo a la especie, con tronco y follaje en condiciones físicas y sanitarias óptimas.
2	Declinante Incipiente	Ausencia de follaje en no más del 30% de la copa. Se observa puntas muertas y en ramas terciarias una ausencia moderada de hojas.
3	Declinante moderado	Ausencia de follaje entre un 30% a un 60% de la copa, así como pérdida de las hojas en ramas terciarias, hojas escasas en ramas secundarias. Ramas terciarias y puntas de las ramas secundarias muertas.
4	Declinante avanzado	Ausencia de follaje entre un 60% a un 90% de la copa, así como pérdida de las hojas en ramas secundarias y terciarias. Hojas escasas en ramas primarias. Ramas terciarias, secundarias y puntas de ramas primarias muertas. Brotes de follaje en el tronco provenientes de yemas epicórmicas y en ramas primarias de yemas adventicias.
5	Declinante severo	Follaje muy ralo en la copa, entre un 5% a 10% de la misma, asociado a brotes de yemas epicórmicas en la parte media y baja del tronco. Ramas terciarias, secundarias y primarias muertas.
6	Muerto	Pérdida total del follaje, posible ausencia o separación de la corteza y presencia de partes afectadas por pudrición en tronco y ramas.

Fuente: Benavides, 2012.

Estimación de biomasa

De acuerdo a las especies encontradas se utilizaron ecuaciones alométricas existentes (Rojas-García *et al.*, 2013). Dada la disponibilidad de ecuaciones para cada especie se utilizaron de biomasa (1), de volumen (2) y genéricas (3).

$$B = (a_0 + a_1) * (DN^{a_2}) * \frac{(H^{a_3})}{1000} \quad (1)$$

donde: a_0 , a_1 , a_2 , a_3 son constantes, DN es diámetro normal y H' es altura.

$$V = e^{(c_0)+(c_1*\ln(DN))+(c_2*\ln(H'))} \quad (2)$$

donde: c_0 , c_1 , c_2 , son constantes, DN es diámetro normal y H' es altura. Unidades son m^3 .

$$V = \pi * \left(\frac{Dn^2}{10000}\right) * H * 0.7 \quad (3)$$

donde: DN es diámetro normal y H' es altura.

Para las especies que se obtuvo la biomasa, el resultado se multiplica por 0.45 ya que es el factor de contenido de carbono t presente en la biomasa y de esta forma obtener en unidades Mg C.

Con las ecuaciones 2 y 3, el resultado (m^3) se multiplica por la densidad de la madera de acuerdo a la especie para obtener la biomasa (Mg) luego por 0.45 para obtener el carbono total (Mg C).

Resultados

Se registraron 27 especies arbóreas. Las especies más representativas del lugar son *Fraxinus uhdei*, *Ligustrum lucidum*, *Cupressus lusitanica* y *Taxodium mucronatum*, presentan diámetros de varias categorías (Figura 2). Se observa la línea de tendencia como una masa arbórea mixta. La comunidad está bien representada por individuos jóvenes y maduros; dando buena estructura de edades. Se denotan pocos individuos de tallas grandes, mayores a 70 cm de diámetro normal.

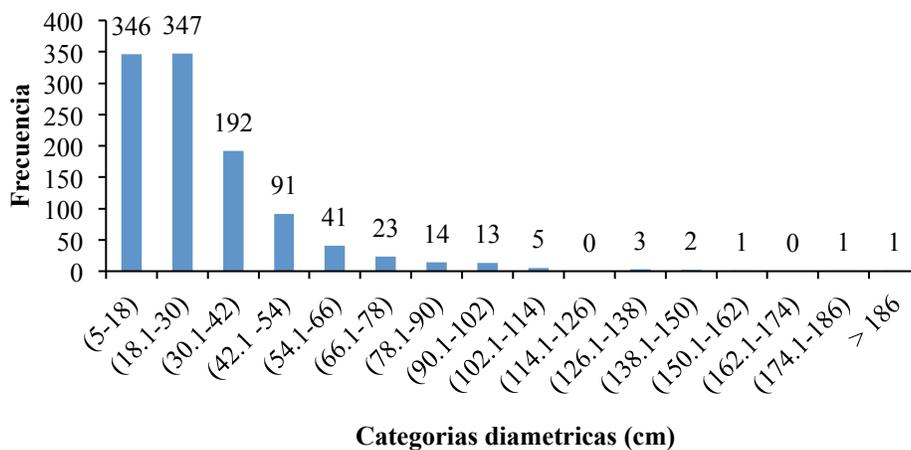


Figura 2. Individuos por categorías diamétricas.

La condición de vigor del Bosque de Chapultepec en general es vigoroso-declinante incipiente. 534 individuos se registraron como vigorosos. 390 como declinante incipiente. 119 como declinante moderado. 21, 5 y 12 como declinante avanzado, declinante moderado y muerto respectivamente (Figura 3).

Se encontró que el bosque urbano de la Primera Sección de Chapultepec almacena en promedio $112.11 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Por lo anterior en sus 182 ha de áreas verdes la biomasa del aérea forestal contiene $20,404.08 \text{ Mg C}$.

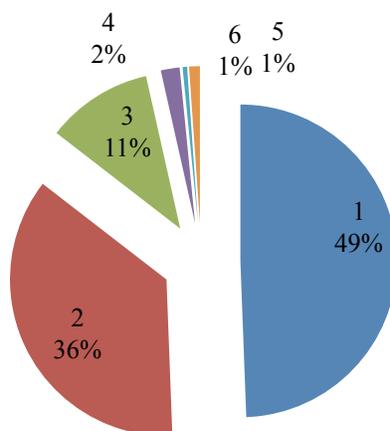


Figura 3. La condición de vigor del Bosque de Chapultepec demostró que el 49% se encuentra vigoroso 1 y el 36% en un deterioro mínimo.

Discusión

De las especies encontradas más frecuentes sola una es invasora *Ligustrum lucidum*, las restantes son nativas *Fraxinus uhdei*, *Cupressus lusitanica* y *Taxodium mucronatum*. Todas las clases diamétricas están representados por estas especies. Destacan los árboles de *T. mucronatum* con alturas y diámetro imponentes, en los bosques urbanos se busca de preservar estos individuos.

Se observa una muy buena futura sucesión ya que hay bastantes individuos en las primeras dos categorías diamétricas. La causa por la que se determina un derribo es principalmente porque se mueren; ya sea porque tuvieron el déficit de algún elemento y fueron infestados por algún agente patógeno. Otro motivo permitido es que crean un riesgo para el público.

En un panorama general se encuentran en buen estado. Pero los árboles en condición de declinante moderado y mayor son focos que se tienen que atender y conocer porque esos individuos están en ese estado (edad, agua, suelo, microelementos, vandalismo, etc.).

Los resultados de este trabajo pueden ser comparados con estudios de masa forestales puras o con dominancia de pocas especies. En un bosque de pino-encino de Tamaulipas, se registra un almacenamiento de 110 Mg C ha^{-1} (Rodríguez *et al.*, 2009). En Michoacán en un palmar y selva alta valores mayores, se estima un almacenamiento entre 217 y 162 Mg C ha^{-1} , respectivamente (Martínez y Masera, 2008).

Conclusión

El almacenamiento de carbono en bosques urbanos puede considerarse un modo de mitigar las emisiones de carbono. Los resultados de este trabajo demuestran las necesidades y beneficios para el correcto manejo del bosque urbano. Este estudio debe ser tomado en consideración por las autoridades de la Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal a fin de que se promueva y se le brinde un mayor presupuesto para tener las aéreas verdes en correcto estado y para aumentar la capacidad de



almacenamiento de carbono así como disminuir las temperaturas en las ciudades y traer más beneficios económicos, sociales y ambientales.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado por la dirección del Bosque de Chapultepec para realizar este estudio.

Bibliografía

- Alamgir M., M. Al-Amin. 2008. Allometric models to estimate biomass organic carbon stock in forest vegetation. *Journal of Forestry Research* 19:101-106.
- Benavides M. H. M. 1989. Bosque urbano: La importancia de su investigación y correcto manejo. *In: Memoria Congreso Forestal Mexicano 1989*. Tomo II. Toluca, Edo. de Mex. 19 al 22 de julio de 1989. Gobierno del Estado de México y Academia Nacional de Ciencias Forestales, A.C. Toluca, Edo, de Mex. pp. 966-992.
- Benavides M. H. M. 2012. Notas del curso-taller: Metodología para el diagnóstico de áreas verdes urbanas e inventario de su arbolado. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. pp. 3-5.
- Canadell J. G., C. Le Quéré, M. R. Raupach, C. B. Field, E. T. Bruitenhuis, P. Ciais, T. J. Conway, N. P. Gillett, R. A. Houghton, G. Marland. 2007. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *PNAS* 104:18866-18870.
- CMNUCC. 2014. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Consultado en: http://unfccc.int/portal_espanol/informacion_basica/la_convencion/items/6196.php.
- EPA. 2014. Environmental Protection Agency. USA. Consultado en: www.epa.gov. Fecha de consulta 15 de mayo de 2014.
- Kauppi P. E., K. Mielikäinen, K. Kuusela. 1992. Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science* 256:70-74.
- Martínez B. R., O. Masera. 2008. La captura de carbono como servicio ecosistémico del Parque Jaguarundi: una estrategia para la conservación y manejo de los recursos forestales. SEMARNAT, INE, UNAM, PUMA y PEMEX-petroquímica. Parte III. México. pp. 101-114.
- Martínez T. T. 2011. Bosques urbanos, los pulmones de la ciudad. *Especies* 2:26-27.
- Probosque-Chapultepec. 2014. Consultado en: www.chapultepec.org.mx.
- Rodríguez L. R., P. J. Jiménez, C. O. A. Aguirre, G. E. J. Treviño, Z. R. Razo. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai* 5:317-327.
- Rojas-García F., P. Martínez-Zurimendi, M. Olgún-Álvarez, B. de Jong. 2013. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en México. Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur. Consultado en: <http://www.mrv.mx/modelosalometricos/index.php>. Fecha de consulta: mayo de 2014.
- Vitousek P. M., H. A. Mooney, J. Lubehenco, J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277: 494-499.

1.15 Estimación de los cambios de carbono orgánico del suelo en suelos vertisoles cultivados bajo labranza de conservación

González-Molina Lucila¹ y Baéz-Pérez Aurelio²

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental Valle de México, km 13,5 Carretera Los Reyes-Texcoco, C.P. 56250, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: gonzalez.lucila@inifap.gob.mx

²Campo Experimental Bajío-INIFAP km 6,5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende, C.P. 38010, Celaya, Guanajuato.

Resumen

Los estudios de los cambios de carbono orgánico del suelo (COS) son escasos en suelos vertisoles bajo sistemas de labranza de conservación (LC). En México estos suelos ocupan cerca de 9% del territorio nacional, en particular en el Bajío donde se llevó a cabo el presente estudio abarcan aproximadamente 500,000 ha y se caracterizan por tener un potencial alto para la producción de granos y hortalizas; sin embargo, con la práctica de la agricultura intensiva se ha deteriorado el suelo. El presente estudio se condujo en parcelas experimentales con suelos vertisoles bajo labranza de conservación con el propósito de estimar los cambios de COS. Los cambios de COS se estimaron en seis localidades, cuatro del estado de Michoacán y dos de Guanajuato a partir de mediciones directas y se simularon con el modelo de carbono RothC-26.3, en tres profundidades de suelo 0-5, 0-15 y 0-30 cm. El desempeño del RothC fue favorable con valores de eficiencia del modelo y coeficiente de correlación en las tres profundidades de suelo en los rangos de 0.76 a 0.83 y de 0.92 a 0.96, respectivamente. La tasa de cambio promedio de COS medida y simulada estuvo en el rango de 1.1 a 2.8 y 1.3 a 2.3 t ha⁻¹año⁻¹, respectivamente. Es posible estimar las tasas de cambio de COS, consistentes con las reportadas en otros trabajos.

Palabras clave: desempeño de un modelo, cambio de uso de suelo, agricultura de conservación.

Abstract

Studies of changes in soil organic carbon (SOC) are scarce in vertisols soils under conservation tillage systems (CT). In Mexico these soils occupy about 9% of the country, particularly in the Bajío where the present study was conducted cover approximately 500,000 ha and is characterized by having a high potential for the production of grains and vegetables; however, the practice of intensive agriculture has deteriorated soil. This study was conducted in experimental plots with vertisols soils under conservation tillage in order to estimate changes in SOC. Changes in SOC were estimated in six locations, four of the state of Michoacan and two of Guanajuato with direct measurements and the model simulated carbon RothC-26.3 in three soil depths 0-5, 0-15 and 0 -30 cm. RothC was performed favorably with model efficiency values and correlation coefficient in the three soil depths in the range of 0.76 to 0.83 and 0.92 to 0.96, respectively. The average exchange rate measured and simulated SOC ranged from 1.1 to 2.8 and 1.3 to 2.3 t ha⁻¹year⁻¹, respectively. It is possible to estimate the rates of change of SOC, consistent with those reported in other studies.

Keywords: performance of model; land use change, conservation agriculture.

Introducción

En los ecosistemas terrestres a nivel global, el carbono (C) se acumula principalmente como carbono orgánico del suelo (COS) y es uno de los principales compartimientos; sin embargo, desde 1890 este almacén ha cambiado en una fuente de CO₂ atmosférico debido al cambio en el uso del suelo (CUS) y las actividades agrícolas. Post y Kwon (2000) indican que los CUS y la adopción de mejores prácticas agrícolas tienen el potencial de aumentar el secuestro de CO₂ atmosférico. En particular la LC que maneja una mínima remoción del suelo y la entrada de C al suelo de residuos orgánicos de cosecha, favorecen a mediano plazo la acumulación de COS.

Los cambios del COS en general se estiman con mediciones directas o con el uso de modelos de carbono. En México los cambios de COS se han evaluado en experimentos de corta duración con el uso del modelo RothC de Coleman y Jenkinson (2005) en sistemas agrícolas, forestales, pastizales y agostaderos por González-Molina *et al.*, (2011). En el presente trabajo se hace la medición directa y la simulación de los cambios de COS en vertisoles con el RothC. Los suelos vertisoles en el país representan cerca de 8.6% del territorio nacional y en la región Bajío cubren aproximadamente 500,000 has; sin embargo, debido a la práctica de la agricultura se han deteriorado (Cruz *et al.*, 2007).

El propósito del trabajo fue la medición directa y simulada de los cambios de COS en parcelas con suelos vertisoles bajo LC y determinación de la tasa de cambio de COS medida y simulada.

Materiales y métodos

Sitios de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en parcelas experimentales con 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 siguientes: Indaparapeo, Alvaro Obregón, Queréndaro I y Queréndaro II. En Guanajuato se ubican en Celaya en el Campo Experimental Bajío y en el Centro de Desarrollo Tecnológico Villadiego, del Banco de México-FIRA. La Cuenca de Cuitzeo, tiene una superficie de 1050 km², y ocupa un área importante del Distrito de Riego Morelia-Queréndaro.

En el Cuadro 1, se indica su localización geográfica así como características climáticas de cada localidad. Los vertisoles se caracterizan por ser profundos (> 1 m), contener, en su masa, más de 35% de partículas inferiores a 2 µm, y poseer arcillas expandibles del tipo esmécticas, además de ser suelos de color oscuro (USDA, 1999).

Cuadro 1. Características generales de las localidades de estudio

Localidad/Características [‡]	Longitud	Latitud	Altitud	TMA	PMA
Indaparapeo, Michoacán	101°00' y 101°30' O	19°59' y 19°30' N	1840	19	637
Álvaro Obregón, Michoacán	101°00' y 101°30' O	19°59' y 19°30' N	1840	19	637
Queréndaro I, Michoacán	101°00' y 101°30' O	19°59' y 19°30' N	1840	19	637
Queréndaro II, Michoacán	101°00' y 101°30' O	19°59' y 19°30' N	1840	19	637
Celaya, Guanajuato	100° 48' O	20° 31' N	1750	19	617
Villa Diego, Guanajuato	101° 11' O	20° 23' N	1748	19	646

[‡]TMA=temperatura media anual; PMA=precipitación media anual.

En el Cuadro 2, se indican las características edáficas de las localidades de estudio.

Cuadro 2. Características edáficas de las localidades de estudio

Localidad Características [‡]	Suelo	Arcilla			
		(%)	pH	MO	P extractable
Indaparapeo, Michoacán	Vertisol	52	8.1	3.2	41 a 65
Álvaro Obregón, Michoacán	Vertisol	50	7.5	2.3	28 a 41
Queréndaro I, Michoacán	Vertisol	50	7.5	3.5	19 a 37
Queréndaro II, Michoacán	Vertisol	34	8.0	3.2	10 a 32
Celaya, Guanajuato	Vertisol	64	7.5	1.5	15 a 24
Villa Diego, Guanajuato	Vertisol Dístico [‡]	58	7.1	2.8	51

[‡]MO= materia orgánica

Medición directa de COS

El C se midió por el método de combustión seca en los incrementos de profundidad de suelo 0-5, 5-15 y 15-30 cm; la densidad aparente se determinó por el método del cilindro. Para evitar el efecto de la densidad aparente en la determinación de los cambios del COS ($t\ ha^{-1}$) se usó el enfoque de Ellert y Bettany (1995). En el sistema de LC se incorporaron de 30 a 100% de los residuos vegetales (RVs) de cosecha. Los cultivos establecidos fueron maíz, sorgo, trigo y leguminosa (haba, frijol o garbanzo) y hubo rotaciones gramínea-gramínea y gramínea-leguminosa. Se midió la cantidad de C aportada al suelo proveniente de los RVs.

Simulación de los cambios de COS

Se obtuvieron los datos de entrada medidos y asumidos al RothC (Cuadro 3). Los datos climáticos: TPM, PPM y EPM corresponden a un periodo de registro entre los años 1951 y 2010 de las estaciones climáticas de Celaya, Alvaro Obregón y Villa Diego ubicadas en las coordenadas geográficas: 20° 31' N y 100° 48' O; 19° 49' N y 101° 02' O; y 20° 23' N y 101° 11', respectivamente (CNA, 2012). El porcentaje de arcilla (%) se determinó por el método del Hidrómetro de Boyoucos. El tiempo con cobertura vegetal del suelo fue de 12 meses en todos los sistemas de labranza de conservación. La relación MVD/MVR en los escenarios fue de 1.44. El valor de la MOI se obtuvo de la ecuación de Falloon *et al.*, (1998). Los RVs, considerados como entrada de C fue la suma de los RVs aéreos medidos y los RVs subterráneos estimados como un 15% de la biomasa aérea de acuerdo con Kuzyakov y Domanski (2000). La distribución de RVs ($t\ C\ ha^{-1}$) fue uniforme en los meses con cobertura del suelo debido a que la forma en que las entradas son distribuidas afecta poco los cálculos de COS (Coleman y Jenkinson, 1996). En el Cuadro 3, se presenta parte de la información necesaria para simular los cambios de COS con RothC en los sistemas con labranza en los incrementos de profundidad del estudio.

Cuadro 3. Datos necesarios para la simulación de los cambios de carbono en tres profundidades de suelo

Localidad/ Variable [‡] /Profundidad de muestreo (cm)	COS inicial			MOI			RVs RothC			RVs medido	CVS
				(t ha ⁻¹ año ⁻¹)							Meses
	0-5	0-15	0-30	0-5	0-15	0-30	0-5	0-15	0-30		
Indaparapeo, Michoacán	14	41	83	1.0	3.4	7.5	0.8	2.7	4.5	5.5	8
Álvaro Obregón, Michoacán	15	45	60	1.07	3.7	5.2	0.8	2.6	3.0	6.5	12

Cuadro 3. Continuación.

Localidad/ Variable [‡] /Profundidad de muestreo (cm)	COS _{inicial}			MOI (t ha ⁻¹ año ⁻¹)			RVs RothC			RVs medido	CVS Meses
	0-5	0-15	0-30	0-5	0-15	0-30	0-5	0-15	0-30		
	Queréndaro Michoacán	1, 16	48	63	1.15	4.0	5.5	0.9	2.8	2.4	2.3
Queréndaro Michoacán	II, 16	49	64	1.15	4.1	5.6	.09	2.9	3.5	5.9	12
Celaya, Guanajuato	6	17	32	0.37	1.2	2.5	0.9	2.9	3.5	4.3	12
Villa Diego			37			3.0			1.3	4.5	12

[‡]MOI=materia orgánica inerte; RVs=residuos vegetales; CVS=cobertura vegetal del suelo.

Evaluación de los cambios de COS

La evaluación de los cambios de COS con el RothC se efectuó en los pares de datos COS observado y simulado con los estadísticos siguientes: coeficiente de correlación (r), raíz del cuadrado medio del error (RCME); la eficiencia del modelo (EF), el error relativo (ER), coeficiente de determinación (R^2) y el parámetro m de la ecuación de regresión lineal simple. El cambio de COS medido y simulado se determinó como la diferencia del COS_{final} y el COS_{inicial} entre el número de años de evaluación con el sistema de LC.

Resultados y discusión

En el Cuadro 4, se presentan los valores de los estadísticos que indican el desempeño del RothC en los suelos vertisoles. Los valores RMSE estuvieron en el rango de 22-32 e indicaron un desajuste ligeramente mayor en las profundidades 0-5 y 0-15 cm. El valor de ER se presentó en el rango de -2 a 17, y fue mayor en la profundidad 0-5 cm. Los valores para EF y R^2 fueron positivos e indicaron que los valores simulados describen mejor los valores medidos que el valor promedio de las observaciones y estuvieron en el orden de 0.76 a 0.83 y 0.85 a 0.92, respectivamente. Los valores de r indicaron que los valores simulados siguen el mismo patrón que los predichos con un rango de 0.92 a 0.96.

En cuanto al valor de m se puede indicar que el modelo subestimo los valores simulados en el rango de 8 a 33% y en la profundidad 0-5 fue sólo de 8%. En general, de acuerdo con los estadísticos evaluados por profundidad según r , R^2 , EF y m , la simulación en la profundidad 0-15 presentó el mejor ajuste; sin embargo, al considerar los parámetros ER y RMSE, la simulación en la profundidad 0-30 cm presentó errores de simulación menores. Estos resultados se pueden explicar porque el RothC fue inicialmente calibrado en la capa superficial del suelo de en experimentos de larga duración para procesos de la dinámica del COS con entradas de C al suelo (Jenkinson y Rayner, 1977; Jenkinson *et al.*, 1987).

De acuerdo con las dos evaluaciones, en general hubo un buen desempeño del modelo, los valores de RCME estuvieron dentro del rango de 25-36% reportado por González-Molina *et al.*, (2011) para sistemas agrícolas en México y para el parámetro EF valores de $EF \geq 0.7$, lo cual indica que la predicción de los cambios de COS fue buena.

Cuadro 4. Desempeño del RothC en tres profundidades en suelos vertisoles

Profundidad/Estadísticos†	n	ER	RCME	EF	r	R ²	m
0-5	15	17	32	0.76	0.96	0.92	0.92
0-15	15	6	30	0.77	0.93	0.86	0.67
0-30	18	-2	22	0.83	0.92	0.85	0.76

†n=número de observaciones; ER=error relativo; RCME=raíz del cuadrado medio del error; EF=eficiencia del modelo; r=coeficiente de correlación; R²=coeficiente de correlación; y m=parámetro de la regresión lineal.

La tasa de cambio en promedio medida y simulada estuvo en el rango de 1.1 a 2.8 y 1.5 a 2.3, respectivamente (Cuadro 5). Se aprecia que los cambios medidos fueron mayores a los reportados en la literatura, por ejemplo West y Post (2002) mencionan que el secuestro de C fue de $0.57 \pm 0.14 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ cuando el uso de la labranza convencional cambio a labranza cero, mientras que Lal (2001), para el mismo caso reporta cambios de COS de 0.1 a $1.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Como se menciona los cambios presentan dificultades en su estimación porque intervienen elementos que son variables como la densidad aparente del suelo y la entrada de RVs, entre otros; además de que se deben hacer monitoreos suficientes en el tiempo y espacio para obtener estimaciones confiables; sin embargo, los cambios de COS medidos siguen la misma tendencia que los simulados y la entrada de C al suelo proveniente de los RVs. Las tasas de cambio de valor negativo en Queréndaro I y Queréndaro II, se explican porque en el caso del primero, sólo se adicionó una parte una 30% de los residuos de cosecha mientras que en la segunda localidad después de un aumento importante del COS en cuatro ciclos de cultivo con LC hubo un descenso en el contenido de C ya que el productor efectuó prácticas de labranza al nivelar su terreno que favoreció la mineralización de este elemento.

Cuadro 5. Cambio de COS medido y simulado en tres profundidades de suelo después de cuatro y 24 de estudio años sólo en el caso de Villa Diego, en suelos vertisoles bajo

Localidad/Profundidad de muestreo (cm)	COS $\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$					
	0-5		0-15		0-30	
	Medido	Simulado	Medido	Simulado	Medido	Simulado
Indaparapeo	2.3	2.0	3.2	1.4	4.2	0.7
Álvaro Obregón	1.8	2.0	1.1	1.6	8.1	1.6
Queréndaro I	-0.6	1.0	-1.6	0.4	-4.4	0.1
Queréndaro II	0.6	2.6	1.4	1.9	-1.2	1.7
Celaya	1.5	3.7	3.4	3.6	5.9	3.4
Villa Diego					4.0	0.1
Promedio	1.1	2.3	1.5	1.8	2.8	1.3
Desviación estándar	1.1	1.0	2.0	1.2	4.7	1.3

Conclusiones

Según con los resultados obtenidos, los cambios de COS medidos siguen la misma tendencia que el COS simulado con el RothC y la entrada de C al suelo proveniente de los RVs. El modelo usado es capaz de predecir la tasa de cambio a partir de las mediciones del COS y entrada de residuos orgánicos al suelo en las tres profundidades de suelo.



Bibliografía

- CNA. 2013. Comisión Nacional del Agua. Servicio Meteorológico Nacional. Normales climatológicas 1951-2010: Estaciones: 16091, 11079 y 11009. Consultado en: <http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/oax/NORMAL20209.TXT>>.
- Coleman K., D. S. Jenkinson. 1996. RothC-26.3 – a model for the turnover of carbon in soil. *In*: Powlson, D.S.; Smith, P.; Smith, J.U. (eds.). Evaluation of soil organic matter models: using existing long-term datasets. Berlin: Springer. pp. 237-246.
- Coleman K., D. S. Jenkinson. 2005. RothC-26.3 – a model for the turnover of carbon in soil: model description and windows users guide. Harpenden: Rothamsted Research. 43 pp.
- Cruz C., B. C. Balbotin, F. Paz, J. Etchevers, P. Krasilnikov. 2007. Variabilidad morfogénica de los suelos en México y su relación con el modelo fisiográfico nacional. *In*: Memoria del XVII Congreso.
- Ellert B., J. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting on management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75:529-538.
- Falloon P., P. Smith, 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.
- González-Molina L., J. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat, H. Díaz-Solís, M. H. Fuentes-Ponce, S. Covaleda-Ocon, 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.
- Jenkinson D. S., J. H. Rayner. 1977. The turnover of organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science* 123:298-305.
- Jenkinson D. S., P. B. S. Hart, J. H. Rayner, L. C. Parry. 1987. Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. *INTECOL Bulletin* 15:1-8.
- Kuzyakov Y., G. Domanski. 2000. Carbon input by plants into the soil. *Review Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:421-431.
- Lal R. 2001. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy* 71:145-191.
- Post W., K. Kwon. 2000. Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change: Processes and Potential. *Global Change Biology* 6:317-327.
- USDA. 1999. United States Department of Agriculture. Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second Edition. pp. 783-784.
- West T. O., W. M. Post. 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66:1930-1946.

1.16 Estimación del contenido y captura de carbono en la biomasa arbórea del Bosque de San Juan de Aragón, Distrito Federal

Mijangos-Hernández Angélica I.¹; Rojas-García Fabiola² y Benavides Héctor³

¹Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Av. Universidad 3000, Circuito Exterior s/n, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, D.F., México. Autor para correspondencia: itai.mijangos@gmail.com

²Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.

³INIFAP/CENID-COMEF, Av. Progreso #5, Col. Barrio de Santa Catarina, Delegación Coyoacán, C.P. 04010, D.F., México.

Resumen

El Distrito Federal presenta una alta vulnerabilidad a las variaciones del cambio climático, debido a que gran parte de su superficie se encuentra altamente urbanizada y existe una gran presión sobre sus áreas verdes. Este trabajo tiene el objetivo de estimar el contenido y la captura de carbono en el Bosque de San Juan de Aragón. Se utilizó como referencia un inventario realizado por el INIFAP en 2010; durante 2012 se repitió el muestreo sistemático con parcelas circulares de 500m², en las cuales se registraron los individuos arbóreos que presentaran diámetro normal (DN) mayor a 5 cm y altura mayor a 1.3 m, se inventarió la especie, DN, altura y condición de vigor. La biomasa se determinó mediante ecuaciones alométricas específicas y, en el caso de que la especie no contara con una ecuación, se emplearon los modelos de volumen y valores de densidad de madera específicos, siguiendo las recomendaciones de las Guías de Buenas Prácticas del IPCC. Se encontró que en la superficie vegetal del Bosque de Aragón (114.964 ha), durante 2010 se almacenaron 5196.569 Mg C, mientras que para el 2012 se almacenaron 6063.476 Mg C; por lo que la captura de carbono bianual fue de 886.907 Mg C. Este trabajo permite revalorar las especies arbóreas de las zonas urbanas más allá de su contribución recreativa y social. Esfuerzos de esta naturaleza pueden replicarse en otras áreas verdes urbanas para complementar los criterios y fundamentos de programas de manejo, conservación y adaptación por parte de los tomadores de decisiones.

Palabras clave: bosque urbano, contenido de carbono, captura de carbono.

Abstract

Mexico City is highly vulnerable to climate variations because much of its area is highly urbanized and there is great pressure on green areas. This paper aims to estimate the content and carbon sequestration in the Forest San Juan de Aragon. Was used as reference an inventory elaborated by INIFAP in 2010, in 2012 was repeated systematic sampling circular plots of 500m², in which individuals were normal diameter (DN) tree to submit more than 5 cm and height greater than 1.3 m, inventoried the species, DN, height and vigor condition. The biomass was determined by specific allometric equations, and in the event that the species does not count on an equation models volume were used and wood density values specific, following the recommendations of the Good Practice Guidelines of the IPCC. It was found that the plant surface Aragon Forest (114.964 ha) in 2010 stored 5196.569 Mg C, while for 2012 6063.476 Mg C stored, so that carbon sequestration was 886.9071 Mg C biennial. This work can reassess tree species in urban areas beyond their recreational and social contribution. Efforts of this nature can be replicated in other urban green areas to supplement the criteria and grounds management programs, conservation and adaptation by decision makers.

Key words: carbon content, carbon sequestration, urban forest.

Introducción

La mayoría de la población del mundo vive en las zonas urbanas (Martínez, 2008). En la Ciudad de México habitan cerca de 9 millones de habitantes en una superficie de 1479 km² (INEGI, 2012). El acelerado crecimiento poblacional ha llevado al deterioro del aire, agua y suelo.

De acuerdo con la Comisión Ambiental Metropolitana (CAM, 2010), la zona metropolitana del Valle de México es la que genera el mayor volumen de contaminantes del país. Se producen miles de toneladas de basura diariamente, rebasando 1 kg por cada habitante, que es depositada en tiraderos a cielo abierto. Los acuíferos se encuentran sobreexplotados, siendo la recarga 30% menor a lo que se extrae, esto ha llevado al deterioro del subsuelo. Los vehículos también presentan un problema para esta ciudad, que junto con los hogares y fábricas aportan el 9% de las emisiones nacionales de gases de efecto invernadero (GEI).

De acuerdo con Nowak y Crane (2002), los árboles urbanos desempeñan un papel importante en el ambiente de las ciudades ya que son capaces de capturar el CO₂ atmosférico, reduciendo así la contaminación de las ciudades (Chiesura, 2004). Además de brindar otros beneficios como: crear microclimas que amortiguan el aumento de la temperatura, reducir el ruido, mejorar la calidad de agua, proveer un sitio de refugio a la fauna silvestre, proporcionar espacios recreativos y estéticos brindando condiciones de confort para los habitantes (Benavides, 1989; Brack, 2002).

Las áreas verdes urbanas han sido proyectadas a partir de soluciones o puntos de vista de tipo arquitectónico, ornamental o de recreación, pero con muy poca articulación para a su importancia ecológica o ambiental. A partir de la problemática generada por la emisión de GEI y su consecuencia directa con el cambio climático, estos espacios han empezado a formar parte de planificaciones estratégicas para una “sustentabilidad urbana” (Flores-Xolocotzi, 2012).

El uso de suelo del Distrito Federal se encuentra dividido en dos áreas: 1) el suelo de conservación (SC), zona caracterizada por el desarrollo de actividades primarias y la ubicación de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) y 2) el área de desarrollo urbano (ADU), representada por la zona urbana (CAM, 2010). Actualmente solo se ha realizado un trabajo con relación a la estimación del contenido y captura de carbono en un bosque monoespecífico del Río Magdalena, dentro del SC.

Sin embargo para el ADU aún no hay estudios publicados con este tema. Por ello el objetivo de este trabajo es determinar el contenido y captura de carbono en la biomasa aérea forestal del Bosque recreativo de San Juan de Aragón, ubicado en el ADU.

Materiales y métodos

El Bosque de San Juan de Aragón (BSJA) es un bosque urbano descrito como la segunda área verde de valor ambiental más importante con carácter metropolitano por la Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal (SMA, 2003). Se ubica en la Delegación Gustavo A. Madero, al noreste del Distrito Federal, entre las coordenadas 99°04'50" y 99°03'43" de longitud Oeste y 19°27'04" y 19°27'57" de latitud Norte, a 2240 m s.n.m. (Figura 1).

El bosque tiene una extensión territorial de 162.03 ha de las cuales el 70.94% (114.96 ha) están ocupadas por áreas verdes y el resto de la superficie se ocupa por el lago (12 ha) y diferentes instalaciones vinculadas a la recreación.

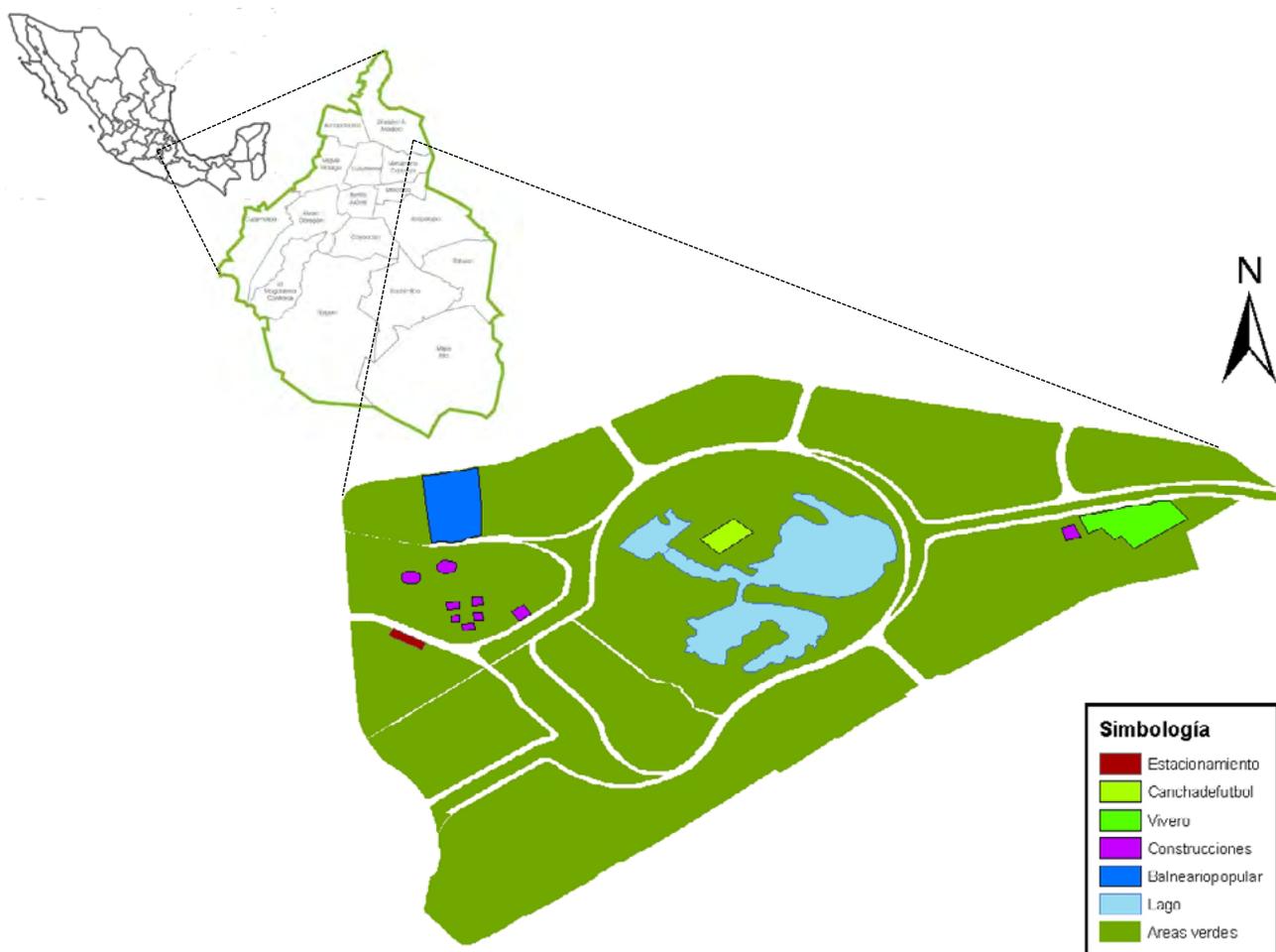


Figura 1. Localización del Bosque de San Juan de Aragón en la Ciudad de México.

Para este estudio se estableció un muestreo sistemático no destructivo mediante una retícula de puntos de muestreo la cual fue utilizada en el proyecto “Diagnóstico, caracterización e inventario del arbolado del Bosque de San Juan de Aragón” realizado por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) en el 2010.

Se utilizaron parcelas de muestreo circulares con una superficie de 500 m² (Schlegel *et al.*, 2001), en donde se registraron todos los árboles con altura mayor a 1.3 m y diámetro normal (DN) mayor o igual a 5 cm (Hutyra *et al.*, 2010). Una vez ubicados los sitios de muestreo en el campo, se registró la especie, se midió el DN (cm) con cinta diamétrica y la altura total (m) con una pistola haga de todos los árboles que se encontraron dentro de la circunferencia (Rojas y Villers, 2008).

Para estimar la biomasa se utilizaron ecuaciones alométricas específicas (Rojas-García *et al.*, 2009), de la siguiente forma:

$$B = \left(([a0]) * ([DN])^{([a1])} * \frac{([HT])^{([a2])}}{1000} \right) + ([a3]) \quad (1)$$

donde: B= Biomasa (Mg), DN= diámetro normal (cm), HT= altura total (m) y a(n)=coeficientes.

En el caso de que la especie no contara con ecuación de biomasa el cálculo se realizó a partir de modelos de volumen y valores de densidad de la madera específicos (Rojas-García *et al.*, 2009):

$$V = \text{Exp}(a_0 + a_1 * \text{Log}(\text{DN}) + a_2 * \text{Log}(\text{HT})) \tag{2}$$

donde: V= Volumen (m3), DN= diámetro normal (cm), HT= altura total (m) y a(n)=coeficientes.

Si no existían ecuaciones a nivel de especie se utilizaron modelos de volumen y valores de densidad de la madera a nivel de género (Grijpma, 2001).

Los datos de biomasa fueron multiplicados por 0.45 para obtener el contenido de carbono de cada individuo. De acuerdo con las recomendaciones de las Guías de Buenas Prácticas del IPCC (IPCC, 2003).

Resultados y discusión

Se realizó un análisis por especies para definir el contenido carbono a partir de un comparativo entre los muestreos realizados en el 2010 y el 2012 (ver Figura 2). La especie que presentó un mayor contenido de carbono para ambos años fue *Eucalyptus camaldulensis* (Dehnh.), esto era de esperarse ya que presenta una alta tasa de crecimiento. La segunda especie que presentó un alto contenido de carbono fue *Pinus halepensis* (Mill.) seguido de *Casuarina equisetifolia* (J.R. Forst. & G. Forst.) y *Phoenix canariensis* (Chabaud).

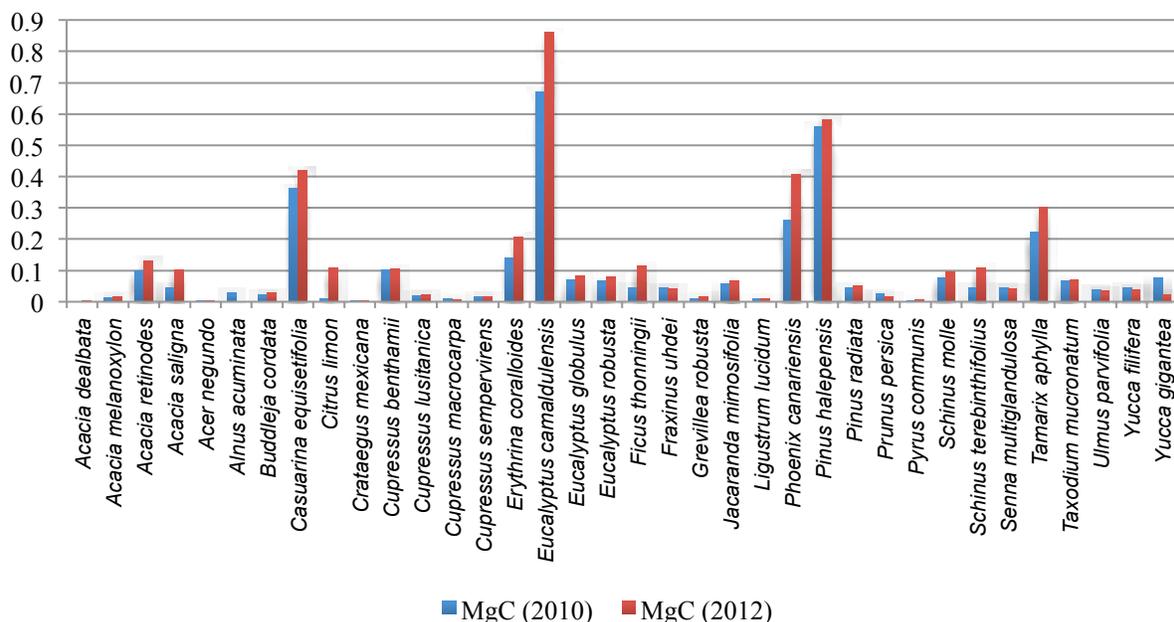


Figura 2. Comparación del contenido de carbono por especie para ambos años 2010 y 2012.

A pesar de que *E. camaldulensis* presenta el mayor contenido de carbono no se recomienda la reforestación con esta especie. De acuerdo con Ceccon y Martínez-Ramos (1999) y SMA (2004) el rápido desarrollo de los eucaliptos demanda grandes cantidades de agua lo que los lleva a competir con el resto de la vegetación y desplazar a la vegetación nativa. Además, debido a que su sistema radicular

presenta un débil anclaje y a las condiciones de la corteza y duramen son muy quebradizos lo que los lleva a ser considerados de alto riesgo. Asimismo, al ser una especie exótica no proporciona protección ni alimento a la fauna nativa afectando así la diversidad de la fauna (Cecon y Martínez-Ramos, 1999).

Sin importar que *Buddleja cordata* (Kunth) y *Crataegus mexicana* (D.C.) presenten un bajo contenido de carbono es recomendable reforestar con estas especies ya que, además de ser especies nativas, se adaptan a suelos pobres regenerándolos, controlan la erosión, son resistentes a sequías por lo que requieren riego mínimo, son tolerantes a la contaminación y sirven de refugio de la fauna silvestre (Martínez, 2008).

Cupressus lusitanica (Mill.) y *Fraxinus uhdei* ((Wenz.) Lingelsh.) también son especies nativas que presentan un bajo contenido de carbono. A pesar de ser sensibles a altas cantidades de contaminantes, ofrecen refugio para la fauna silvestre, y los frutos de *F. uhdei* sirven de alimento a varias especies de aves, esto es de gran importancia para mantener la diversidad de fauna presente en este bosque (Martínez, 2008).

Acacia retinodes (Schltdl.), *Grevillea robusta* (A. Cunn. Ex R. Br.) y *Schinus molle* (L.) presentan un buen contenido de carbono, aunque son especies introducidas (*S. molle* naturalizada), la reforestación controlada de éstas es recomendable ya que controlan la erosión, son formadoras de suelo restaurando zonas degradadas, asimismo son resistentes a sequías y tolerantes a la contaminación (Martínez, 2008).

Estos resultados se compararon con estimaciones realizadas en bosques urbanos de otros países (ver Cuadro 1). Se puede observar claramente que el contenido de carbono por hectárea de esta área de estudio es altamente representativo en comparación con los resultados obtenidos en otros trabajos.

Cuadro 1. Comparación de los resultados con otros estudios

Autor	Año	Sitio	País	Contenido de carbono Mg C ha ⁻¹
El presente estudio ^a	2013	Distrito Federal (BSJA)	México	52.74
McPherson ^b	1998	Sacramento	E.U.	46.91
Yang <i>et al.</i> ^b	2005	Beijing	China	43.70
Nowak y Crane ^b	2002	Atlanta	E.U.	35.74
Liu y Li ^b	2012	Shenyang	China	33.22
Nowak y Crane ^b	2002	Baltimore	E.U.	25.28
Nowak y Crane ^b	2002	Boston	E.U.	20.30
Nowak y Crane ^b	2002	Nueva York	E.U.	15.33
Nowak ^b	1994	Chicago	E.U.	14.19
Nowak y Crane ^b	2002	Filadelfia	E.U.	14.09
Nowak ^b	1993	Oakland	E.U.	11.00

^a Área verde urbana

^b Bosque urbano

Los resultados obtenidos en este estudio arrojaron que en la superficie vegetal del BSJA (114.964 ha), durante 2010 se almacenaron 5196.569 Mg C, mientras que para el 2012 se almacenaron 6063.476 Mg C; por lo que la captura de carbono bianual fue de 886.907 Mg C (Ver Figura 3).

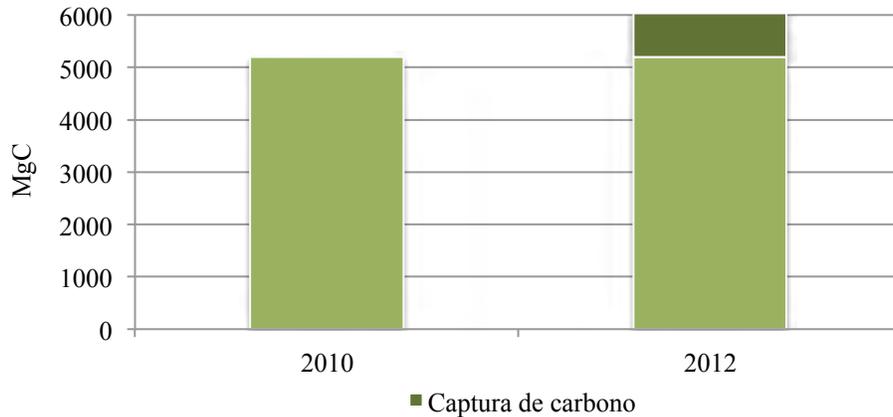


Figura 3. Captura de carbono.

Conclusiones

La diversidad de especies arbóreas del BSJA, en conjunto, presentan un alto contenido de carbono, esto queda claro al comparar los resultados obtenidos en este trabajo con los de otros estudios. A pesar de la apariencia física que exhibe y las condiciones de estrés a las que se ve sometido, este bosque genera grandes beneficios a los problemas ambientales que presenta el Distrito Federal.

La mayoría de los árboles medidos se encuentran entre las condiciones de vigoroso y declinante incipiente, y han incrementado su tallas del 2010 al 2012, aun cuando no hay un plan de manejo estricto. Sin embargo, existen individuos en condiciones de declinante severo y muerto que no han sido retirados desde el 2010 y que han incrementado para el 2012, estos individuos son una fuente de CO₂ a la atmósfera.

Con los resultados obtenidos en este trabajo es posible revalorar las especies arbóreas de las zonas urbanas más allá de su contribución recreativa y social. Esfuerzos de esta naturaleza pueden replicarse en otras áreas verdes urbanas para complementar los criterios y fundamentos de programas de manejo, conservación y adaptación por parte de los tomadores de decisiones.

Agradecimientos

Se agradece al INIFAP por las facilidades de acceso al inventario del proyecto “Diagnóstico, caracterización e inventario del arbolado del Bosque de San Juan de Aragón” realizado en el 2010.

Bibliografía

- Benavides M. H. M. 1989. Bosque Urbano: la importancia de su investigación y correcto manejo. *In: Memoria del Congreso Forestal Mexicano 1989*. Instituto Nacional de Investigación Forestales, Agrícolas y Pecuarias, SARH. México. pp. 966-987.
- Brack C. L. 2002. Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest. *Environmental Pollution* 116:S195-S200.
- CAM. 2010. Comisión Ambiental Metropolitana. Agenda de sustentabilidad ambiental para la Zona Metropolitana del Valle de México. 1ª edición. México. 236 pp.
- Ceccon E. y M. Martínez-Ramos. 1999. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala en áreas tropicales: aplicación al caso de México. *Revista Interciencia* 24:352-359.
- Chiesura A. 2004. The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning* 68:129-138.
- Flores-Xolocotzi R. 2012. Incorporando desarrollo sustentable y gobernanza a la gestión y planificación de áreas verdes urbanas. *Frontera Norte* 24:165-190.

- Grijpma P. 2001. Producción Forestal. Ed Secretaría de Educación Pública (SEP)/Trillas, 4ª Reimpresión. México, D.F. 134 pp.
- Hutyra L. R., B. Yoon, M. Alberti. 2010. Terrestrial carbon stock across a gradient of urbanization: a study of the Seattle, W.A. región. *Global Change Biology* 17:783-797.
- INEGI. 2012. Información nacional, por entidad federativa y municipios. Consultado en: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=09>. Fecha de consulta julio de 2012.
- IPCC. 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.
- Liu C., X. Li. 2012. Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry and Urban Greening* 11:121-128.
- Martínez L. G. 2008. Árboles y áreas verdes urbanas de la Ciudad de México y su zona metropolitana. Fundación Xochitla. 1ª ed. México. 549 pp.
- McPherson G. 1998. Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture* 24:215-223.
- Nowak D. J. 1993. Atmospheric Carbon Reduction by Urban Trees. *Journal of Environmental Management* 37:207-217.
- Nowak D. J. 1994. Atmospheric Carbon Dioxide reduction by Chicago's Chicago's Urban Forest. *In: Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. USDA. Forest Service, General Technical Report. pp. 83-94.
- Nowak D. J., D. E. Crane. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* 116: 381-389.
- Rojas-García F., P. Martínez-Zurimendi, M. Olguín-Álvarez, B. de Jong. 2009. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en México. Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur. 2013. Consultado en: <http://www.mrv.mx/modelosalometricos/index.php>. Fecha de consulta marzo de 2013.
- Rojas F., L. Villers. 2008. Estimación de la biomasa forestal del Parque Nacional Malinche: Tlaxcala –Puebla. *Revista Ciencia Forestal en México* 33:59-86.
- Schlegel B., J. Gayoso, J. Guerra. 2001. Manual de procedimientos para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. Chile. 15 pp.
- SMA. 2003. Bosque de San Juan de Aragón. Consultado en: <http://www.sma.df.gob.mx/bosquedesanjuandearagon/>. Fecha de consulta julio de 2012.
- SMA. 2004. Informe de avances del programa de sustitución de eucaliptos en condición de alto riesgo. Restauración de áreas verdes del Distrito Federal. 10 pp.
- Yang J., J. McBride, J. Zhou, Z. Sun. 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry and Urban Greening* 3:65-78.

1.17 Descomposición de ramas de tres especies forestales en selvas y acahuales de la Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote”

Orihuela-Belmonte D. Edith¹; de Jong Ben¹ y Mendoza-Vega Jorge¹

¹El Colegio de la Frontera Sur, Avenida Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial, Lerma Campeche, Campeche. Autor para correspondencia: oeditheo@hotmail.com

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue estimar la descomposición de ramas de tres especies forestales en selvas y acahuales. Las hipótesis consideradas establecen que: La velocidad de descomposición del material leñoso, es inversamente proporcional a la densidad de la especie y tiene una relación inversamente proporcional al diámetro de la rama. El experimento se realizó en dos comunidades con tres especies de diferente densidad de madera, *Ochroma pyramidale* ($d\ 0.237\ \text{g cm}^{-3}$), *Cupania dentata*, ($d\ 0.66\ \text{g cm}^{-3}$), y *Manilkara zapota* ($d\ 0.86\ \text{g cm}^{-3}$). Para *O. pyramidale* el intervalo del residuo de las ramas de 2.5 cm de diámetro (C1) es 38.83 a 76.12%; *C. dentata* 66.93 a 89.36% y *M. zapota* 85.96 a 96.45%, en Nuevo San Juan (NSJ). En Tierra Nueva (TN) los residuos para C1 de *O. pyramidale* son 39.55 a 87.75%, *C. dentata* 45.84 a 80% y *M. zapota* 86.95 a 94.04%. Para las ramas de 5 cm de diámetro (C2) los residuos de *O. pyramidale* son 90.07 a 95.69%, *C. dentata* 87.5 a 96.39% y *M. zapota* 95.33 a 98.26%, en NSJ. En TN son 87.5 a 96.39 para *O. pyramidale*, *C. dentata* 95.75 a 97.07% y *M. zapota* 80.95 a 94.18%. La variabilidad en los resultados para C1 y C2, confirma el hecho de que éste proceso no solo depende de la especie, sino de muchos factores que se combinan en una escala local afectando la degradación y fragmentación de la madera.

Palabras clave: *Ochroma pyramidale*, *Cupania dentata*, *Manilkara zapota*, descomposición, ramas.

Introducción

La biomasa producida por unidad de tiempo es conocida como productividad y puede ser evaluada por la producción de hojarasca, la cual se compone de hojas, ramas, flores y frutos (Xu *et al.*, 2006; von Lützwow *et al.*, 2007), cada material orgánico por sus características fisicoquímicas se descompone de diferente a velocidades distintas (UNFCCC, 2003). Las ramas al acumularse en el suelo sirven como alimento a muchos organismos y microorganismos integrando una red trófica compleja (Gartner y Cardon, 2004). Desempeña un papel importante en el ciclo de carbono a largo plazo, la regeneración de árboles, mantenimiento de la heterogeneidad ambiental y biológica (Xu *et al.*, 2006). En los bosques tropicales las ramas representan una de las vías principales del ciclo de nutrientes a mediano y largo plazo, en función del tamaño y grosor de éste material arbóreo (Currie y Nadelhoffer, 2002). Aunque los procesos de descomposición han sido estudiados durante muchos años (Gartner y Cardon, 2004), aún quedan muchos factores por analizar en los hábitats tropicales con respecto a la descomposición de las ramas. Los bosques secundarios son muy diversos en la estructura de la vegetación y composición de especies de árboles, dependiendo de la edad, ubicación e historia de perturbación (Chazdon *et al.*, 2007). El tiempo que tarda la materia orgánica en descomponerse se denomina tiempo medio de residencia (TMR) y se expresa en años⁻¹ se utiliza como indicador del potencial de movilización de los nutrientes en el proceso de putrefacción (Bravo *et al.*, 2007). La velocidad a la cual las moléculas de los compuestos de la biomasa son fraccionados durante el proceso de desintegración de la materia orgánica se denomina tasa de descomposición ($K = 1/ \text{TMR}$) (Bravo *et al.*, 2007). Ambos parámetros

(TMR y K) están influenciados por las diferencias en la estructura y composición química de la biomasa de diferentes especies arbóreas.

Materiales y métodos

En 12 parcelas permanentes distribuidas en dos comunidades dentro de la Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote” (REBISO) (Nuevo San Juan Chamula (NSJ) y Tierra Nueva (TN)), seis sitios en cada una. Las especies seleccionadas tienen diferente densidad de madera, *O. pyramidale* (algodoncillo) con una densidad de 0.237 g cm^{-3} , *C. dentata* Moc & Secsé ex DC. (Cola de Pava), con una densidad de 0.86 g cm^{-3} , y *M. zapota* (L.) Van Royen (Chico Zapote) con una densidad de 0.86 g cm^{-3} . Para estimar la tasa de descomposición del material leñoso, fueron consideradas dos clases diamétricas de C1 (2.5) y C2 (5.0). La longitud de las ramas fue 10 veces la clase diamétrica (Scott y Brow, 2008). Para C1 se seleccionaron ramas de 25 cm de longitud, en el caso de C2 las ramas fueron de 50 cm de longitud (Scott y Brow, 2008). En cada caso las muestras fueron etiquetadas individualmente, pesadas, medidas en los diámetros extremos y medio, además se estimó la densidad inicial de las ramas por desplazamiento de volumen para cada rama tomando una submuestra del material de origen, analizando el porcentaje de carbono en las especies (Scott y Brow, 2008). El número de muestras de cada especie (sp) fueron 432 para C1 (para tres (sp) de C1 son 1296) amarradas en grupos de 9 ramas y 432 para C2 (total de C2 1296) amarradas en grupos de 9 ramas, colocando 4 grupos de ramas de cada clase (C1 y C2), por (sp) en cada parcela, distribuidas en los cuatro puntos cardinales dentro del perímetro del sitio colocadas desde junio de 2009 a diciembre de 2012. Las muestras fueron colectadas cada 6 meses, extrayendo 4 ramas de C1 y 4 de C2 por especie, de cada parcela. Las muestras fueron llevadas al laboratorio para secarlas a 70°C por 120 hrs. (5 días). Con los resultados se construyeron las gráficas de pérdida de peso seco en el tiempo (Scott y Brown, 2008). Las comunidades difieren en el promedio mensual de precipitación, en TN tres de los sitios corresponden a vegetación secundaria (VS) de 15, 25 y 38 años, (al inicio del experimento); una es selva mediana subperenifolia (SMSP) y dos son selva mediana subperenifolia quemada (SMSPQ) que se incendiaron en 1998, con 11 años de recuperación al inicio del experimento. En la comunidad de NSJ cuatro son VS, una de 3 años, dos de 9 años y una de 10 años (al inicio del experimento), además una de SMSP y una de selva alta perenifolia (SAP) (Figura 1). Para determinar la constante de descomposición de las ramas, (Bravo *et al.*, 2007), consiste en ajustar los datos de materia seca o de C de las ramas en descomposición a una ecuación exponencial negativa.

$$R_t (\text{g}) = H (\text{g}) + L e^{-kt} \quad (1)$$

donde: R_t es el residuo orgánico en el tiempo t (fracción de año), H es la fracción recalcitrante o humificada, L es la fracción lábil y k constante de descomposición (año^{-1}). Se realizaron las pruebas de normalidad y la homogeneidad de la varianza de los residuos, todas las pruebas estadísticas se consideraban significativas con $p < 0.05$. Para determinar si la constante de descomposición (K) y la pendiente de la ecuación de decaimiento presentan diferencia estadísticamente significativas entre las tres especies y clases de tamaño C1 y C2, se compararon los resultados mediante un análisis de la varianza de medidas repetidas (ANOVA) (von Ende, 1993). Cuando se presentaron efectos significativos se realizó una prueba de Tukey ($p < 0.05$).

Resultados y discusión

Descomposición de material leñoso

Los porcentajes residuales para *O. pyramidale* (algodoncillo) de las ramas de C1 es de 38.83 a 76.12%; para *C. dentata* (cola de pava) es de 66.93 a 89.36%; mientras que *M. zapota* (chico zapote) es de 85.96 a 96.45%, en la comunidad NSJ. En TN los intervalos de los residuos en porcentaje para C1 para algodoncillo es de 39.55 a 87.75%, cola de pava 45.84 a 80% y chico zapote es de 86.95 a 94.04%.

Para C2 los intervalos de los residuos de algodoncillo es de 90.07 a 95.69%, para cola de pava es de 87.5 a 96.39%, para chico zapote es de 95.33 a 98.26%, en NSJ. Para la misma C2 pero en TN los intervalos son de 87.5 a 96.39 para algodoncillo, en cola de pava es de 95.75 a 97.07% y chico zapote 80.95 a 94.18%. Los amplios rangos de variabilidad en los resultados de la pérdida del peso seco de las ramas para C1 y C2, confirma el hecho de que éste proceso no solo depende de la especie en cuestión, sino de muchos otros factores que en una escala local se combinan afectando de diversas maneras el curso de la degradación y fragmentación de la madera (Carmona *et al.*, 2002).

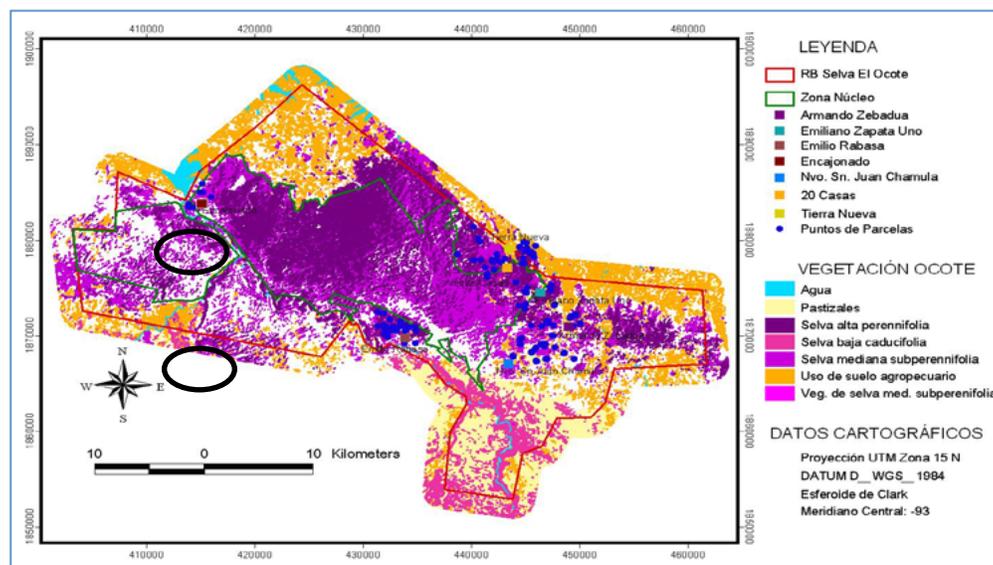


Figura 1. A) Ubicación de las parcelas en las comunidades de la Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote”. Fuente: CONANP, 2008.

El contenido de carbono al inicio del experimento para *O. pyramidale* es 0.45% (± 0.05), *C. dentata* 0.5% (± 0.06) y *M. zapota* 0.57% (± 0.05). Los autores que han realizado estudios en la composición química de *M. zapota* reportan el contenido de proteínas con un intervalo de 0.53 a 0.55 (Clark *et al.*, 2002). Una humedad que varía de 71.1 a 75.4% (Clark *et al.*, 2002). La acidez expresada como ml de NaOH 0.1 N/100 g de pulpa, tiene un rango de 22.7 a 39.1. Los niveles de azúcares totales son de 12.5 a 16.3 (Chazdon *et al.*, 2007). Los azúcares reductores varían de 8.5 a 11.5 (Clark *et al.*, 2002). El pH presenta un intervalo de 4.7 a 5.1 (Li *et al.*, 1996). Así como difiere el porcentaje de carbono entre especies, es posible que el contenido de proteínas, humedad, acidez, azúcares, azúcares reductores y pH entre otras características químicas sean distintos aún entre los tamaños de las ramas (Li *et al.*, 1996). Estas características pueden favorecer o limitar la descomposición como consecuencia de las necesidades de nutrición de los organismos descomponedores o de la selectividad del hábitat disponible para el desarrollo de las comunidades de macroinvertebrados, hongos y microorganismos (Clark, *et al.*, 2002). La presencia o ausencia de organismos fraccionadores de madera generalistas o especialistas en escala local, puede ser muy variable y es posible que estas cualidades se encuentren relacionadas con la diversidad y densidad de especies arbóreas (Clark, *et al.*, 2002).

Así mismo el clima, la humedad, algunas comunidades de macroinvertebrados, hongos y microorganismos son factores involucrados en la descomposición (Clark, *et al.*, 2002). Los lepidópteros de la especie *Anadasus porinodes* (Meyrick), se han encontrado en ramas de *O. pyramidale*, el daño puede ser tan elevado que llega a afectar plantaciones completas a consecuencia del lepidóptero que barrena las ramas de esta especie (Clark, *et al.*, 2002). Las características del tejido de las ramas puede ser la razón por la cual es seleccionada la especie *O. pyramidale*. Diversas especies de hormigas tropicales (*Paraponera sp.*) se alimentan de líneas de tejido que aún contiene savia, cuando la savia está fresca contiene nutrientes lábiles que pueden ser lixiviados siendo aprovechados por organismos que inician el proceso de descomposición de la madera (Clark, *et al.*, 2002). Muchos organismos se alimentan de la madera, la termita *Nasutitermes costalis* (Holmgren), consume el tejido de ramas muertas en el árbol y la madera que cae al suelo (Motta *et al.*, 2006). El ataque de las termitas *Cryptotermes brevis* (Walker) en la madera fue documentado estableciendo que *O. pyramidale* es una de las especies más susceptibles comparado con especies de mayor densidad en la madera (Motta *et al.*, 2006). Estudios relacionados con la preferencia en el consumo por especie han demostrado que *O. pyramidale* fue elegida por las termitas sobre distintas especies arbóreas y las ninfas se desarrollaron con mayor rapidez que en otras especies (von Lützow *et al.*, 2007).

También se han reportado ataques severos en *O. pyramidale* por especies barrenadoras aún en árboles vivos y consumen con rapidez la madera muerta de esta especie (Motta *et al.*, 2006), otra variedad que consume madera es *Lyctus sp.*, (von Lützow *et al.*, 2007). Las ramas pueden ser también colonizadas por hongos atacando los tejidos más blandos primero, favoreciendo el desarrollo de las colonias en condiciones adecuadas logrando acelerar el proceso de descomposición (Tang *et al.*, 2005). La madera de *O. pyramidale* tiene un contenido de lignina relativamente bajo (26.5%) y un contenido de ceniza inusualmente alto (2.12%) (Tang *et al.*, 2005) y es una especie que tradicionalmente se ha utilizado como indicador en investigaciones sobre las propiedades físicas de maderas, susceptibilidad a la descomposición y al ataque de los insectos (von Lützow *et al.*, 2007).

Las ecuaciones de decaimiento del peso seco de las ramas, por comunidad, parcela, especie y clase de tamaño; presentan diferencias estadísticamente significativas en la pendiente de decaimiento y la constante de descomposición K entre las especies y las categorías de tamaño C1 y C2; pero no entre comunidades y parcelas (Cuadro 1 y 2). La pérdida de peso seco no es constante en el tiempo en ningún caso, aún entre ramas de la misma especie. Sin embargo la especie que tiene un residuo menor en peso seco al final del experimento es el algodóncillo, seguido de cola de pava y finalmente el chico zapote.

Tasa de descomposición de las ramas

Las ecuaciones de decaimiento del peso seco presentan rangos con una gran variabilidad en las constantes de descomposición de las ramas y los valores de las pendientes de las ecuaciones de decaimiento. Los valores de K para *O. pyramidale* de C1 oscilan en un rango de 0.83 y 0.416 en la comunidad de NSJ y 0.235 y 0.372 en TN. En el caso de *C. dentata* el rango es 0.222 y 0.283 en Nuevo San Juan y 0.156 y 0.39 en Tierra Nueva. *M. zapota* en C1 tiene un rango de 0.091 y 0.123 en Nuevo San Juan y 0.104 y 0.129 en Tierra Nueva (Cuadro 1). Para las ramas de C2 los valores de K de *O. pyramidale* se encuentran en un rango de 0.077 y 0.198 en Nuevo San Juan y 0.125 y 0.207 en Tierra Nueva. *C. dentata* tiene valores de 0.074 y 0.14 en Nuevo San Juan Chamula y 0.41 0.1 en Tierra Nueva, *M. zapota* tienen valores de 0.034 y 0.074 en Nuevo San Juan Chamula y 0.37 y 0.77 en Tierra Nueva. Las constantes de descomposición (K) solo son diferentes de manera significativa entre las especies y el tamaño de las ramas, sin embargo no hay diferencias entre parcelas y tampoco entre las comunidades (Cuadro 2).

Cuadro 1. Ecuaciones de decaimiento de la biomasa por especie para las ramas de C1, 25 centímetros de longitud y 2.5 cm de diámetro

Nuevo San Juan			
Tamaño	Especie	Ecuación	
Ch.	<i>O. pyramidale</i> (a)	$y = 59.273e^{-0.283X}$	$R^2 = 0.9543$
Ch.	<i>O. pyramidale</i> (a)	$y = 112.89e^{-0.416X}$	$R^2 = 0.9391$
Ch.	<i>C. dentata</i> (b)	$y = 102.78e^{-0.222X}$	$R^2 = 0.9659$
Ch.	<i>C. dentata</i> (b)	$y = 104.9e^{-0.283X}$	$R^2 = 0.9745$
Ch.	<i>M. zapota</i> (c)	$y = 93.573e^{-0.091X}$	$R^2 = 0.8701$
Ch.	<i>M. zapota</i> (c)	$y = 118.27e^{-0.123X}$	$R^2 = 0.9942$
Tierra Nueva			
Tamaño	Especie	Ecuación	
Ch.	<i>O. pyramidale</i> (a)	$y = 40.201e^{-0.235X}$	$R^2 = 0.7953$
Ch.	<i>O. pyramidale</i> (a)	$y = 90.802e^{-0.372X}$	$R^2 = 0.9783$
Ch.	<i>C. dentata</i> (b)	$y = 89.166e^{-0.156X}$	$R^2 = 0.955$
Ch.	<i>C. dentata</i> (b)	$y = 127.84e^{-0.39X}$	$R^2 = 0.9553$
Ch.	<i>M. zapota</i> (c)	$y = 99.924e^{-0.104X}$	$R^2 = 0.9578$
Ch.	<i>M. zapota</i> (c)	$y = 111.06e^{-0.129X}$	$R^2 = 0.9934$

Cuadro 2. Ecuaciones de decaimiento de la biomasa por especie para las ramas de C2, 50 centímetros de longitud y 5 cm de diámetro

Nuevo San Juan			
Tamaño	Especie	Ecuación	
Gr.	<i>O. pyramidale</i> (a)	$y = 295.7e^{-0.077X}$	$R^2 = 0.9434$
Gr.	<i>O. pyramidale</i> (a)	$y = 288.78e^{-0.198X}$	$R^2 = 0.9224$
Gr.	<i>C. dentata</i> (b)	$y = 520.45e^{-0.074X}$	$R^2 = 0.9815$
Gr.	<i>C. dentata</i> (b)	$y = 484.78e^{-0.14X}$	$R^2 = 0.9377$
Gr.	<i>M. zapota</i> (c)	$y = 732.14e^{-0.034X}$	$R^2 = 0.9691$
Gr.	<i>M. zapota</i> (c)	$y = 615.64e^{-0.074X}$	$R^2 = 0.7658$
Tierra Nueva.			
Gr.	<i>O. pyramidale</i> (a)	$y = 268.04e^{-0.125X}$	$R^2 = 0.8691$
Gr.	<i>O. pyramidale</i> (a)	$y = 268.52e^{-0.207X}$	$R^2 = 0.9133$
Gr.	<i>C. dentata</i> (b)	$y = 481.02e^{-0.041X}$	$R^2 = 0.8428$
Gr.	<i>C. dentata</i> (b)	$y = 537.9e^{-0.1X}$	$R^2 = 0.9855$
Gr.	<i>M. zapota</i> (c)	$y = 732.36e^{-0.037X}$	$R^2 = 0.9901$
Gr.	<i>M. zapota</i> (c)	$y = 619.44e^{-0.077X}$	$R^2 = 0.7927$

Existen varias características que influyen en la descomposición entre las cuales se encuentra la disposición genética, definida como la necesidad fisiológica del árbol de formar un área de vasos mínima para la conducción de agua. Si lo logra mediante muchos vasos pequeños o pocos vasos grandes es una cuestión de su disposición genética. Por eso, la relación entre diámetro y número de vasos siempre es inversamente proporcional. Estas diferencias se manifiestan claramente en las maderas entre las cuales se destacan el Chicozapote con muchos vasos pequeños ($\sim 26/\text{mm}^2$; $\sim 90 \mu\text{m}$;) y el *O. pyramidale* con pocos vasos grandes ($\sim 3/\text{mm}^2$; $\sim 240 \mu\text{m}$) (Zunino *et al.*, 1982).

La posición radial de los vasos formados durante los primeros años de vida del árbol (madera juvenil) tiende a diferir significativamente de los vasos formados durante la fase adulta del árbol, generalmente son de menor diámetro y número/ mm^2 ; se supone que en los primeros años el árbol

sostiene sus funciones vitales con una menor área de conducción de agua. Considerando la distancia entre las posiciones interior (madera juvenil) e intermedia (ya considerada madera adulta en árboles maduros) esta tendencia se observa en la mayoría de las especies arbóreas. En combinación con otras variables como densidad, factores de contracción e hinchamiento, largo de fibras y de la resistencia a compresión, las características cuantitativas de los vasos pueden ayudar en la definición de la zona de transición entre madera juvenil y adulta, afectando el proceso de descomposición de las ramas.

En las selvas tropicales, la amplia diversidad de especies y la variación ínter específica en la concentración de nutrientes, ligninas y polifenoles, determinan la velocidad de descomposición (von Lützow *et al.*, 2007). El establecimiento de fauna desintegradora y microflora que son responsables de la mineralización también depende de la temperatura y humedad generando un microambiente favorable para los microorganismos que puede verse afectado por la cantidad e intensidad de la precipitación (von Lützow *et al.*, 2007). Meentemeyer (1978) propone que el contenido de lignina y la evapotranspiración son los factores que afectan en mayor medida las tasas de descomposición en los ecosistemas terrestres, a través de un efecto indirecto en la química de la materia orgánica (von Lützow *et al.*, 2007). La evapotranspiración actual, que es tres veces más alta en la región tropical húmeda con respecto a los bosques templados, ocasiona tasas de descomposición cuatro veces más altas en bosques tropicales que en zonas templadas (von Lützow *et al.*, 2007).

La descomposición lenta acumula más material orgánico en el suelo influyendo en la profundidad de enraizamiento de las plantas, en la capacidad para acumular agua en el suelo y el almacenamiento de nutrientes (von Lützow *et al.*, 2007). Un factor importante de considerar es el hecho de que el método puede estar influenciado por la desaparición de pequeños fragmentos de las ramas por arrastre causado por el escurrimiento de agua de lluvia o por macroinvertebrados (Xu *et al.*, 2006; von Lützow *et al.*, 2007). Mientras más compleja es la materia orgánica, las cadenas de desintegradores se complican ya que las sucesiones de desintegradores más simples se observan en las hojas y las más complicadas por su número de niveles con mayor abundancia y diversidad de desintegradores se encuentran en residuos leñosos incrementándose la actividad microbiana, acelerando la descomposición (von Lützow *et al.*, 2007).

La transformación de la biomasa a los componentes químicos más simples, es un proceso importante por el aporte de nutrientes al suelo además del efecto en el presupuesto global de carbono por la cantidad de CO₂ liberada a la atmósfera como consecuencia de la respiración de los organismos desintegradores (von Lützow *et al.*, 2007). Las celulosas representan más de la mitad de los residuos de C, las hemicelulosas una tercera parte y la lignina también se encuentra en una proporción importante en los residuos vegetales. Los microorganismos usan compuestos de carbono para biosíntesis y suministro de energía (Xu *et al.*, 2006; von Lützow *et al.*, 2007). Un indicador de la tasa de descomposición es el dióxido de carbono debido a que ésta molécula es el último producto del rompimiento de la materia orgánica del suelo (Xu *et al.*, 2006; von Lützow *et al.*, 2007).

Los estudios de descomposición en ramas, han utilizado métodos directos e indirectos, como el registro del porcentaje de escarabajos pasálidos (38.3%) en troncos en descomposición (Xu *et al.*, 2006; von Lützow *et al.*, 2007). Algunos estudios encontraron altas tasas de descomposición en especies como *Bursera* (hasta 0.62 por año), aunque en otras como *Drypetes sp.*, *Manilkara sp.* y *Mastrihodendron sp.*, los compuestos resistentes a la descomposición produce tasas variables hasta 0.008. La madera es degradada por insectos (principalmente termitas) y hongos, pero el duramen puede permanecer por años sin desintegrarse (Xu *et al.*, 2006; von Lützow *et al.*, 2007). Los sitios con mayor cobertura vegetal han registrado potenciales microbianos más elevados (Xu *et al.*, 2006; von Lützow *et al.*, 2007). Algunos estudios reportan que la riqueza específica y la diversidad de los hongos presenta una sucesión de especies conforme avanza la descomposición constituyendo una comunidad dinámica en la que existe reemplazamiento de especies, posiblemente por la selectividad del material en

descomposición y sus mecanismos internos para la asimilación de las moléculas disponibles (Xu *et al.*, 2006; von Lützow *et al.*, 2007).

Conclusiones

La descomposición además de su repercusión en el presupuesto global de carbono por la magnitud de este elemento liberado a la atmósfera, como consecuencia de la respiración de los desintegradores es un proceso importante en la dinámica del carbono en una escala local, regional y mundial. Es un proceso regulado física, química y biológicamente. En los tres casos es necesario continuar con las investigaciones en nuestro país, incorporando en los estudios las mediciones de la evapotranspiración actual, para poder analizar posibles correlaciones con las estimaciones de las tasas de descomposición. En el contexto del ciclo de nutrientes, deberá analizarse la disponibilidad diferencial de los recursos en el suelo derivados de la descomposición. Las diferencias entre las estructuras químicas de los trocos grandes con respecto a las ramas juveniles de una misma especie, deben ser analizadas con mayor detalle. Los estudios de descomposición en México necesitan integrar diversos puntos de vista entre los que se encuentran el taxonómico, ecológico y un contexto de manejo de recursos naturales. El conocimiento de la amplia diversidad de organismos responsables de la descomposición permitirá saber en qué magnitud los cambios en niveles taxonómicos influyen en los procesos de los ecosistemas.

Bibliografía

- Bravo F., J. A. Delgado, J. F. Gallardo, A. Bravo, R. Ruiz, A. Merino, G. Montero, A. Cámara, R. Navarro, C. Ordóñez, E. Canga. 2007. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales. *En*: F. Bravo (ed.). El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático. Fundación Gas Natural. Barcelona. pp. 65-112.
- Carmona M. R., J. J. Armesto, J. C. Aravena, C. A. Pérez. 2002. Coarse woody debris biomass in successional and primary temperate forests in Chiloé Island, Chile. *Forest Ecology and Management* 164:265-275.
- Chazdon R. L., S. G. Letcher, M. Van Breugel, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of Biological Sciences* 362:273-289.
- Clark D. B., D. A. Clark, B. Sandra, S. F. Oberbauer, E. Veldkamp. 2002. Stocks and flows of coarse woody debris across a tropical rain forest nutrient and topography gradient. *Forest Ecology and Management* 164:237-248.
- Currie W. S., K. N. Nadelhoffer. 2002. The imprint of land use history: patterns of carbon and nitrogen in downed woody debris at the Harvard forest. *Ecosystems* 5:446-460.
- Gartner T. B., Z. G. Cardon. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 104:230-246.
- Li L.H., X. R. Xin, D. M. Huang, C. D. Liu, J. Y. He. 1996. Storage and dynamics of coarse woody debris in *Castanopsis eyrie* forest of Wuyi mountain, with some considerations for its ecological effects. *Acta Phytoecological Sinica* 20:132-143
- Meentemeyer D. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59:465-472.
- Motta R., R. Berretti, E. Lingua, P. Piussi. 2006. Coarse woody debris, forest structure and regeneration in the Valbona Forest Reserve, Paneveggio, Italian Alps. *Forest Ecology and Management* 235:155-163.
- Scott N. A., S. Brown. 2008. Measuring the decomposition of Down Dead-Wood. 103-126 *En*: Hoover, C. M. 2008. (Ed.) Field Measurements for forest carbon monitoring: A landscape-scale approach. US Forest Service. Durham, NH Estates Unites.
- Tang X. L., G. Y. Zhou. 2005. Coarse woody debris biomass and its potential contribution to the carbon cycle in successional subtropical forests of Southern China. *Acta Phytoecological Sinica* 29:559-568.
- UNFCCC. 2003. United Nations Environment Programme (UNEP) y Climate Changed Secretariat. Climate Change Information kit. Consultado en: <http://www.inep.ch/conventions>.
- von Ende C. N. 1993. Repeated-measures analysis: grown and other time-depend measures. *In* Scheiner, S. M. y Gurevitch, J. (Eds.) *Design and analysis of ecological experiments*. Chapman, Nueva York. pp.113-137.
- von Lützow M., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, H. Flessa, G. Guggenberger, E. Matzner, B. Marschner. 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanism. *Soil Biology and Biochemistry* 39:2183-2207.

- Xu X., K. Inubushi, K. Sakamoto. 2006. Effect of vegetation and temperature on microbial biomass carbon and metabolic quotients of temperate volcanic forest soils. *Geoderma* 136:310-319.
- Zunino H., F. Borie, S. Aguilera, J. P. Martin, K. Haider. 1982. Decomposition of ¹⁴C-labelled glucose, plant and microbial products and phenols in volcanic ash-derived soils of Chile. *Soil Biology and Biochemistry* 14:37-43.

1.18 Respuesta del flujo hídrico a la variabilidad climática y cambios de cobertura forestal a nivel de subcuenca en Chiapas, México

Salas-Aguilar Víctor M.¹; Paz-Pellat Fernando¹; Macedo-Cruz Antonia¹; Ortiz-Solorio Carlos¹ y Palacios-Vélez Enrique¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: vsalasaguilar@gmail.com

Resumen

Uno de los principales desafíos en investigaciones hidrológicas es separar el efecto que producen la variabilidad climática y los cambios en la cobertura forestal sobre el flujo hídrico en subcuencas de gran escala. En este estudio se evaluó la respuesta del flujo hídrico a los cambios en el clima y cobertura forestal en una subcuenca en el estado de Chiapas, México. Se analizaron datos anuales de flujo, precipitación, temperatura, y porcentaje de cobertura forestal disponibles para el periodo 1992-2007. La curva de Zhang fue utilizada para estimar la evapotranspiración actual a nivel de cuenca. El método de curva de doble masa modificada (CDMM), fue empleado para separar los efectos acumulativos de los cambios en la cobertura forestal sobre el flujo hídrico, posteriormente se eliminó los efectos de la influencia climática. Los resultados mostraron que la evapotranspiración actual está más relacionada a la precipitación que a la evapotranspiración potencial. La CDMM separó la serie de tiempo de flujo anual en dos fases, periodo base (1992-1998) y periodo de cambio (1999-2007). El flujo anual descendió 34 mm del periodo base al periodo de cambio. Esto es explicado porque en promedio las desviaciones producto de las perturbaciones forestales y variabilidad climática fueron de -7.8% y -5.2%. Lo anterior tiene congruencia por el aumento en porcentaje de cobertura forestal y la disminución de la precipitación dentro de los periodos mencionados. Se recomienda el uso de este método en otras subcuencas forestales de gran escala.

Palabras clave: evapotranspiración, curvas de doble masa modificada, curva de Zhang.

Abstract

One of the main challenges in hydrological research is to separate the effect produced by climate variability and changes in the coverage forest on streamflow in large scale watersheds. In this study the response of streamflow to the change in climate and forest cover in a sub-basin of Chiapas, Mexico was evaluated. Annual flow data, rainfall and temperature, and percentage of forest cover available for the period 1992-2007 were analyzed. Zhang curve was used to estimate actual evapotranspiration at catchment. The method of modified double mass curve CDMM was applied to separate the cumulative effects of changes in forest cover on the water flow, then the effects of climatic influence was removed. The results showed that actual evapotranspiration is more related to the precipitation to potential evapotranspiration. The CDMM separated the time series of annual two-phase flow, base period (1992-1998) and change period (1999-2007). The annual streamflow decreased from 34 mm base period to period change. This is explained because on average the product of forest disturbance and climate variability deviations were -7.8% and -5.2%. This has congruence by increased percentage of forest cover and decreased precipitation within these periods. The use of this method in other large-scale forest watersheds is recommended.

Key Word: evapotranspiration, modified double mass curve, Zhang curve.

Introducción

Los cambios en el ciclo hidrológico están vinculados a las variaciones climáticas y a los disturbios antropogénicos. Estos se reconocen como los dos principales elementos que influyen en la respuesta hidrológica de subcuencas forestales (Zhang *et al.*, 2012). Uno de los principales desafíos en investigaciones hidrológicas, es conocer los impactos acumulativos de las perturbaciones de los cambios en la cobertura forestal en subcuencas de gran escala (Wei y Zhang, 2010).

Los modelos hidrológicos con base física han sido usados para evaluar los efectos de los cambios climáticos y de cobertura sobre la hidrología (Todini, 2007). Sin embargo, estos modelos son adecuados para subcuencas con extensivos datos topo-climáticos, uso de suelo, tipo de suelo e hidrométricos, además requieren varias relaciones empíricas entre diferentes procesos y componentes, los cuales en cuencas de gran escala normalmente no están disponibles (Zhang y Xei, 2012).

Debido a estas limitaciones, es necesario utilizar un método práctico que tenga una sólida base científica y sea operacional con los datos disponibles (Li-Juan *et al.*, 2010). En relación con este contexto Budyko (1974) y Zhang *et al.*, (2001) indicaron que los principales factores que controlan el promedio a largo plazo de la evapotranspiración (E) son la disponibilidad de agua y energía. Usualmente, la evapotranspiración potencial (ETP) es usada para medir la disponibilidad de energía y la precipitación (P) es usada para medir la disponibilidad de agua. El enfoque anterior describe los patrones observados entre la precipitación, evapotranspiración y otorga una valiosa herramienta para predecir cambios en el balance hídrico a nivel de subcuenca (Donohue *et al.*, 2007).

Sin embargo, esta modelación carece de la habilidad de separar las contribuciones del cambio climático y las actividades humanas al flujo hídrico. Wei y Zhang (2010) propusieron un método gráfico y estadístico para realizar una separación de los efectos de los elementos mencionados sobre el flujo anual, con resultados consistentes.

Dentro del estado de Chiapas se producen el 16% de precipitación y el 36% de escurrimiento en México (CONAGUA, 2011). Debido a su importancia hidrológica se han implementado diversos modelos, los cuales carecen de operatividad por los grandes volúmenes de datos requeridos para su aplicación. El propósito de esta investigación fue evaluar el flujo hídrico causado por los cambios en la cobertura forestal y a la variabilidad climática en una subcuenca en el estado de Chiapas.

Materiales y métodos

Área de Estudio

El estado de Chiapas se localiza al sureste de México; colinda al norte con el estado de Tabasco, al oeste con Veracruz y Oaxaca, al sur con el Océano Pacífico y al este con la República de Guatemala. Al interior del estado se ubica la subcuenca Río Suchiapa con una extensión de 2046 km².

Descripción de la base de datos

Se utilizó la estación de aforo 30020 (El Boquerón) localizada a la salida de la subcuenca R. Suchiapa para medir los gastos del flujo anual. Los datos climáticos de temperatura y precipitación fueron adquiridos de las estaciones 7103, 7065, 7327 y 7362. Los datos anuales de estas variables fueron interpolados para toda la cuenca mediante el método de polígonos de Thiessen. Para estimar la evapotranspiración potencial se utilizó el método de Hargreaves (Hargreaves y Samani, 1980). Así mismo se generó una serie de tiempo con imágenes Landsat TM 5 correspondientes al período 1990-

2007 (Paz *et al.*, 2010), de esta serie se calculó anualmente el porcentaje de cobertura con base en la siguiente clasificación: otras tierras, no bosque, bosque degradado y bosque.

Cuantificación de los efectos en el flujo hídrico de los cambios de cobertura y variabilidad climática

Para una cuenca cerrada, el promedio a largo plazo del balance hídrico puede ser descrito de la siguiente forma:

$$P = E + Q + \Delta S \quad (1)$$

donde P es la precipitación, E es la evapotranspiración, Q es el flujo hídrico y ΔS es el cambio de almacenamiento, en grandes periodos de tiempo es razonable asumir que los cambios en almacenamiento de agua son despreciables.

Siguiendo la hipótesis de Budyko (1974) la evapotranspiración media actual puede ser estimada a partir de la precipitación y la evapotranspiración potencial anual. Zhang *et al.*, (2001) propuso la siguiente función proporcional, la cual fue validada en 250 subcuencas alrededor del mundo:

$$E = P[1 + w (ETP/P)][1 + w(ETP/P) + P/ETP] \quad (2)$$

donde E es la evapotranspiración actual, ETP es la evapotranspiración potencial y w es un parámetro del modelo ajustado y relacionado a la capacidad de agua disponible para las plantas. Como lo sugiere Zhang *et al.*, (2001) el valor de w para bosques, matorrales y pastizales es de 2, 1 y 0.5 respectivamente, para otro tipo de coberturas w es también de 0.5 (Zhang *et al.*, 2012). En este estudio los valores de w de 2 y 1 se establece a la cobertura de bosque y bosque degradado, y el valor de 0.5 para las coberturas de no bosque y otras tierras.

Una vez que la evapotranspiración fue estimada para cada cobertura. La evapotranspiración a escala de la subcuenca se calculó usando la siguiente fórmula:

$$E = E_f * F_f + E_{bd} * F_{bd} + E_{nb} * F_{nb} + E_{ot} - F_{ot} \quad (3)$$

donde E_f , E_{bd} , E_{nb} y E_{ot} corresponden a la evapotranspiración anual actual de las coberturas bosque, bosque degradado, no bosque y otras tierras, respetivamente; F_f , F_{bd} , F_{nb} y F_{ot} corresponden a la proporción de superficie de cada cobertura presente en la subcuenca.

Wei y Zhang, (2010) utilizaron el método de *curva de doble masa modificada* (CDMM) para separar los efectos de la variabilidad climática y las perturbaciones por cambios en la cobertura forestal sobre el flujo medio anual. La CDMM plantea que hay una relación lineal entre la variación del flujo medio anual y la precipitación efectiva (P-E) en periodos con mínimos cambios en la cobertura forestal (periodo base).

La variación entre el valor observado y el valor predicho después del periodo base puede ser vista como los efectos acumulativos de las perturbaciones forestales sobre el flujo medio anual:

$$\Delta Q_{for} = Q_a(t) - Q_{ao}(t) \quad (4)$$

donde ΔQ_{for} son las variaciones del flujo medio anual producido por cambios en la cobertura forestal, $Q_a(t)$ y $Q_{ao}(t)$ son los flujos medio anuales observados y el flujo medio anual predicho sin perturbaciones (ecuación lineal de la CDMM).

Una vez calculado lo anterior, la desviación resultante de la variabilidad climática se estimó con la siguiente ecuación:

$$\Delta Q_{ac}(t) = \Delta Q_a(t) - \Delta Q_{for}(t) \quad (5)$$

donde ΔQ_{ac} y $\Delta Q_a(t)$ representan la variación del flujo acumulada anual atribuida a la variabilidad climática y la variación total del flujo total para el año (t), respetivamente.

Resultados y discusión

Con base en el balance hídrico y climático realizado con la curva de Zhang, la Figura 1 presenta los valores de w ajustados para cada tipo de cobertura. Los valores altos de w promueven la evapotranspiración, la profundidad del enraizamiento determina el volumen de agua que las plantas pueden extraer el suelo, en general, los arboles tienen mucho mayor capacidad de disponibilidad de agua que las plantas herbáceas (Zhang *et al.*, 2001). En este estudio la tendencia muestra que la evapotranspiración actual está más relacionada a la precipitación que a la evapotranspiración potencial, debido a los altos valores de las curvas de ajuste.

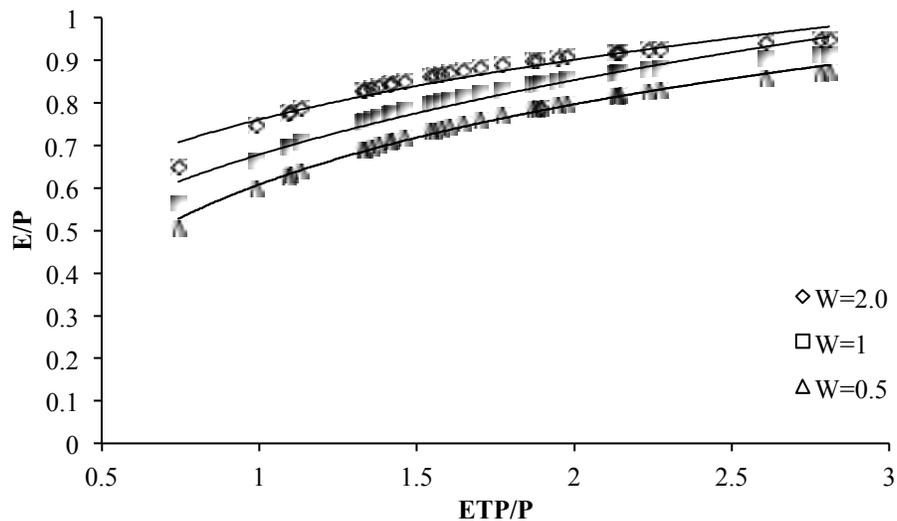


Figura 1. Relación entre la evapotranspiración y la precipitación en función al índice de aridez (ETP/P) para diferentes valores del coeficiente de disponibilidad de agua (w).

La Figura 2 muestra una relación lineal entre el periodo 1992-1998 el cual fue definido como el periodo base, mientras el periodo de cambio se definió de 1999-2007. Las diferencias entre el flujo medio anual observado y predicho de 1999-2007 se atribuyen a las desviaciones producto de los cambios en la cobertura forestal.

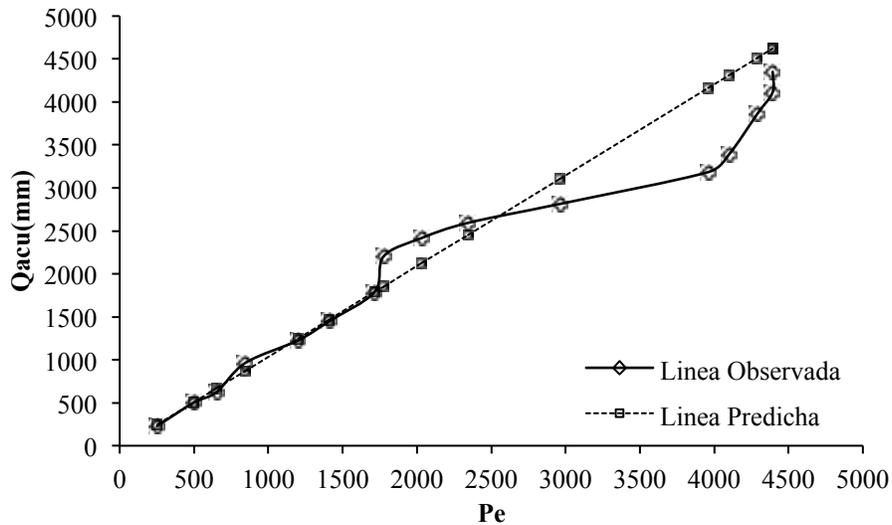


Figura 2. Curva de doble masa acumulada del escurrimiento anual (Qacu) y la precipitación efectiva anual acumulada (Pe).

La Figura 3 presenta las desviaciones acumulativas con respecto a flujo medio anual predicho. En general, las desviaciones del flujo medio anual atribuidos al cambio de cobertura forestal se encontraron en un rango de 15% a -30% con un promedio de -7.8%, mientras que la variabilidad del flujo medio anual correspondiente a los cambios en el clima fue de 19% a -20% con un promedio de -5.2%.

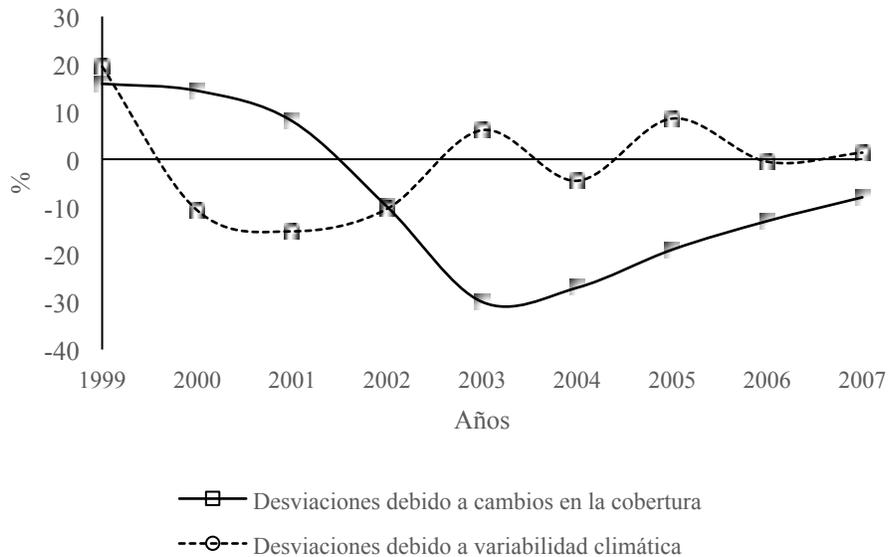


Figura 3. Porcentaje de las desviaciones acumulativas debidas al cambio de cobertura y a la variabilidad climática sobre el flujo medio anual.

El promedio del flujo medio anual dentro del periodo base fue de 284 mm, para el periodo de cambio el flujo medio anual descendió a 250 mm. Dentro del periodo base la proporción de superficie de bosque en la subcuenca era del 30%, en el periodo de cambio la superficie fue de 34%. Según Wei y Zhang (2010) cambios en la cobertura forestal influyen en el régimen hídrico. Los cambios en cobertura y variabilidad climática afectan al flujo en diferentes direcciones. En este estudio ocurre lo opuesto, tanto los efectos de la variabilidad climática (menor precipitación y escurrimiento) y las

perturbaciones en la cobertura disminuyeron (mayor cobertura), esto provocó que el flujo medio anual se redujera en comparación con el periodo base.

Conclusiones

En este estudio se demostró que es factible la separación de los efectos de la variabilidad climática y los cambios en la cobertura forestal en el flujo medio anual. Dentro del periodo analizado tanto la variabilidad climática y las perturbaciones en la cobertura disminuyeron, lo cual provocó una disminución del flujo medio anual en el periodo de cambio analizado. Un método que une técnicas gráficas y estadísticas hizo posible la separación de los efectos climáticos y antropogénicos. Se recomienda su uso para ser validado en subcuencas con mayor variedad de uso de suelo dentro del país.

Bibliografía

- Budyko M. I. 1974. *Climate and life*. Academic Press. New York. 508 pp.
- CONAGUA. 2011. Comisión Nacional del Agua. Estadísticas del agua en México. Secretaría de Medio ambiente y Recursos Naturales. Distrito Federal, México.
- Donohue R. J., M. L. Roderick, T. R. McVicar. 2007. On the importance of including vegetation dynamics in Budyko's hydrological model. *Hydrology and earth system sciences* 11:983-995.
- Hargreaves G. H., Z. A. Samani. 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture* 1: 96-99.
- Li-Juan B., L. Liang, J. Li, Y. Liu. 2010. Effect of climate change and land use on streamflow in the upper and middle reaches of the Taoer river, northeastern China. *Forestry Studies in China* 12:107-115.
- Paz F., M. I. Marín, E. R. Medrano, F. Ibarra, F. Pascual. 2010. Elaboración de mapas multi-temporales de bosques, a partir de imágenes Landsat TM y ETM+, y análisis de la degradación forestal y deforestación en Chiapas. Programa de acción ante el cambio climático del estado de Chiapas. México. 107 pp.
- Todini E. 2007. Hydrological catchment modelling: past, present and future. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11:468-482
- Wei X., M. Zhang. 2010. Quantifying streamflow change caused by forest disturbance at a large spatial scale: A single watershed study. *Water resources research* 46:1-15.
- Zhang L., W. R. Dawes, G. R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water resources research* 37:701-708.
- Zhang M., Wei X. 2012. The effects of cumulative forest disturbance on streamflow in a large watershed in the central interior of British Columbia, Canada. *Hydrology and earth system sciences* 16:2021-2034.
- Zhang M., X. Wei, P. Sun, S. Liu. 2012. The effect of forest harvesting and climatic variability on runoff in a large watershed: The case study in the Upper Minjiang river of Yangtze river basin. *Journal of hydrology* 11:464-475.



1.19 Identificación de las fuentes de incertidumbre para la estimación del carbono aéreo en los manglares de México

Bejarano Marylin¹; Vázquez-Lule Alma²; Olguín Marcela³; Flores Rafael; Rodríguez-Zúñiga Teresa²; Amezcua Israel¹; Santos-Acuña⁴ y Lucio Andrés³

¹*Pronatura Sur A.C. Calle Pedro Moreno 1, San Cristóbal de las Casas, 29250, Chiapas. Autor para correspondencia: marylin.bejarano@pronatura-sur.org*

²*Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Liga Periférico – Insurgentes Sur, 4903, Delegación Tlalpan, 14010, México, D.F.*

³*Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur, CONAFOR-Viveros de Coyoacán, México, D.F., 04100, México.*

⁴*U.S. Forest Service, Rinconada del Nogal Norte 2567, Fraccionamiento Rinconada de los Fresnos, C.P. 45138. Zapopan, Jalisco.*

Resumen

El monitoreo de los manglares en México es un reto metodológico debido a su alta diversidad estructural. Actualmente, diferentes instituciones gubernamentales, académicas y de la sociedad civil monitorean a los manglares para alcanzar diversos objetivos. Una práctica común en estos protocolos de monitoreo es el levantamiento de variables estructurales, las cuales son la principal fuente de información para la estimación de carbono aéreo. Los manglares son los ecosistemas tropicales que más almacenan carbono, en éstos el carbono aéreo es el segundo más importante después del suelo. La información recopilada por diferentes fuentes es un insumo potencial para realizar síntesis nacionales de biomasa aérea, sin embargo el uso de diferentes protocolos incrementaría la incertidumbre de las estimaciones realizadas con este enfoque. En este trabajo identificamos las fuentes de incertidumbre asociadas al uso de diferentes protocolos de muestreo y generamos recomendaciones para reducirlas. Los resultados indican que las estrategias para la reducción de las incertidumbres abarcan un amplio espectro de posibilidades, desde la concertación de los criterios para la toma de datos, la planeación de un diseño estratificado para integrar la variabilidad de estructural existente a nivel local, hasta la generación de ecuaciones alométricas a nivel regional. La estimación nacional del carbono aéreo en los manglares es el primer paso para incluirlos dentro de estrategias de mitigación ante el cambio climático.

Palabras clave: variables estructurales, estimación de biomasa, síntesis nacional, mitigación.

Abstract

Monitoring mangroves in Mexico is a methodological challenge due to their high structural diversity. Currently, there are governmental, academic and civil institutions researching mangroves to address several aims. Structural variables are common in field protocols applying for these institutions and the principal resource to estimate biomass and aboveground carbon. Mangroves are the most efficient tropical ecosystem sinking carbon; in these the aboveground carbon is the second most important sink after soil. Information collected by different protocols is an important resource to integrate national synthesis of aboveground carbon, however this approach could raise uncertainties in estimations. We identify the uncertainties sources by applying different field protocols and suggesting recommendations to reduce them. The analysis indicates that there is a spectrum of strategies to reduce the uncertainties identified, first searching for a consensus about criteria for data collection, second planning stratified design to integrate the local structural variability, and finally to generate regional allometric equations. National estimation of aboveground carbon in mangroves is the first way to include them into mitigation climate change strategies.

Key words: structural variables, biomass estimation, national synthesis, mitigation.

Introducción

El ecosistema de manglar representa el 0.7% de los bosques tropicales del mundo (Giri *et al.*, 2011), éstos contribuyen con importantes servicios ambientales como (1) la regulación hídrica (Wolanski *et al.*, 2004), (2) la producción pesquera (Barbier, 2000; Manson *et al.*, 2005), (3) el control de enfermedades (Griffin y Knight, 2012), (4) la acumulación de compuestos químicos tóxicos provenientes de las cuencas hidrológicas altas (Lewis *et al.*, 2011), (5) el sostenimiento de las estrategias de vida de las comunidades locales (Carrasquilla-Henao *et al.*, 2013) y (6) la adaptación ante los efectos de los eventos climáticos extremos (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005).

En México, los manglares ocupan 0.4% del territorio y han tenido una tasa de transformación anual de 0.42% en las últimas tres décadas (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2012). A pesar de su baja representación en el territorio nacional, la deforestación de los manglares puede contribuir de manera importante con la emisión de gases con efecto invernadero (GEI) (Kauffman *et al.*, 2013), mientras que su conservación puede almacenar hasta tres veces más carbono que un bosque húmedo tropical (Kauffman y Donato, 2012). A partir de un cálculo conservador (Pendleton *et al.*, 2012), se estima que si la tasa de deforestación anual nacional se mantiene, el cambio en el uso del suelo de los manglares podría significar la emisión de cerca de 17 000 Gg de CO₂eq a la atmósfera; esta cantidad es equivalente a 25% de las emisiones generadas anualmente por el *Sector Uso del Suelo y Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura* a escala nacional (SEMARNAT-INECC, 2012).

Un rasgo característico de los manglares mexicanos es su variación estructural, con la presencia de los manglares arbustivos de 1-1.5 m en la Península de Yucatán y en el Pacífico Norte, y de manglares que alcanzan cerca de 30 m de alto en la costa de Chiapas y algunas áreas de Campeche. A escala nacional los manglares han sido clasificados en cinco regiones geográficas (*i.e.*, Pacífico Norte, Pacífico Centro, Pacífico Sur, Golfo de México, Península de Yucatán) de acuerdo con el tipo de cuenca hidrológica, clima (*e.i.*, temperatura, precipitación), tipo de suelo y con la extensión de la planicie costera (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2012). A escala local, las variaciones estructurales en los manglares son función del hidroperiodo (*i.e.*, frecuencia, duración y la profundidad de la columna de agua de las mareas) (Twilley *et al.*, 1986) y la disponibilidad de nutrientes (Wolanski *et al.*, 2004); ambos factores son controlados por los rasgos geomorfológicos del terreno. De acuerdo con la geomorfología en los que se desarrollan, los manglares pueden clasificarse como manglares de borde, ribera, cuenca y arbustivos (Lugo, 1980; Cintrón y Schaffer-Novelli, 1985).

Por su cercanía a la línea de costa los manglares son vulnerables al cambio climático y por lo tanto, son ecosistemas en los que es prioritario el esfuerzo de monitoreo a escala nacional (DOF, 2011). Sin embargo, un reto metodológico es el establecimiento de criterios y parámetros de monitoreo estructural y ambiental que sean indicadores de su estado de conservación y aplicables en los diferentes tipos de manglar (*i.e.*, arbóreos y arbustivos). La integración de información a diferentes escalas (*e.g.*, nacional y local), es un insumo clave para realizar síntesis nacionales que permitan planificar las estrategias de conservación y de uso sostenible de los manglares.

Actualmente México cuenta con instituciones gubernamentales, académicas y de la sociedad civil que monitorean a los manglares con diferentes objetivos. En los diseños de muestreo empleados, el levantamiento de variables estructurales suele ser un elemento en común, debido a que éstas son insumos básicos para el cálculo de existencias del volumen maderable o el contenido de carbono almacenado en biomasa aérea. Después del carbono en suelo, la biomasa aérea es el almacén ecosistémico más importante en los manglares (Adame *et al.*, 2013; Kauffman *et al.*, 2013), de manera

que estas estimaciones son el primer paso para incluir a los manglares dentro de estrategias de mitigación ante el cambio climático.

Para generar estimaciones del carbono, la estimación de la incertidumbre permite orientar las decisiones sobre la elección de metodologías de levantamiento de datos, al ser un parámetro que caracteriza su dispersión (IPCC, 2003). De esta manera, el tamaño de la incertidumbre se puede reducir *a priori*, durante la planeación de la metodología, y *a posteriori*, por medio de un análisis de las incertidumbres asociadas a los datos; este último análisis puede realizarse por métodos clásicos o con la técnica de Monte Carlo (IPCC, 2006). En este trabajo identificamos las fuentes de incertidumbres *a priori* asociadas al uso de diferentes protocolos de muestreo. Nuestro enfoque fue integrar y analizar la información de (1) una encuesta realizada a nivel nacional a especialistas en manglar para caracterizar el tipo de estudios que suelen realizarse en México, (2) comparar los protocolos comúnmente usados en el levantamiento de las variables estructurales y ambientales, y (3) la revisión de las posibles fuentes de incertidumbre derivadas de estas estimaciones.

Materiales y métodos

Caracterización de los estudios estructurales y ambientales realizados en los manglares de México

Los resultados presentados en esta sección fueron generados a partir de una entrevista realizada por el grupo de trabajo conformado por CONABIO (Subordinación de Percepción Remota), U.S. Forest Service, el Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y Pronatura Sur A. C. La encuesta tuvo como finalidad identificar estudios de caracterización estructural y ambiental en los manglares de México enfocándose, entre otros temas, en los objetivos de investigación, el tipo de variables estructurales más frecuentemente estimadas y el uso y la adaptación de protocolos para la toma de variables estructurales y ambientales. La invitación para participar en la encuesta se realizó a los integrantes del Directorio de especialistas en manglares de México integrado por la CONABIO (227 personas). La encuesta estuvo abierta para su respuesta en la plataforma web de la CONABIO del 17 de febrero al 24 de marzo de 2014 y reunió la opinión de 37 participantes (26.3% de los invitados). Un resumen general podrá consultarse próximamente en (<http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/manglares.html>).

Revisión de fuentes de incertidumbre

El documento que se empleó como guía en la revisión fue *La orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero* (IPCC, 2003), así como los capítulos relacionados con la estimación de las incertidumbres (IPCC, 2006). Posteriormente se revisaron cuáles podrían aplicar en el contexto de toma de datos de variables estructurales en los protocolos o guías de muestreo en manglares usados comúnmente en México.

Comparación de los protocolos de toma de datos de las variables estructurales en México

Se revisaron los protocolos que más información tienen colectada a nivel nacional como el protocolo del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) (CONAFOR, 2012) y el de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), este es una adaptación de la propuesta de muestreo desarrollada por Valdez-Hernández (2002). Adicionalmente, se incluyó el protocolo de Kauffman y Donato (2012) para la estimación del carbono en manglares; este último, recientemente empleado en México, se ha consolidado en varios países como una guía

metodológica para el levantamiento de datos a escala local y regional (Murdiyaso *et al.*, 2009; Donato *et al.*, 2012).

Resultados y discusión

Caracterización de los estudios estructurales y ambientales realizados en los manglares de México

El objetivo de investigación más común en los estudios de los manglares mexicanos es el de identificar la *Estructura de la Vegetación* (26%) (Figura 1a), debido a que es el principal insumo para la descripción de las zonas de manglares y el punto de partida básico en estudios puntuales o de monitoreo. Mientras que los estudios de *Cambios en la Cobertura y Usos del Suelo* (12%) y el uso de herramientas de *Percepción Remota* (8%) para monitoreo, pueden aportar información acerca de la magnitud de las actividades humanas que generan las emisiones de carbono (Figura 1a).

Cuando los estudios se realizan con el objetivo de estudiar la *Estructura de la Vegetación* las variables cuantitativas comúnmente medidas son la altura de los individuos (17%) y el diámetro normal (16%) (Figura 1b). Adicionalmente, cuando se estima la biomasa aérea lo más frecuente es el empleo de ecuaciones alométricas generales (29%) y ecuaciones especie-específicas (8-21%, dependiendo de la especie considerada); sólo 4% de los encuestados ha generado ecuaciones alométricas sitio-especie específicas.

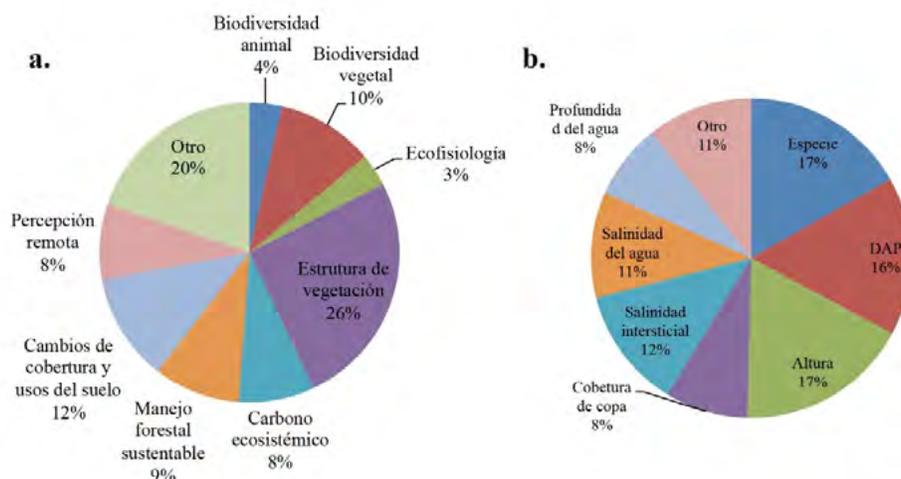


Figura 1. Resultados de la encuesta realizada a 26.3% de los especialistas que estudian a los manglares en México. a. Representatividad de los objetivos de investigación. b. Variables estructurales y ambientales estimadas cuando el objetivo de investigación es la *Estructura de la Vegetación*.

El 78% de los encuestados que tienen como objetivos estudiar la *Estructura de la Vegetación* utilizan protocolos previamente publicados, así mismo 60% de éstos encuestados modifican el protocolo para ajustar (1) el arreglo o densidad de las unidades de muestreo (65%), (2) la forma de las unidades de muestreo (31%), (3) el tamaño de las unidades de muestreo (62%), (4) la incorporación de nuevas variables (47%) y (5) en el criterio de toma de datos del diámetro normal o de otro tipo de datos (31%). Finalmente, 75% de los encuestados están interesados en utilizar criterios unificados para la toma de datos de variables estructurales y ambientales.

Comparación de los protocolos comúnmente usados en México



De acuerdo con los objetivos de monitoreo los tres protocolos revisados difieren en el diseño, tamaño y disposición de las unidades de muestreo, así como en los criterios mínimos a partir de los cuales se estima el diámetro normal (Cuadro 1).

Cuadro 1. Comparación de los protocolos más empleados para la toma de datos estructurales en los manglares de México

Características	CONABIO	INFyS	Kauffman y Donato
Objetivo	Contar con información estructural que se pueda relacionar con información de percepción remota.	Contar con información cartográfica y estadística de ecosistemas forestales y los suelos del país.	Estimar el carbono ecosistémico de los manglares.
<i>Diseño de unidades de muestreo</i>			
Forma y disposición de las parcelas	1 unidad cuadrada.	4 subunidades rectangulares, dispuestas en forma de “Y” invertida.	6 subunidades circulares alineadas a lo largo de un transecto.
Área total (m ²) / Distancia de influencia* (m)	400/20	1500/56	923/124
<i>Variables insumo para la estimación de la biomasa aérea</i>			
Especie	Si	Si	Si
Criterios para la toma de DN** en manglares arbóreos	> 2.5 cm de DN	> 7.5 cm de DN y > 1.5 m de alto	> 5 cm de DN y > 1.3 m de alto
Criterios para la toma de DN en manglares arbustivos	No existen criterios específicos.	No existen criterios específicos.	A los 30 cm de altura.
Altura total	Si	Si	Si

*La distancia de influencia es la máxima longitud de la unidad de muestreo y se relaciona con la capacidad del diseño de muestreo de incluir la heterogeneidad ambiental existente a lo largo del gradiente borde/ribera a cuenca.

**DN: Diámetro normal.

Identificación de las fuentes de incertidumbre

Las incertidumbres en las estimaciones debidas al diseño de la toma de datos pueden ser originadas por tres fuentes: incertidumbres por definiciones, por la variabilidad natural de la variable y las resultantes durante las estimaciones. Adicionalmente, pueden presentarse incertidumbres por falta de representatividad de los valores externos (IPCC, 2003). A continuación se hace una revisión de éstas, se identifican durante el proceso de toma de datos o durante en el caso de la estimación de la biomasa aérea y se proponen algunas estrategias para disminuirlas.

Incertidumbres por definición

Se deben a un significado incompleto, poco claro o equivocado de un concepto o por problemas de atribución de categorías (IPCC, 2003). No se identificaron fuentes de incertidumbre de este tipo.

Incertidumbres generadas por la variabilidad natural de la variable estimada

En el caso de los manglares, este tipo de fuente puede surgir como efecto de las variaciones en la distancia de influencia de las unidades de muestreo de cada protocolo (Cuadro 1). Entre mayor distancia de influencia tenga la unidad de muestreo, ésta será capaz de incorporar mejor la variabilidad a lo largo del gradiente borde/ribera a cuenca. Cuando las unidades de muestreo son establecidas en áreas en donde el gradiente borde/ribera a cuenca ocurre en distancias superiores a las del área de influencia, se recomienda que la selección de las unidades de muestreo se ubiquen en un arreglo estratificado. La estratificación es una técnica poderosa para reducir las incertidumbres e incluir la variabilidad natural de las variables de interés (IPCC, 2003). Por ejemplo recientemente, el uso del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) y la red hidrográfica (INEGI, 1:50,000) han sido utilizados como herramientas auxiliares de baja resolución para estratificar los tipos geomorfológicos de manglar, permitiendo alcanzar una exactitud global de 75.3% en la evaluación de los mapas generados (Gutiérrez-Granados *et al.*, 2014).

Incertidumbres que resultan durante la medición de la variable

Estas ocurren durante la medición (por utilizar criterios o herramientas de medición con diferente nivel de exactitud), al muestreo o por una descripción incompleta de los datos utilizados como insumos en las estimaciones (IPCC, 2003).

En los manglares, utilizar valores altos como criterios mínimos de medición del diámetro normal (*i.e.* 7.5 cm) descarta del monitoreo a individuos que crecen bajo condiciones ambientales estresantes al que se asocia un crecimiento secundario lento (Krauss *et al.*, 2006). Este sesgo puede ser importante en los manglares arbóreos medianos y arbustivos, por ejemplo en la Península de Yucatán éstos tienen rangos de diámetro normal de 3.9-4.1 y 1.1-2.1 cm, respectivamente (Adame *et al.*, 2013). Contar con un consenso en el criterio mínimo a considerar para la medición del diámetro normal entre los protocolos, disminuye la variación entre los datos obtenidos por diferentes protocolos en manglares que tienen características estructurales similares; incrementando la certidumbre de las estimaciones de la biomasa aérea.

Incertidumbre en la falta de representatividad de los valores externos

Los valores externos son los valores usados como insumos secundarios para la estimación de una variable (IPCC, 2003). En este contexto se considera que un valor externo es representativo cuando es el promedio ponderado de todas las posibles variaciones que se encuentran en la realidad (IPCC, 2006). Es común que en México se utilicen ecuaciones alométricas generadas localmente y que podrían no incluir los rangos de variación estructural encontrada a escala regional. Una consecuencia importante y común en el uso de ecuaciones alométricas puntuales es que los datos colectados no corresponden totalmente a los rangos diamétricos en los que se generaron las ecuaciones alométricas, generando una sobreestimación de la biomasa para diámetros superiores al límite máximo de la ecuación. En la Figura 2 se presentan las diferencias entre la biomasa estimada con diferentes ecuaciones alométricas, ejemplificando cómo las relaciones alométricas para la misma especie pueden variar como efecto del sitio (Figura 2).

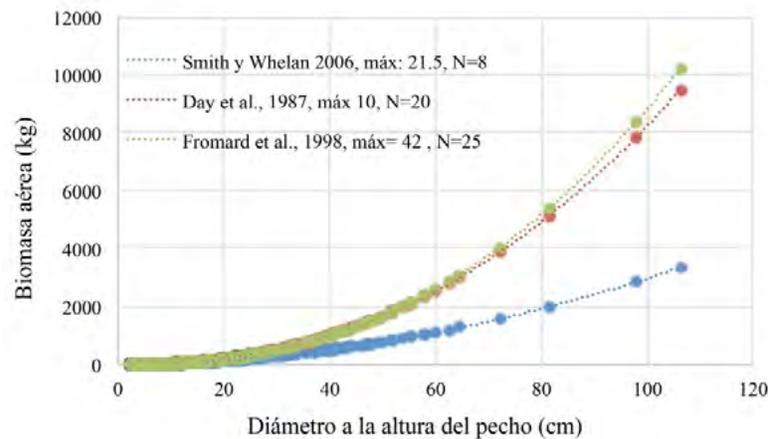


Figura 2. Biomasa estimada para *Avicennia germinans* utilizando diferentes ecuaciones alométricas específicas para la especie. Los datos fueron tomados en el Sistema Lagunar Mar Muerto, Chiapas, México en el marco del proyecto *Corredor de Manglares y Cambio Climático* (Fuente: Pronatura Sur A.C.).

Adicionalmente, de las 24 ecuaciones existentes en México, 21 ecuaciones son ecuaciones generales cuyo empleo no es recomendado porque la estructura y densidad de la madera difieren entre especies (Kauffman y Donato, 2012). Un primer paso para disminuir el error en las estimaciones, y la incertidumbre asociada, es utilizar ecuaciones especie-específicas para un mismo grupo de datos y al hacerlo, propagar sistemáticamente el error originado por la inexistencia de ecuaciones regionales. Sin embargo, consolidar ecuaciones especie-específicas para las cinco regiones regionales previamente identificadas por la CONABIO (Rodríguez- Zúñiga *et al.*, 2013) es el camino más directo y eficiente de reducir esta fuente de incertidumbre.

Debido a que las cuatro especies de manglar tienen el estatus de amenazadas (DOF, 2010), la manera más efectiva de generar ecuaciones alométricas para éstas es generar acuerdos de colaboración entre instituciones gubernamentales, académicas y de la sociedad civil que permitan la obtención de un permiso de colecta específico para esta actividad de investigación; de otra manera es probable que obtención de permisos a nivel de proyecto continúen generando datos a escalas locales. Las regulaciones para la colecta de material biológico se encuentran en el artículo 60 TER de la Ley General de Vida Silvestre (LGVS) (DOF, 2014) y el reglamento de LGVS (DOF, 2006).

Conclusiones

La variedad de objetivos de investigación en los manglares mexicanos ofrece una importante oportunidad de interacción entre los investigadores para colaborar aportando datos para las estimaciones de carbono arbóreo. Las estrategias para reducir las incertidumbres asociadas al empleo de datos provenientes de diferentes protocolos de muestreo abarcan un espectro de factibilidad, desde acciones rápidas que exigen la concertación entre los criterios para la toma de datos asociados al diámetro normal, pasando por la planeación de un diseño estratificado para integrar la variabilidad de estructural existente a nivel local, hasta la generación de ecuaciones alométricas a nivel regional.

Bibliografía

- Adame M., J. Kauffman, I. Medina, J. Gamboa, O. Torres, J. Caamal, M. Reza, J. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PlosOne* 8:e56569.
- Barbier E. B. 2000. Valuing the environment as input: review of applications of mangrove-fisheries linkages. *Ecological Economics* 35:47–61.

- Carrasquilla-Henao M., H. González, A. Luna, G. Rodríguez. 2013. Mangrove forest and artisanal fishery in the southern part of the Gulf of California, Mexico. *Ocean and Coastal Management* 83:75-80.
- Cintrón G., Y. Schaffer-Novelli. 1985. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Ciencia Interamericana* 25:4-15.
- CONAFOR. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos México 2004-2009. México D. F.
- Dahdouh-Guebas F., L. P. Jayatissa, D. Di, J. O. Bosire, D. Seen, N. Koedam. 2005. How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami? *Current Biology* 115:443-447.
- DOF. 2006. Diario Oficial de la Federación. Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 30 de noviembre de 2006. Consultado en: http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/429/1/reg_lgvs.pdf. Fecha de consulta 1 de julio de 2014.
- DOF. 2010. Diario Oficial de la Federación. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 30 de diciembre de 2010. Consultado en: http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/pdf/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf. Fecha de consulta 1 de julio de 2012.
- DOF. 2011. Diario Oficial de la Federación. Fracción VIII adicionada al artículo 45. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 16 de noviembre de 2011.
- DOF. 2014. Diario Oficial de la Federación. Ley General de Vida Silvestre, Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de julio de 2000, TEXTO VIGENTE. Consultado en: <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/146.pdf>. Fecha de consulta 17 de julio de 2014.
- Donato D., J. B. Kauffman, R. A. Mackenzie, A. Ainsworth, A. Z. Pfleeger. 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management* 97:89-96.
- Giri C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek, N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20:154-159.
- Griffin L. D., J. M. Knight. 2012. A review of the role of fish as biological control agents of disease vector mosquitoes in mangrove forests: reducing human health risks while reducing environmental risk. *Wetlands Ecology and Management* 20:243-252.
- Gutiérrez-Granados G., Rodríguez-Zúñiga M. T., Troche-Souza C., Ramírez-García P. 2014. Evaluación espacio temporal de los ecosistemas forestales de la costa Pacífico Sur de México. Tasas de cambio, degradación y conectividad. Informe de Consultoría. Pronatura Sur A.C.- USAID 001. pp. 42.
- IPCC. 2003. Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventario. UNEP, Montreal. 269 pp.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Page 368 Main. IPCC-Insitute for Global Environmental Strategies.
- Kauffman J., D. Donato. 2012. Protocols for the measurment, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. CIFOR, Bogor. 50 pp.
- Krauss K. W., J. K. Sullivan, R. R. Twilley, T. W. Doyle, V. H. Rivera-Monroy. 2006. Evaluating the relative contributions of hydroperiod and soil fertility on growth of south Florida mangroves. *Hydrobiologia* 569:311-324.
- Kauffman J., C. Heider, J. Norfolk, F. Payton. 2013. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emission arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications* 24:518-527.
- Lewis M., R. Pryor, L. Wilking. 2011. Fate and Effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: A review. *Environmental Pollution* 159:2328-2346.
- Lugo A. 1980. Mangrove ecosystems: successional or steady state? *Biotropica* 65-72.
- Manson F. J., N. R. Loneragan, B. D. Harch, G. A. Skilleter, L. Williams. 2005. A broad-scale analysis of links between coeatal fisheries production and mangrove extent: A case-study for norhteastern Australia. *Fisheries Research* 74:69-85.
- Murdiyaso D., D. Donato, J. Kauffman, S. Kurnianto, M. Stidham, M. Kannien. 2009. Carbon Storage in Mangrove and Peatland Ecosystem. A Preliminary Account From Plots in Indonesia. CIFOR, Bogor.
- Pendleton L., D. C. Donato, E. Pidgeon, D. Herr, S. Sifleet, N. Marbà, C. Craft, B. C. Murray, W. A. Jenkins, A. Baldera, S. Crooks, P. Megonigal, J. B. Kauffman, J. W. Fourqurean, D. Gordon. 2012. Estimating global "Blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PlosOne* 7:e43542.
- Rodríguez-Zúñiga M. T., C. Troche-Souza, A. D. Vásquez-Lule, J. D. Márquez-Mendoza, B. Vásquez-Balderas, L. Valderrama-Landeros, S. Velázquez-Salazar, A. Uribe-Martínez, J. Acosta-Velásquez, J. Diaz-Gallegos, M. I. Cruz-López, R. Ressler. 2012. Los Manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo. 2da y 3era etapas. Informe final del proyecto GQ004. CONABIO, México, D.F. 307 pp.
- SEMARNAT-INECC. 2012. México. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. SEMARNAT-INECC, México DF. 441 pp.



- Twilley R. R., A. E. Lugo, C. Patterson-Zucca. 1986. Litter production and turnover in basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology* 67:670–683.
- Váldez-Hernández J. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques* 129–145.
- Wolanski E., L. A. Booman, L. Chicharo, E. Langlois-Saliou, R. Lara, A. J. Plater, R. J. Uncles, M. Zalewski. 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management* 12:235–276.

1.20 Descomposición del mantillo acumulado en selvas y acahuales de la Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote”

Orihuela-Belmonte D. Edith¹; de Jong Ben¹ y Mendoza-Vega Jorge¹

¹El Colegio de la Frontera Sur, Avenida Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial, Lerma Campeche, Campeche.

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue estimar las tasas de descomposición (K) del mantillo y su variación temporal en selvas y acahuales. En dos comunidades (Tierra Nueva (TN) y Nuevo San Juan Chamula (NSJ)) se evaluó la producción de hojarasca con canastas colectoras y la acumulación del mantillo en el piso del bosque durante un periodo de tres años. La producción de hojarasca promedio en NSJ tiene un intervalo de 661.86 g m^{-2} ($330.93 \text{ g C m}^{-2}$) en un sitio con VS de 9 años y 1593.36 g m^{-2} ($796.68 \text{ g C m}^{-2}$) en una selva. El mantillo remanente en NSJ tiene un intervalo promedio de 246.13 g m^{-2} ($123.06 \text{ g C m}^{-2}$) en un sitio de vegetación secundaria (VS) de 9 años y el máximo 688.68 g m^{-2} ($344.34 \text{ g C m}^{-2}$) en una selva. En TN el intervalo promedio de mantillo es 149.45 g m^{-2} (74.73 g C m^{-2}) en un sitio con VS de 38 años y el máximo 398.03 g m^{-2} ($199.01 \text{ g C m}^{-2}$) en selva quemada (en recuperación). La constante de descomposición K en NSJ el mínimo estimado es 2.43 en un sitio de selva y 7.15 para VS de 9 años, mientras que en TN el mínimo valor de K es 3.28 en VS de 25 años y 12.84 para VS de 38 años. Las diferencias de producción, tasa de descomposición y mantillo remanente en el piso se deben a diversos factores entre los que se encuentran la diversidad de especies arbóreas, organismos degradadores, composición química de las fracciones de la hojarasca y microambiente local.

Palabras clave: hojarasca, descomposición, selvas, acahuales, mantillo.

Introducción

La productividad es la cantidad de material vegetal producido por unidad de tiempo y se expresa como la tasa (velocidad) a la cual dicha materia orgánica se produce por fotosíntesis (Silver *et al.*, 2004). Una de las formas más sencillas y económicas de medirla en los ecosistemas terrestres es la producción de hojarasca (Bernier *et al.*, 2008). La hojarasca es importante en el funcionamiento del ecosistema, ya que al acumularse en el suelo como un mantillo sirve de hábitat y alimento a muchos organismos y microorganismos que conforman una red trófica compleja (Silver *et al.*, 2004). También es clave como una vía de transferencia de nutrientes y energía entre las plantas y el suelo aportando al desarrollo, estabilidad y fertilidad de este último (Leopold *et al.*, 2001). En los bosques tropicales representa una de las vías principales del ciclo de nutrientes (Bernier *et al.*, 2008). Aunque estos procesos han sido bien estudiados en todo el mundo durante los últimos 40 años, nuestro entendimiento es limitado en sitios con diferentes historias de perturbación y con diferencias en la regeneración de los hábitats tropicales (Metzger, 2003).

Los bosques secundarios son muy variables en la estructura de la vegetación y la composición de especies de árboles, dependiendo de su edad, la ubicación y la historia de las perturbaciones relativamente pocos estudios han examinado descomposición de la hojarasca y residuos leñosos en vegetación secundaria y selvas (Bernier *et al.*, 2008). En una escala regional o mundial, las variaciones en las tasas de descomposición entre las especies y los sitios están correlacionadas con el clima y la calidad del sustrato. El objetivo del presente trabajo fue estimar las tasas de descomposición del mantillo y la variación temporal en selvas y acahuales de distintas edades. La hipótesis considerada

establece que: (1) La velocidad de descomposición de la hojarasca se incrementa en época de lluvias y depende de las condiciones del suelo y la edad del acahual.

Materiales y métodos

Se eligieron dos comunidades (Tierra Nueva y Nuevo San Juan Chamula) con diferencias en los promedios mensuales de precipitación, en las cuales se solicitó a los propietarios el compromiso de mantener intactas las parcelas a largo plazo para mantener el monitoreo de la producción de hojarasca y acumulación del mantillo. En cada comunidad se trabajó con 6 parcelas. En Tierra Nueva (TN) tres corresponden a vegetación secundaria (VS) de 15, 25 y 38 años, una es selva mediana subperenifolia (SMSP) y dos son selva mediana subperenifolia quemada (SMSPQ) que se incendiaron en 1998. En la comunidad de Nuevo San Juan Chamula (NSJ) cuatro son VS, una de 3 años, dos de 9 años y una de 10 años, además una de SMSP y una de selva alta perenifolia (SAP) (Figura 1). Se colectó la hojarasca con canastas de 1 m^2 (Lastres y Aymerich, 1992, Bernier *et al.*, 2008), también se ubicaron sobre el suelo 15 canastas de 1 m^2 de superficie de tela de mosquitero (2 mm de luz de malla), distribuidas en el perímetro externo de la parcela circular entre las canastas de colecta de hojarasca. En las canastas de mantillo se acumuló el material que cae de los árboles y fue colectado cada dos meses, llevando las muestras al laboratorio a secar en una estufa durante 72 horas a $70\text{ }^\circ\text{C}$. Los resultados representan el peso seco remanente derivado de la producción de hojarasca conocido con el nombre de mantillo (gr m^2), es decir, la producción total de hojarasca de dos meses menos la cantidad que se logra descomponer en este mismo periodo de tiempo (Bravo *et al.*, 2007). El resultado se presenta como mantillo ($\text{gr de peso seco m}^2$, Mg ha^{-1} , Mg C ha^{-1}), además se estimó el residuo del peso seco del total acumulado derivado de la producción de hojarasca (%RPS). Se formaron muestras compuestas de cada componente de la hojarasca para analizar el contenido de carbono (%) en el laboratorio. Los resultados se presentan como producción de hojarasca en peso seco por área (gr m^2 , Mg ha^{-1} , Mg C ha^{-1}), tasa de producción por área ($\text{gr m}^2\text{mes}^{-1}$ o año^{-1}) ($\text{Mg ha}^{-1}\text{mes}^{-1}$ o año^{-1}) y su equivalencia en cantidad de carbono (Brown, 1997).

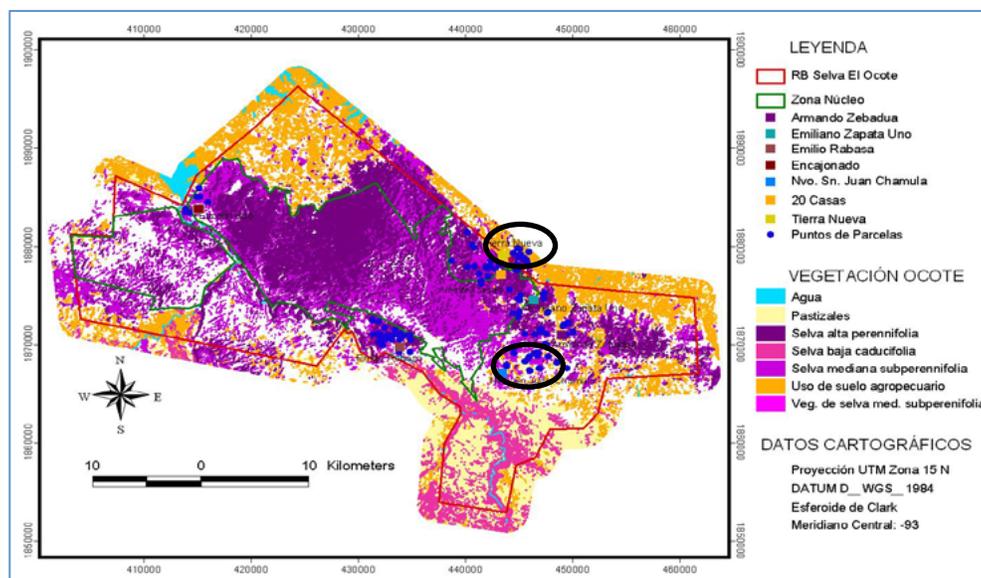


Figura 1. A) Ubicación de las parcelas en las comunidades de la Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote”. B) Mapa de vegetación de la REBISO.

Tasa de descomposición del mantillo: El tiempo medio de residencia (TMR) del mantillo fue calculado según se explica en Bravo *et al.*, (2007): $TMR \text{ (años)} = \text{Mantillo (Mg C ha}^{-1}) / \text{Producción de hojarasca (Mg C ha}^{-1} \text{ t}^{-1})$. La constante de descomposición (K) del mantillo puede ser determinada, por tanto: $K \text{ (año}^{-1}) = 1/TMR$. Las variaciones estacionales del peso del mantillo en los sitios fueron sometidas a un ANOVA univariante ($n = 12$). La masa media de mantillo registrada en cada sitio cada dos meses fue comparada entre sitios también mediante un ANOVA univariante ($n = 12$).

Resultados y discusión

Flujo de acumulación de mantillo derivado de la producción de hojarasca

Para la comunidad de TN el promedio del total de hojarasca bimestral fue 57.6 gr m^2 en SMSP, un valor estimado para k de 1.2 y un mantillo promedio de 48.2 . En el caso de las SMSPQ1 87.3 gr m^2 y 77.2 gr m^2 SMSPQ2, la k es 2.4 y 2.2 respectivamente con un mantillo resultante para ambos sitios de 47.9 en SMSPQ1 y 54.8 gr m^2 para SMSPQ2. Para el intervalo promedio de producción de hojarasca total en los acahuales es muy similar entre los sitios 59.1 a 59.7 gr m^2 , sin embargo el intervalo de k es de 1.2 a 2.5, pero el mantillo resultante va de 23.6 a 50.0 gr m^2 . De los sitios evaluados en este periodo el mínimo de mantillo remanente es 10.9 gr m^2 en un sitio de selva quemada, mientras que el máximo se presentó en vegetación secundaria con un valor de 24.4 gr m^2 . En NSJ el promedio en selvas va de 138.3 a 151.1 gr m^2 , sin embargo los valores estimados promedio para k son 1.2 y 1.9 respectivamente resultando un promedio de mantillo con la misma tendencia para ambos sitios. En la vegetación secundaria va de 85.9 a 112.3 gr m^2 y el promedio de la k es 2.0 y 1.8 con un mantillo de 67.9 y 112.3 gr m^2 , de todos los sitios en NSJ el mínimo de mantillo registrado observa en un acahual con 9.4 gr m^2 y el máximo de 285.2 gr m^2 .

Existen variaciones estacionales de los resultados en relación a la precipitación, para TN en la parcela de 25 años la pérdida de peso máximo fue de 70% quedando solo el 30% en el mes de abril, mientras que la parcela de 15 años el 65% de pérdida de peso seco fue el máximo y este valor se presenta en varias fechas y el máximo de C en el mantillo es 0.2 Mg C ha^{-1} . Para las parcelas de 38 años de edad y SMSP la de pérdida de peso seco es 30% a 35% respectivamente y el máximo de C en el mantillo registrado es 0.4 Mg C ha^{-1} en la parcela de SMSP. En el caso de las SMSPQ1 y SMSPQ2 fue 35% y 30% en cada caso, y el máximo registrado de C en el mantillo en ambas parcelas es de 0.5 Mg C ha^{-1} .

En NSJ la parcela de 3 y 10 años tienen un máximo de pérdida de peso seco para ambos sitios es de 65% quedando solo el 35% del total y de contenido de C máximo en el mantillo es 0.8 Mg C ha^{-1} . Para las parcelas de 9 años de edad, el porcentaje de pérdida fue de 60% a 65% y el máximo de carbono en el mantillo es 0.9 Mg C ha^{-1} . Para los sitios SMSP y SAP el máximo de pérdida es 30% en ambos casos, el contenido máximo del carbono en el mantillo es 1.0 Mg C ha^{-1} . La variabilidad en la pérdida de mantillo se observa en todos los sitios, sin embargo es preciso mencionar que los sitios de selvas tienen valores promedio máximos de C en el mantillo ligeramente mayores que los acahuales en NSJ al igual que en TN. Los sitios con menor pérdida de mantillo podrían indicar que la mineralización del mantillo es más lenta en estas áreas. No existe una tendencia general en la disminución de peso seco entre las parcelas, en algunos casos el porcentaje remanente de peso seco durante la época de lluvias y secas es similar entre ellas, es probable que la humedad proporcionada por las precipitaciones y la retención de ella en el mantillo acumulado en el suelo pueden activar el proceso de descomposición, favoreciendo la colonización por los microorganismos e intensificar la descomposición del mantillo.

Tasa de descomposición del mantillo

El TMR y la K obtenidas a partir de datos de producción de hojarasca se determinaron en todos los sitios para cada fecha de evaluación, los resultados son bimestrales. Las tasas de descomposición son muy variables y es probable que dependan de la composición química del material que se acumula (hojas, ramas, flores, frutos) además de los factores fisicoquímicos locales y la humedad del suelo. Los valores de k más altos significan una mayor velocidad de descomposición en relación a los sitios y a cada una de las condiciones generadas tanto por el material que se acumula y la variación en la precipitación. Según Bravo *et al.* (2007) el método del TMR no funciona muy bien en cálidos (húmedo a subhúmedo) y sugieren usar el método alternativo de bolsas de descomposición. El método de la estimación de la K puede estar influenciado por la desaparición de hojarasca por arrastre o uso antropozoogeno, aunque también hay que considerar que las bolsitas de descomposición no toman en cuenta la actividad descomponedora de la mesofauna edáfica de tamaño superior a la malla de las bolsitas. Alternativamente el método de la acumulación del mantillo en el suelo sobre la superficie de una canasta colectora sin restricciones ni barreras para la mesofauna edáfica, puede ser más representativo de una situación normal en el sistema.

La cantidad de mantillo presente en un suelo es variable con el tiempo ya que depende de la dinámica de la caída de hojas de los árboles y del clima (que influye en la tasa de descomposición). La concentración de C en la hojarasca y en el mantillo en todos los sitios es muy variable, pero según Mizrahi *et al.*, (1997) la descomposición de las hojas de las especies tardías en el proceso de sucesión es más lenta que la descomposición de la hojarasca de las especies pioneras, lo que explica la menor tasa de descomposición del mantillo en los sitios de vegetación secundaria. El tiempo de residencia del mantillo fue mayor en algunos sitios y se clasifica como de tipo *hémico* y es mayor a 1 año mientras, donde el C contenido en este compartimento fue el más bajo encontrado se clasifica como *fibrico*, donde la tasa de descomposición resultó mayor y por tanto, el tiempo de residencia es menor. Es probable que esta situación sea causada por una menor cobertura vegetal tras la recuperación de un incendio forestal. Las radiaciones solares alcanzan el horizonte superficial húmico con mayor intensidad que en zonas más densas y alteran el edafoclima con una mayor temperatura. Los valores de la constante de descomposición y TMR en todos los casos registrados, en ocasiones son similares entre ellos, modificándose de una fecha a otra y entre los sitios.

El mantillo constituye un compartimento de C diferente al COS, que conviene tener en cuenta en los ecosistemas forestales (Burke *et al.*, 1998) ya que, a pesar de que la contribución del mantillo al C total del ecosistema es reducida, este compartimento juega un papel muy importante en el ciclo biogeoquímico del C, contribuyendo al flujo de C de la vegetación al C edáfico. Pero el carbono total en cada sitio es el resultado de la heterogeneidad de la profundidad del suelo y de la densidad aparente edáfica registrada, además de los procesos de compactación asociados al cambio de uso del suelo.

La MOS se encuentra colonizada por una gran población microbiana, lo que provoca la acumulación de COS. Con la estación lluviosa, la relación C/N del horizonte superficial edáfico aumenta y la relación C/N del mantillo disminuye a menos de la mitad, lo que indica que el incremento de humedad en el suelo se produce una aceleración de la actividad microbiológica en el horizonte húmico pero no en el horizonte superficial del suelo (Xu *et al.*, 2006). Esta resistencia de la MOS a la biodegradación es atribuida a la fuerte interacción entre los alofanos y los coloides orgánicos. Se ha determinado que la adición de material alofánico es capaz de reducir la descomposición de varios productos orgánicos a través de la formación de complejos resistentes. Barlowa *et al.*, (2007) encontraron que los horizontes alofánicos presentaban menores tasas de descomposición que los no-alofánicos y que incrementos en el contenido de alofano están relacionados con una disminución en la tasa de mineralización de la MOS.

Por otra parte, otra limitación de la descomposición de la MOS puede ser la retención de fosfatos, siendo responsable de la existencia de deficiencias de P en los microorganismos (Barlowa *et al.*, 2007).

Conclusiones

El compartimento de C del mantillo presentó una mayor degradación en los sitios de vegetación secundaria de menor edad y los que están en recuperación tras un incendio forestal. La dinámica del C en el horizonte superficial de estos suelos está en función de la resistencia de la MOS a la biodegradación, que limita la actividad de la microbiología edáfica y que es atribuida a la fuerte interacción existente entre los alofanos y los coloides orgánicos. El carbono en la biomasa muerta no constituye un indicador adecuado de la fracción más lábil de la materia orgánica del suelo, debido a que no encontrándose una relación clara entre estas variables y la dinámica de mineralización del C en el área de estudio.

Bibliografía

- Barlowa J., T. A. Gardner, L. V. Ferreira, C. A. Peres. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 247:91–97.
- Bernier P., J. Hanson, P. S. Cirtis. 2008. Measuring litterfall and branchfall. 91-101. *In:* (Ed.) Hoover, C. M. 2008. Field Measurements for forest carbon monitoring: A landscape-scale approach. US Forest Service. Durham, NH Estados Unidos.
- Bravo F., J. A. Delgado, J. F. Gallardo, A. Bravo, R. Ruiz, A. Merino, G. Montero, A. Cámara, R. Navarro, C. Ordóñez, E. Canga. 2007. Métodos para cuantificar la fijación de CO₂ en los sistemas forestales. *En:* F. Bravo (ed.). El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático. Fundación Gas Natural. Barcelona. pp. 65-112.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer. Forestry Paper N° 134. FAO. Roma, Italia. 55 pp.
- Burke I. C., W. K. Lauenroth, M. A. Vinton, P. B. Hook, R. H. Kelly, H. E. Epstein, M. R. Aguiar, M. D. Robles, M. O. Aguilera, K. L. Murphy, R. A. Gill. 1998. Plant-soil interactions in temperate grasslands. *Biogeochemistry* 42:121-143.
- Lastres O. L., T. Aymerich. 1992. El bosque tropical semidesiduo del parque Laguara, Cuba. Evaluación de diferente número de colectores para determinar la producción de hojarasca. *Ciencias Biológicas* 24:11-24.
- Leopold A. C., R. Andrus, A. Finkeldey, D. Knowles. 2001. Attempting restoration of wet tropical forests in Costa Rica. *Forest and Ecology Management* 142:243-249.
- Metzger J. P. 2003. Effects of slash-and burn fallow periods on landscape structure. *Environmental conservation* 30:325-333.
- Mizrahi A., J. M. Ramos-Prado, J. Jiménez-Osorio. 1997. Composition, structure, and Management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 96:273-282.
- Silver W. L., L. Kueppers, A. E. Lugo, R. Ostertag, V. Matzek. 2004. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecological Applications* 14:1115-1127.
- Xu X., K. Inubushi, K. Sakamoto. 2006. Effect of vegetation and temperature on microbial biomass carbon and metabolic quotients of temperate volcanic forest soils. *Geoderma* 136:310-319.

1.21 Acumulación de biomasa aérea en bosques bajo manejo en la región forestal de Zacualtipán, Hidalgo

Soriano-Luna María de los A.¹; Ángeles-Pérez Gregorio¹; Martínez-Trinidad Tomás¹; Plascencia-Escalante Francisca O.¹ y Razo-Zárte Ramón²

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Estado de México, 56239, México. Autor para correspondencia: maryanlsluna@gmail.com

²Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Av. Universidad Km. 1 Ex-Hacienda de Aquetzalpa AP 32, 43600 Tulancingo, Hgo.

Resumen

Con el fin de entender la participación de los bosques bajo un sistema de manejo y el efecto de la edad en el balance de carbono, se determinaron los almacenes de biomasa en el estrato aéreo en rodales coetáneos de *Pinus patula* del Ejido Tzincoatlán, en Zacualtipán, Hidalgo. Asimismo se ajustó una ecuación edad-biomasa en la misma región forestal de Zacualtipán utilizando un enfoque de cronosecuencias. La biomasa de los árboles mayores de 5 cm de diámetro normal se estimó en rodales de 1 a 22 años a través de datos de inventario en sitios permanentes. Los valores de biomasa más bajos se observaron en los rodales jóvenes (1-8 años); mientras que en los rodales de mayor edad (20-22 años de edad) los valores fueron $>100 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomasa. En todos los rodales, la mayor cantidad de biomasa se concentró en el compartimento de fuste. Los parámetros de bondad de ajuste del modelo ajustado tipo Gompertz fueron altamente significativos ($p \leq 0.0001$). La biomasa aérea se correlacionó positivamente con la edad del rodal. Se observó un incremento rápido en la biomasa de rodales manejados en los primeros 30 años de edad; después de lo cual la biomasa incrementa lentamente y tiende a estabilizarse entre los 50 y 60 años de edad.

Palabras clave: cronosecuencia, acumulación de biomasa, almacenes de carbono, bosque manejado, *Pinus patula*.

Abstract

In order to better understand the role of forests under a management system and the effect of stand age on the carbon balance, aboveground biomass and carbon stocks were determined in *Pinus patula* stands at Ejido Tzincoatlán Ejido, Zacualtipán, Hidalgo. In addition an age-biomass equation was fitted in the forest region of Zacualtipán using a chronosequence approach. The biomass of trees larger than 5 cm in dbh was estimated in stands of 1-22 years by inventory data from permanent plots. The lowest biomass values were observed in young stands (1-8 years). By contrast, in older stands (20-22 years old), the values were $>100 \text{ Mg ha}^{-1}$ of biomass. In all stands, the highest biomass was concentrated in the tree stems. The parameters of goodness of fit of the Gompertz type model were highly significant ($p \leq 0.0001$). Aboveground biomass was positively correlated to stand age. A rapid increase was observed in the biomass of managed stands during the first 30 years; afterwards biomass increased slowly and tends to stabilize between 50 and 60 years of age.

Key words: chronosequence, biomass accumulation, carbon stocks, managed forest, *Pinus patula*.

Introducción

Los bosques se consideran un importante sumidero para el bióxido de carbono (CO₂) atmosférico y ofrecen un gran potencial para el almacenamiento temporal de CO₂ y mitigación de las altas emisiones de este gas que contribuye al calentamiento global (Lim *et al.*, 2013). Los bosques juegan un papel preponderante en el ciclo global del carbono, sin embargo la determinación de la capacidad de fijación y almacenamiento de carbono constituye un reto cuando se trata de evaluar el potencial de los bosques bajo manejo. Además la carencia de ecuaciones de biomasa para regiones específicas dificulta aún más la estimación precisa de esta capacidad.

Las ecuaciones alométricas han sido una valiosa herramienta para estimar la cantidad de biomasa y carbono de acuerdo al tamaño del arbolado. Sobre este aspecto varios trabajos han reportado el uso de relaciones alométricas para determinar la cantidad de biomasa o carbono presente en ecosistemas templados (Parresol, 2001; Acosta *et al.*, 2002; Bi *et al.*, 2004; Montero *et al.*, 2005; Cruz, 2007; Aguirre y Jiménez, 2011; Ruiz *et al.*, 2011) en bosque mesófilo de montaña (Acosta *et al.*, 2002; Rodríguez *et al.*, 2006; Acosta *et al.*, 2009; Acosta *et al.*, 2011) y en bosques manejados (Díaz *et al.*, 2007; Pacheco *et al.*, 2007; Figueroa *et al.*, 2010). Los estudios consideran principalmente ecosistemas forestales y la información previa para la estimación de la captura de carbono es parte de un inventario forestal (Ordóñez, 2008). Los sitios de muestreo pueden ser temporales o permanentes. Estos últimos generalmente se consideran estadísticamente más eficientes para estimar los cambios en las reservas forestales de carbono que las parcelas temporales, porque hay una alta covarianza entre las observaciones en los eventos de muestreo sucesivas y permite la verificación eficiente a un costo relativamente bajo (Pearson *et al.*, 2007).

Uno de los factores específicos del sitio al que se ha prestado menos atención en los estudios de biomasa y carbono ha sido la edad (Helmisaari *et al.*, 2002). Con el fin de entender la participación de los bosques bajo un sistema de manejo y el efecto de la edad en el balance de carbono, es importante analizar el proceso de acumulación de biomasa y carbono a través del tiempo. Un enfoque utilizado para estos estudios, es el de cronosecuencias el cual sustituye espacio por tiempo. Los objetivos del presente trabajo fueron estimar los almacenes de biomasa en el estrato aéreo en rodales de bosques manejados de *Pinus patula* del Ejido Tzincoatlán, en Zacualtipán, Hidalgo; a través de una cronosecuencia de 22 años y ajustar una ecuación edad-biomasa en la región de Zacualtipán, Hidalgo.

Materiales y métodos

Zona de estudio

El estudio se realizó en el bosque bajo manejo del Ejido Tzincoatlán, y en una región de mayor superficie del municipio de Zacualtipán, Hidalgo. El área se ubica en la porción centro sur del municipio entre las coordenadas extremas 20° 37' 49.78" y 20° 35' 18.74" de latitud Norte y 98° 37' 51.01" y 98° 34' 2.71" de longitud W. El Ejido Tzincoatlán tiene una superficie de 150.3 ha (Figura 1). El Ejido la Mojonera tiene una superficie de 100.62 ha y el Ejido Atopixco una superficie de 1170.97 ha (Aguirre *et al.*, 2009; Hernández *et al.*, 2013) (Figura 1). La zona se caracteriza por una topografía accidentada en una altitud promedio de 2050 m. Los suelos predominantes son de tipo Luvisol crómico (Lc) y Feozem háplico (Hh) (INEGI, 2001; Hernández, 2012). De acuerdo a la Clasificación climática de Köppen modificada por García (2004), el clima 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. La temperatura media anual varía entre 12 y 18 °C y la precipitación anual oscila entre 700 y 2050 mm (INEGI, 2001; Avilés,

2005; Cruz *et al.*, 2010). El área se caracteriza por la presencia de humedad la mayor parte del año (Figuroa *et al.*, 2010; Hernández *et al.*, 2013).

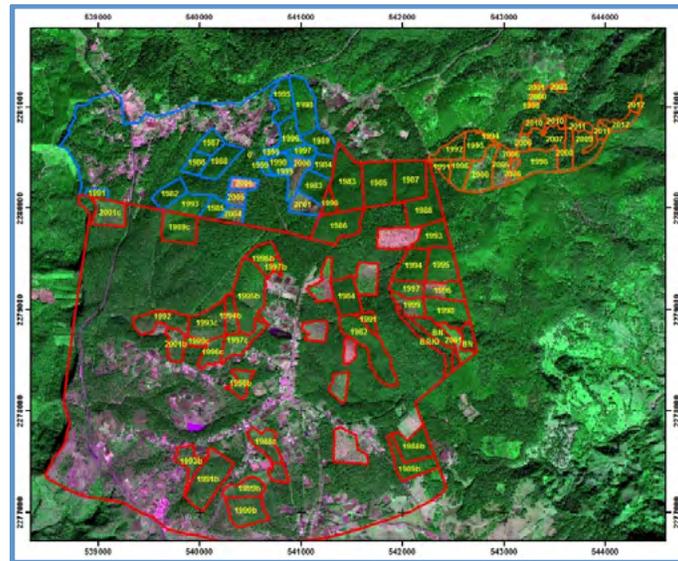


Figura 1. Ejidos en Zacualtipán, Hidalgo y mapa de áreas de corta.

Establecimiento de sitios permanentes y toma de datos

La estimación de biomasa y carbono se generó a partir de un inventario forestal, mediante el establecimiento de sitios permanentes cuyo diseño fue similar al utilizado en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (CONAFOR-SEMARNAT, 2011). El muestreo utilizado fue el estratificado. En este método la población es dividida en subpoblaciones o estratos de interés que tienen cierta homogeneidad y se implementa un muestreo simple aleatorio en cada estrato (Mostacedo y Frederickse, 2000; Schreuder *et al.*, 2004). Para estratificar se usó como variable auxiliar la edad del rodal, obteniéndose 12 anualidades. Se estableció un conglomerado de cuatro sitios por cada anualidad.

Una vez ubicados y delimitados los cuatro sitios de cada conglomerado, se procedió a marcar y etiquetar el arbolado mayor o igual a 5 cm de diámetro dentro cada sitio. Se midieron los atributos de especie, nombre común, condición (árbol vivo, muerto en pie o tocón), diámetro normal con ayuda de cinta diamétrica y altura total con hipsómetro VERTEX y clinómetro digital.

Estimación de biomasa y carbono

La biomasa por árbol de *Pinus patula* y latifoliadas fue estimada mediante las ecuaciones alométricas por componente estructural generadas para la región. Para la estimación de carbono se utilizó la concentración media de carbono por componente de *P. patula* (Figuroa *et al.*, 2010) y por especie en latifoliadas (Figuroa *et al.*, 2005). Las estimaciones individuales fueron sumadas para obtener estimaciones de la parcela y mediante extrapolaciones se obtuvieron estimaciones por hectárea (Aguirre *et al.*, 2009) en el ejido Tzincoatlán y en la región forestal de Zacualtipán, Hidalgo.

Ajuste de ecuación edad-biomasa

Se analizaron varios modelos no lineales para relacionar la edad del rodal con la biomasa como variables independiente. El ajuste de los modelos se realizó mediante el procedimiento MODEL en el software SAS (SAS Institute Inc., 2011). Los criterios para calificar la bondad de ajuste del sistema que mejor explica la variabilidad de los datos de biomasa se basaron en un análisis numérico. Se utilizaron 2 estadísticos de uso frecuente en biometría: coeficiente de determinación ajustado (R^2 adj) y la raíz del cuadrado medio del error (RCME) (Corral *et al.*, 2007; Hernández *et al.*, 2013).

Resultados y discusión

Estimación de biomasa y carbono

La evaluación de la biomasa en los rodales de diferente edad presentó, como se esperaba, diferencias importantes. La biomasa aérea total en el bosque con manejo osciló de $0.40 (\pm 0.32) \text{ Mg ha}^{-1}$ en el rodal de 3 años de edad a $122.81 (\pm 4.60) \text{ Mg ha}^{-1}$ en el rodal de 22 años, cifra cercana a la obtenida por Figueroa *et al.* (2010) en un rodal de la misma edad ($147.19 \text{ Mg ha}^{-1}$). Los valores de biomasa más bajos se observaron en los rodales jóvenes (1-8 años). En contraste, en los rodales de mayor edad (18-22 años de edad) los valores fueron mayores a 100 Mg ha^{-1} de biomasa; superiores a los reportados para bosques maduros que oscilan entre 50 y 86 Mg ha^{-1} . Por otra parte en el bosque sin intervenir la biomasa promedio fue de 205.4 Mg ha^{-1} con mayor variabilidad entre los sitios muestreados ($\pm 24.3 \text{ Mg ha}^{-1}$) respecto del bosque con manejo. Tanto en rodales menores a 8 años, como en rodales mayores de 25 años de edad (incluyendo el bosque natural) no se observaron diferencias significativas ($p \geq 0.05$, $\alpha = 0.05$) en la biomasa promedio. Sin embargo la biomasa presente en los rodales menores a 6 años es significativamente ($p \leq 0.05$, $\alpha = 0.05$) menor al de los rodales mayores de 17 años.

Los resultados obtenidos reflejan una mayor acumulación de biomasa en rodales manejados con mayor edad. La acumulación de biomasa siguió un patrón creciente respecto de la edad del rodal, esto es similar con la suma de componentes de los modelos generados. Sin embargo aplicando el modelo de Figueroa *et al.*, (2010) las estimaciones de biomasa por hectárea fueron consistentemente mayores respecto a las calculadas por los modelos aquí generados, sin embargo con un $\alpha = 0.05$ no se presentan diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.62$) (Figura 2).

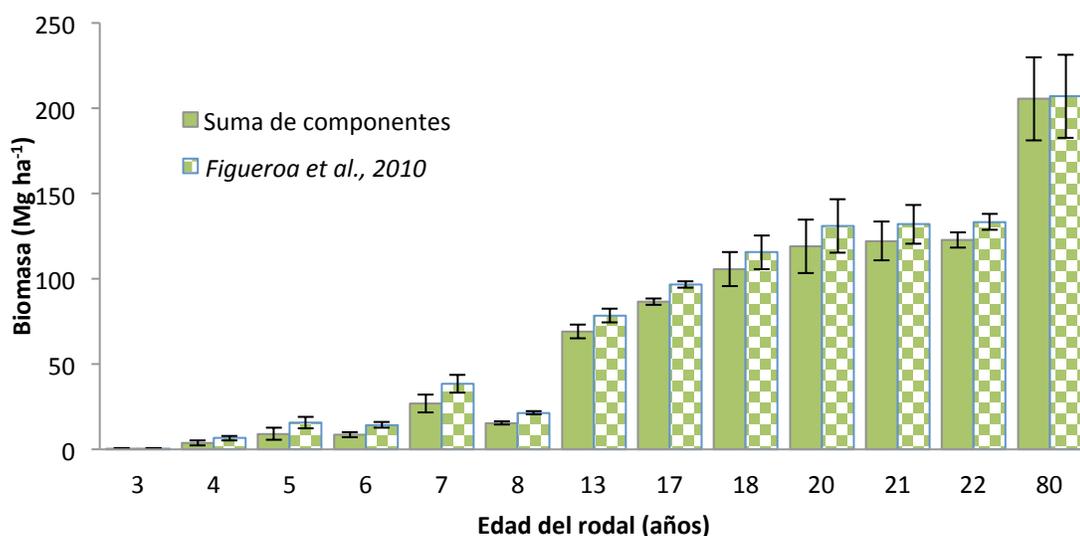


Figura 2. Biomasa aérea total en rodales del bosque manejado del Ejido Tzincoatlán. El rodal señalado con 80 años, es aquel que aún no ha sido cosechado.

La cantidad de biomasa aérea en el rodal de 7 años edad es mayor que en uno de mayor edad. A pesar de tener mayor edad, esta última se ubica en un área donde la regeneración natural se presentó con una densidad baja. La biomasa aérea de *P. patula* en el rodal de 21 años es muy similar que la biomasa en el rodal de 22 años. A pesar de que con una mayor edad el rodal debería presentar mayor biomasa, esta cantidad puede ser atribuida a los aclareos aplicados en dicho rodal donde se encontraron tocones cuyos diámetros indican aclareo reciente.

Las diferencias de producción de biomasa entre especies de pino e incluso para la misma especie en México son notables. En rodales de *Pinus teocote* de 50 años se ha reportado una biomasa de 98.39, y de 145.35 Mg ha⁻¹ para rodales de 35 años de *Pinus pseudostrobus* con incrementos medios anuales de biomasa para ambas especies a la edad base de 50 años e igual índice de sitio, de 4.35 y 3.25 Mg ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente (Aguirre y Jiménez, 2011). En este trabajo la producción de biomasa a la edad de 22 años es mayor al reportado para las especies anteriores, 122.81 (±4.60) Mg ha⁻¹ con un incremento medio anual de 5.6 Mg ha⁻¹ año⁻¹ cercano al obtenido por Figueroa *et al.*, (2010) de 6.7 Mg ha⁻¹ año⁻¹ a la misma edad de 22 años, lo que resalta la importancia de *P. patula* por su rápido crecimiento y acumulación de biomasa.

Por otra parte, a nivel mundial la cantidad de biomasa almacenada en los bosques manejados de coníferas dada a conocer por diferentes estudios también es muy variable. En rodales de pino coreano (*Pinus koraiensis* Sieb. et Zucc.) de 11 a 20 años de edad la biomasa aérea estimada fue de 52.3 y de 317.9 Mg ha⁻¹ en rodales de 71 a 80 años de edad (Son *et al.*, 2001). En rodales de *Pinus densiflora* en el centro de Corea la biomasa aérea estimada fue de 21.76 Mg ha⁻¹ en un rodal de 17 de años de edad y de 308.83 Mg ha⁻¹ en el rodal de 73 años de edad (Li *et al.*, 2013). En otros ecosistemas de bosques mixtos se han reportado valores de 93.91 a 99.84 Mg ha⁻¹ en bosques de pino-encino (*Pinus pseudostrobus*, *P. teocote* y *Quercus* spp.) y de 132.85 Mg ha⁻¹ en bosques de encino-pino (*Quercus* spp. y *Pinus teocote*) (Silva y Návar, 2010; Aguirre y Jiménez, 2011).

De forma similar los valores de carbono incrementaron en forma directa con la etapa de desarrollo del rodal. En rodales de 3 a 8 años el carbono estimado fue inferior a 13 Mg ha⁻¹, en los rodales de 21 y 22 años se estimaron 61.07 y 61.39 Mg ha⁻¹ de carbono respectivamente. Los resultados son similares a los reportados por Aguirre *et al.*, (2009) para un bosque manejado de la misma especie cercano al área de estudio, donde el carbono almacenado en los rodales de 8 años fue de 47.09 y en rodales de mayor edad (20-24 años de edad) fue mayor a 55 Mg ha⁻¹. Por su parte, Figueroa *et al.*, (2010) estimó 35.05 Mg ha⁻¹ en bosques manejados a la edad de 8 años y 76.77 Mg ha⁻¹ a la edad de 22 años.

Ecuación biomasa-edad

En la región de Zacualtipán la biomasa fluctuó de valores cercanos a 0 Mg ha⁻¹ en rodales de 1 año de edad a más de 180 Mg ha⁻¹ en rodales de 25 a 31 años. La biomasa aérea se relacionó positivamente con la edad del rodal. De las funciones ajustadas para estimar la biomasa a través del tiempo, la función ajustada tipo Gompertz obtuvo parámetros de bondad de ajuste altamente significativos ($p \leq 0.0001$) con el menor RSME y la mayor R² ajustada (0.9266) (Cuadro 1).

$$B = 204.4108 * e^{[-4.919809 e^{-0.104537 E}]} \quad (1)$$

donde B es la biomasa aérea total en Mg ha⁻¹ y E es la edad del rodal en años.

Cuadro 1. Estimadores estadísticos de la función Gompertz para estimar biomasa a través del tiempo

Parámetro	Estimador	Error estándar	Estadístico T	PR > ITI	Raíz MSE	R ² ajustada
β_0	204.4108	11.3715	17.98	<.0001	12.8853	0.9566
β_1	4.919809	0.7126	6.9	<.0001		
β_2	0.104537	0.0112	9.37	<.0001		

Los valores de biomasa observada en campo y las curvas ajustadas para estimar la biomasa a través del tiempo se presentan en la Figura 3.

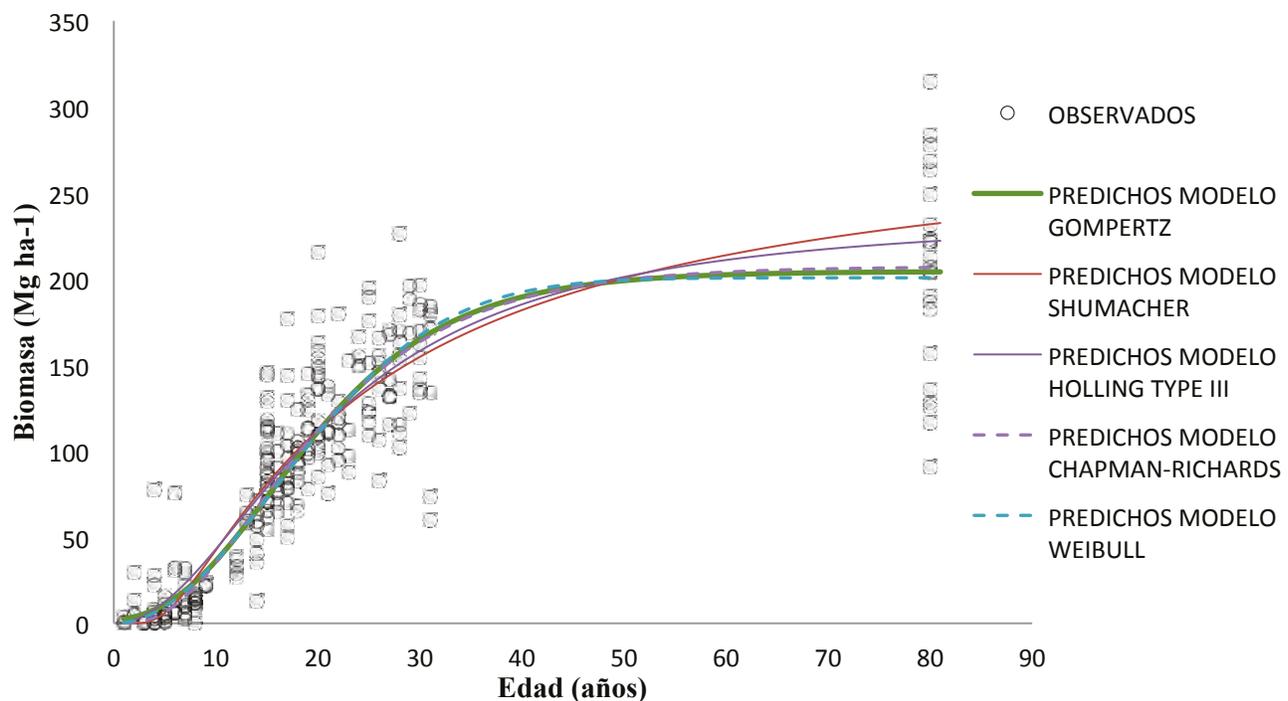


Figura 3. Dispersión de los valores observados, líneas de tendencia generadas para estimar biomasa a través del tiempo en la región de Zacualtipán, Hidalgo.

Las estimaciones generadas por el modelo ajustado indican que la biomasa del bosque bajo manejo alcanza valores similares al de rodales maduros después de los 40 años de edad del rodal en la región de Zacualtipán Hidalgo. Se observa un incremento acelerado en la cantidad de biomasa en rodales de 0 a 30 años de edad. Para la especie se ha estimado de 166.60 a 203.57 Mg ha⁻¹ (Cruz, 2007; Figueroa *et al.*, 2010) lo que sugiere que el bosque con manejo puede acumular la misma cantidad de biomasa a una edad menor a 40 años. Consistente con lo anterior, trabajos previos han concluido que bosques manejados de manera sostenible pueden acumular mayor biomasa que los bosques naturales (Son *et al.*, 2001; Návar *et al.*, 2005; Figueroa *et al.*, 2010; Nunery y Keeton, 2010) lo que representa una ventaja comparativa en el mecanismo 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).

Conclusiones

Los valores de biomasa en Tzincoatlán más bajos se observaron en los rodales jóvenes (1-8 años); mientras que en los rodales de mayor edad (20-22 años de edad) los valores fueron $>100 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomasa. En todos los rodales, la mayor cantidad de biomasa se concentró en el compartimento de fuste.

Los parámetros de bondad de ajuste del modelo ajustado tipo Gompertz fueron altamente significativos ($p \leq 0.0001$).

La biomasa aérea se relacionó positivamente con la edad del rodal. Se observó un incremento rápido en la biomasa de rodales manejados en los primeros 30 años de edad; después de lo cual la biomasa incrementa lentamente y tiende a estabilizarse entre los 50 y 80 años de edad.

Bibliografía

- Acosta M., F. Carrillo, M. Díaz. 2009. Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et Cham. Terra Latinoamericana 27:105-114.
- Acosta M., F. Carrillo, R. G. Gómez. 2011. Estimación de biomasa y carbono en dos especies de Bosque Mesófilo de Montaña. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 2:529-543.
- Acosta M., J. Vargas, A. Velázquez, J. Etchevers. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca. México. Agrociencia 36:725-736.
- Aguirre C., J. Jiménez. 2011. Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 2:73-84.
- Aguirre S., J. R. Valdez, G. Ángeles, H. M. De Los Santos, R. Haapanen, A. I. Aguirre. 2009. Mapeo de carbono arbóreo aéreo en bosque de Pino *patula* en Hidalgo, México. Agrociencia 43:209-220.
- Avilés H. 2005. Reservas de carbono en una toposecuencia en el bosque de *Fagus grandifolia* subsp. Mexicana. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Bi H., J. Turner, M. J. Lambert. 2004. Additive biomass equations for native eucalypt forest trees of temperate Australia. Trees 18:467-479.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2011. Inventario nacional forestal y de suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2011. Jalisco, México. 140 pp.
- Corral R., M. Bario, A. O. Aguirre, U. Diéguez. 2007. Use of stump diameter to estimate diameter at breast height and tree volume for major pine species in El Salto, Durango (Mexico). Forestry 80:29-40.
- Cruz L., J. R. Valdez, G. Ángeles, H. M. de los Santos. 2010. Modelación espacial de área basal y volumen de madera en bosques manejados de *Pinus patula* y *P. teocote* en el ejido Atopixco, Hidalgo. Madera y Bosques 16:75-97.
- Cruz M. 2007. Sistema de ecuaciones para estimación y partición de biomasa aérea en Atopixco, Zacualtipán, Hidalgo, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Díaz F., M. Acosta, F. Carrillo, E. Buendía, E. Flores, J. D. Etchevers. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. Madera y Bosques 13:25-34.
- Figueroa N., G. Angeles, A. Velázquez, H. M. De los Santos. 2010. Estimación de Biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 1:105-112.
- Figueroa N., J. D. Etchevers, A. Velázquez, M. Acosta. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra norte de Oaxaca. Terra 2:57-64.
- García E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Quinta Edición. México. 90 pp.
- Helmisaari H., K. Makkonen, S. Kellomaki, E. Valtonen, E. Malkonen. 2002. Below- and above-ground biomass, production and nitrogen use in *Scots pine* stands in eastern Finland. Forest Ecology and Management 165:317-326.
- Hernández P. 2012. Modelos de volumen comercial variable para *Pinus patula* en Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Hernández P., H. M. De los Santos, G. Ángeles, J. R. Valdez, V. H. Volke. 2013. Funciones de ahusamiento y volumen comercial para *Pinus patula* Schltl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 4:34-45.
- INEGI. 2001. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática Suelos. Conjunto de datos Vectoriales edafológicos. Escala 1:1 000,000. Serie I. Aguascalientes, México.

- Li X., Y. M. Son, K. H. Lee, R. H. Kim, G. Jin, Y. Son, P. S. Park, M. J. Yi. 2013. Biomass and carbon storage in an age-sequence of Japanese red pine (*Pinus densiflora*) forests in central Korea. *Forest Science and Technology* 9:39-44.
- Lim H., H. Lee, K. H. Lee, I. H. Park. 2013. Biomass expansion factors and allometric equations in an age sequence for Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) in southern Korea. *Journal of Forest Research* 18:316–322.
- Montero G., R. Ruiz-Peinado, M. Muñoz. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid. 270 pp.
- Mostacedo B., T. S. Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Návar C., N. González, J. Graciano. 2005. Carbon stocks and fluxes in reforested sites of Durango, Mexico. *Madera y Bosques* 11:15-34.
- Nunery J. S., 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.
- Ordóñez D. 2008. Cómo entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago de servicios ambientales. *Ciencias* 90:37-42.
- Pacheco E., A. Aldrete, A. Gómez, A. M. Fierros, V. M. Cetina-Alcalá, H. Vaquera. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30:251-254.
- Parresol B. R. 2001. Additivity of nonlinear biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research* 31:865:878.
- Pearson T., S. L. Brown, R. A. Birdsey. 2007. Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon. Forest Service-USDA. Delaware, OH. 42 pp.
- Rodríguez L., J. Jiménez, O. A. Aguirre, E. J. Treviño. 2006. Estimación del carbono almacenado en un bosque de niebla en Tamaulipas, México. *Ciencia Universidad Autónoma de Nuevo León* 9:179-187.
- Ruiz P., M. del Rio, G. Montero. 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of the Spanish softwood species. *Forest Systems* 20:176-188.
- SAS Institute Inc. 2011. SAS/STAT® 9.3. User's Guide. Cary, NC. SAS Institute Inc.
- Schreuder H. T., R. Ernst, H. Ramirez. 2004. Statistical techniques for sampling and monitoring natural resources. Forest Service-USDA. General Report RMRS-GTR-126. 111 pp.
- Silva A., J. J. Návar. 2010. Factores de expansión de biomasa en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1:55-62.
- Son Y., J. W. Hwang, Z. S. Kim, W. K. Lee, J. S. Kim. 2001. Allometry and biomass of Korean pine (*Pinus koraiensis*) in central Korea. *Bioresource Technology* 78:251-255.



1.22 Contenido de Carbono en el bosque urbano de la Ciudad de México: Delegación Miguel Hidalgo

Santoyo-Gómez Giovanni H.¹, Rojas-García Fabiola² y Benavides-Meza Héctor M.³

¹Facultad de Ciencias, UNAM, Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad Universitaria, México Distrito Federal. Autor para correspondencia: hazelsantoyo@gmail.com

²Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México

³CENID-COMEF, INIFAP, Av. Progreso No. 5, Col. Barrio De Santa Catarina, Delegación Coyoacán C.P. 04010, México Distrito Federal.

Resumen

El bosque urbano proporciona importantes servicios ecosistémicos en las ciudades, como regulación del microclima, la reducción del ruido, la captación de agua, recreación y cultura, el control de la erosión de los suelos y la captura y contenido de carbono. Este último servicio ambiental incide directamente en la calidad de vida de los ciudadanos al reducir los niveles de dióxido de carbono atmosférico. En este trabajo se evaluó la cantidad de carbono almacenado por el bosque urbano dentro de la Delegación Política Miguel Hidalgo, Distrito Federal. Para ello se realizó un muestreo estratificado sistemático en diez parques de la demarcación, en los cuales se levantaron 93 sitios circulares de muestreo de 500 m². En cada círculo se registró la especie, altura, DN y condición de vigor de cada uno de los árboles presentes. Se estimó la biomasa y contenido de carbono mediante el uso de ecuaciones alométricas de biomasa, de volumen y genéricas, de acuerdo a la especie. La biomasa promedio fue de 6.9 Mg/500m², mientras que el contenido de carbono fue de 3.2 MgC/500m². Se estimó que el bosque urbano de la delegación Miguel Hidalgo en sus 1,243.93 ha de áreas verdes arboladas almacenan 79,180.9 MgC. Es recomendable que se efectúen estos esfuerzos en las grandes ciudades para incentivar un manejo adecuado y permanencia del arbolado urbano y así potencializar los beneficios brindados por dicha vegetación.

Palabras clave: bosque urbano, contenido de carbono, Delegación Miguel Hidalgo, ecuaciones alométricas, servicios ecosistémicos.

Introducción

El bosque urbano, al igual que las masas forestales, genera una serie de beneficios y servicios ambientales que le confieren una gran importancia ecológica y social. El deterioro ambiental de las ciudades ha promovido que estas áreas adquieran un mayor valor durante los últimos años.

Dentro de los beneficios que brinda se encuentran la regulación del microclima, la reducción del ruido, la depuración del aire al retener partículas suspendidas, enmascaramiento de malos olores y vistas no deseadas, así como ser el lugar ideal para el acondicionamiento físico y recreación. También ayuda a controlar la erosión del suelo, produce oxígeno y almacena y captura carbono (Benavides *et al.*, 2012).

Este último servicio ambiental es de gran importancia ya que influye de manera directa sobre la calidad de vida de los ciudadanos, al reducir los niveles de dióxido de carbono (CO₂). El CO₂ es el gas de efecto invernadero (GEI) con mayor contribución al cambio climático debido a su concentración atmosférica, entre 1970 y 2004 sus emisiones anuales han aumentado en un 80%. El incremento de CO₂ ha ido de 21 a 38 Gt (Gigatoneladas), en 2004 representaba un 77% de las emisiones totales de GEI antropogénicos (Díaz-Franco *et al.*, 2007; IPCC, 2007).

Diversos estudios han mostrado que ciudades como Oakland, California, y Chicago, Illinois, almacenan 11 y 85.7 MgC/ha, respectivamente (Nowak, 1993 y 1994). A nivel nacional, son pocos los trabajos registrados sobre el tema. Sánchez-Gallegos (2007) cuantificó el contenido de carbono (C) en el bosque urbano de la ciudad de Durango, encontró un almacenamiento de 29.69 MgCha^{-1} .

El presente trabajo tiene como objetivo determinar la biomasa y el contenido de carbono en el bosque urbano de la Delegación Miguel Hidalgo, Distrito Federal, mediante el uso de ecuaciones alométricas.

Materiales y método

Área de estudio

El estudio se realizó en la Delegación Miguel Hidalgo, localizada al norponiente del Distrito Federal (Figura 1). Se ubica entre los $19^\circ 29'$ y $19^\circ 23'$ latitud Norte y $99^\circ 10'$ y $99^\circ 16'$ longitud Oeste, a una altitud de entre 2200 y 2500 m: La demarcación tiene una extensión de 4699.64 ha, que representan el 3.17% del área total del Distrito Federal (GDF, 2008).

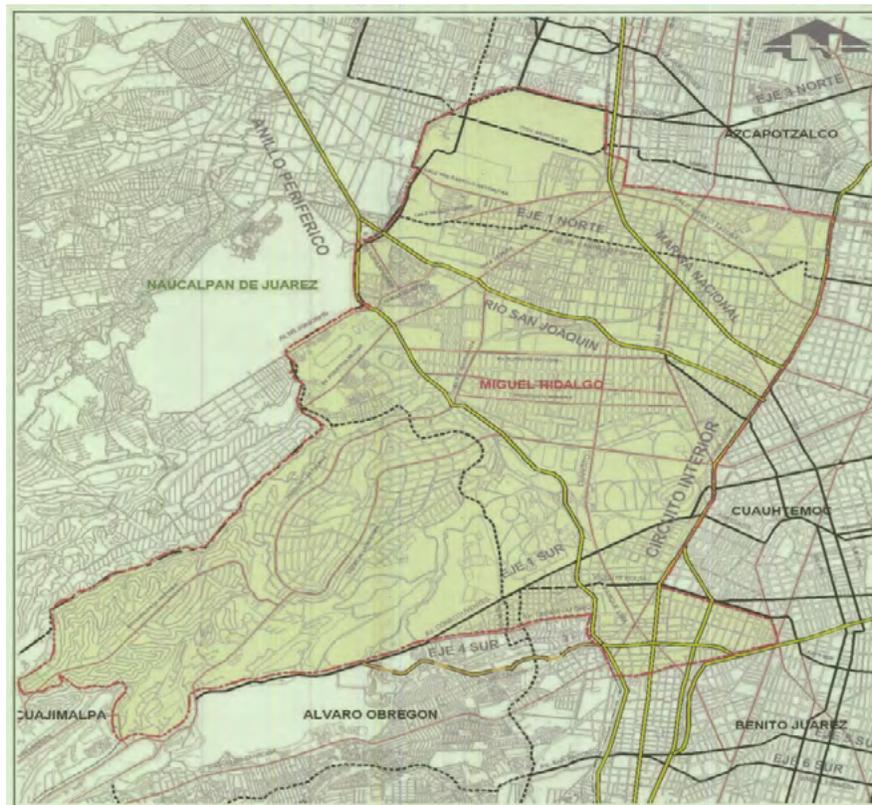


Figura 1. Ubicación de la Delegación Miguel Hidalgo (Fuente: DOPyDU).

Selección y muestreo de áreas verdes

Se realizó un muestreo estratificado sistemático en 10 parques de la demarcación, los cuales fueron seleccionados aleatoriamente del total de los parques y que fueron categorizados de acuerdo con su superficie (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Categorías de las áreas verdes

Tamaño	Superficie (m ²)
Chico	< 10,000
Mediano	10,001 a 30,000
Grande	30,001 a 60,000
Extra grande	> 60,001

Los parques menores a 10 000 m² no fueron incluidos en este trabajo debido a que gran parte de su superficie se encuentra cubierta por asfalto, andadores, juegos infantiles y grandes jardineras con cemento. Una vez clasificadas las áreas verdes, se realizó una selección aleatoria del equivalente al 20% en cada categoría. Con el fin de tener un muestreo proporcional al tamaño del área verde, en cada parque se determinó la distancia entre los puntos de muestreo mediante las siguientes fórmulas.

Áreas verdes medianas:

$$\text{Distancia entre cada punto} = \sqrt{\text{área del parque}} * 0.3 \quad (1)$$

Áreas verdes grandes y extra grandes:

$$\text{Distancia entre cada punto} = \sqrt{\text{área del parque}} * 0.2 \quad (2)$$

En el Cuadro 2 se presentan las características de los parques que fueron seleccionados para realizar el presente trabajo. Se desarrolló una retícula para cada área verde, los sitios de muestreo fueron ubicados en cada intersección de la red, equidistantes entre sí. Los sitios fueron geoposicionados con coordenadas UTM en imágenes aéreas del programa Google Earth Pro versión 7.1. Los sitios de muestreo fueron localizados en cada parque con un GPS (Map, modelo 60CSx). Los sitios de muestreo fueron de forma circular, con una superficie de 500 m²: Aquellos sitios que cayeron en superficies cubiertas por concreto, asfalto o con la existencia de construcciones, mayor al 30% de la superficie (150 m²) fueron eliminados. El muestreo se realizó durante los meses de enero a abril del año 2013. Se registró la especie, altura y diámetro normal (DN) de los árboles presentes en cada sitio. Los individuos fueron clasificados por su condición de vigor de acuerdo con Benavides (2012).

Cuadro 2. Parques y jardines seleccionados

	Nombre	Parques medianos 10 001 – 30 000 m ²		
		Ubicación	Superficie (m ²)	Distancia entre puntos (m)
1	Alameda Tacubaya	Av. Revolución, Av. Parque Lira y José Ma. Vigil	10 164.0	30
2	Abelardo L. Rodríguez	Calz. Legaría, Río San Joaquín y Abelardo Rodríguez	11 135.0	32
3	Los Morales	Av. Presidente Masarik y FC Cuernavaca	11 941.0	33
4	Río San Joaquín	Av. Río San Joaquín, Circunvalación y Av. Casa de Moneda	18 466.0	41
5	Tacuba	Av. México-Tacuba y Av. Marina Nacional	21 115.0	44

Cuadro 2. Continuación

Nombre	Parques grandes 30 001 – 60 000 m ²		Distancia entre puntos (m)
	Ubicación	Superficie (m ²)	
6 Jardín de los Leones	1ª Sección del Bosque de Chapultepec	36 947.1	38
7 Lira	Av. Parque Lira y Av. Observatorio	53 928.0	46
8 Jardín La Milla	1ª Sección del Bosque de Chapultepec	54 598.8	47
Parques extra grandes > 60 001 m ²			
9 Vía Reforma	Av. Paseo de La Reforma, C. Rocallosas y C. Vertientes	88 349.0	59
10 Parque Tamayo	Av. Paseo de La Reforma y Av. Gandhi	117 357.4	69

La estimación de biomasa y contenido de carbono se efectuó mediante el uso de ecuaciones alométricas. Si no se encontraron ecuaciones para una especie individual, se utilizaron ecuaciones genéricas, si no ecuaciones de biomasa y volumen de acuerdo a la especie (Rojas-García *et al.*, 2009).

Resultados y discusión

Se muestrearon 93 sitios en los cuales se registró un total de 1,945 individuos, pertenecientes a 48 especies. Las especies con mayor frecuencia fueron *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh (fresno), *Cupressus lusitánica* Mill. (cedro blanco), *Ligustrum lucidum* Ait. f. (trueno), *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. (eucalipto rojo), *Casuarina equisetifolia* L. (casuarina) y *Jacaranda mimosifolia* D. Don (jacaranda), que conforman el 82.98% del arbolado total. Los árboles muestreados presentaron una altura que varió de 2.0 a 40.0 m y un DN de 5.0 a 134.4 cm, con un promedio de 11.5 m y 22.6 cm, respectivamente. Las estimaciones de biomasa y contenido de carbono por parque se muestran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Biomasa y contenido de C por parque

Parque	No. de árboles	Biomasa Mg/500 m ² (promedio)	Contenido de C Mg/500 m ² (promedio)
Abelardo L. Rodríguez	82	9.0	5.1
Los Morales	68	3.6	1.7
Alameda Tacubaya	90	7.7	3.9
Tacuba	81	4.5	2.0
Rio San Joaquín	144	8.1	4.6
Lira	357	1.5	0.7
Jardín de los Leones	132	9.8	4.6
Jardín La Milla	165	8.6	3.9
Parque Tamayo	366	3.7	1.7
Vía Reforma	460	12.5	3.6
promedio		6.9	3.2

La biomasa varió de 1.5 a 12.5 Mg/500m² entre los parques y el contenido de C de 0.7 a 5.1 Mg/500m², con un promedio de 6.9 y 3.2. Estos datos permitieron extrapolar los valores por hectárea del bosque urbano de la demarcación, tiene una biomasa de 138 Mgha⁻¹ y almacena 64 MgCha⁻¹. Por lo anterior la Delegación Miguel Hidalgo almacena 79,180.9 MgC en sus 1,243.93 ha de áreas verdes arboladas. Los árboles con un DN entre los 26.7 y 48.3 cm almacenan 85.6 MgC, el mayor contenido de C, a pesar de que sólo representan el 19.64% del total del arbolado. Por otra parte, los árboles con un DN entre los 5 y 26.6 cm conforman el 73.98% del total y almacenan 47.36406103 Mg de C (Figura 2).

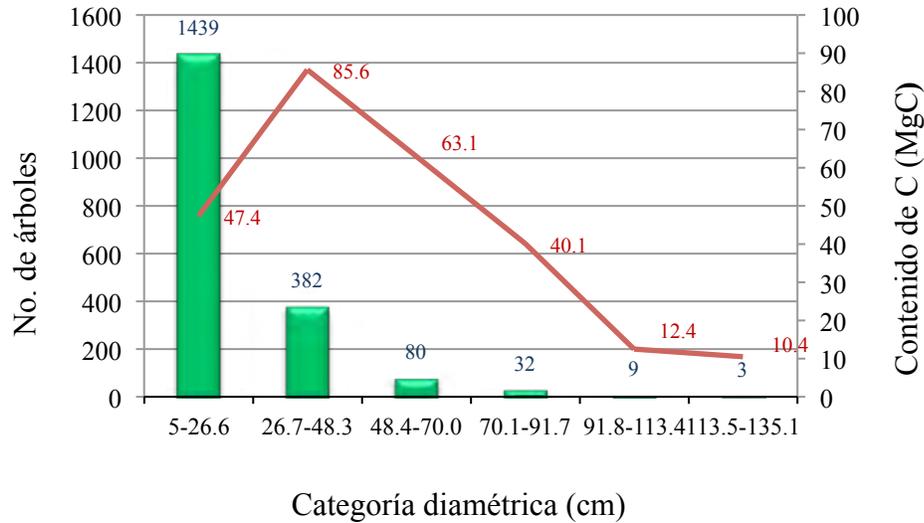


Figura 2. Contenido de C por categoría diamétrica.

Nowak (1994) refiere que los árboles con un DN mayor a 77 cm almacenan aproximadamente tres Mg de C, 1 000 veces más que los árboles menores a 7 cm de DN. En el presente estudio, 44 árboles con un DN mayor 70 cm almacenan 62.9 MgC, 15.5 MgC más que los árboles con un DN entre 5 y 26.6 cm. Se encontró que el 69.97% del arbolado presenta una condición vigorosa o declinante incipiente, es decir, que presentan ausencia de follaje en no más del 30% de la copa, observándose puntas muertas y en ramas terciarias una ausencia moderada de hojas (Cuadro 4). Los árboles en declinación avanzada o muertos, representaron el 6.94%, lo cual indica que el mantenimiento resulta insuficiente para mantener el arbolado en buenas condiciones y así potencializar sus beneficios y servicios ambientales brindados.

Cuadro 4. Condición de vigor del arbolado urbano de la Delegación Miguel Hidalgo

Condición de vigor	No. de árboles	Porcentaje
Vigoroso	447	22.98
Declinante incipiente	914	46.99
Declinante moderado	347	17.84
Declinante avanzado	102	5.24
Declinante severo	45	2.31
Muerto	90	4.63

Se efectuó una comparación de los resultados obtenidos en este estudio con lo reportado por Sánchez-Gallegos (2007) para la ciudad de Durango. La Delegación Miguel Hidalgo almacena el doble de C que dicha ciudad, posiblemente a que la densidad de árboles es mayor en la delegación. El tamaño de los individuos es también un factor importante.

McPherson (1998) reportó que el bosque urbano de la ciudad de Sacramento, California, almacena 31 MgC/ha. Nowak y Crane (2002) evaluaron el almacén de C en 10 ciudades de los Estados Unidos de Norteamérica; ellos encontraron que el contenido de varió entre 46 910 MgCha⁻¹ en Sacramento, California, y 5 020 MgCha⁻¹ en la Ciudad de Jersey.

En la ciudad de Barcelona, España, Chaparro y Terradas (2009) reportan que los árboles de la almacenan 113 437 MgC.

Es recomendable investigar si la condición de vigor afecta la capacidad de fijación y almacenamiento de C en los árboles y en qué proporción. Desarrollar ecuaciones alométricas para especies arbóreas urbanas es de gran importancia, ya que la mayoría de estas han sido desarrolladas a partir de especies forestales. Esto debido a que los árboles ciudadanos se encuentran sometidos a condiciones de estrés que no se presentan en áreas forestales.

Conclusiones

El almacén de C por los árboles urbanos de la Delegación Miguel Hidalgo es de 79,180.9 MgCha⁻¹, una cantidad considerable al ser comparada con otras ciudades dentro y fuera del país. Es necesario que se efectúen estudios similares en las grandes ciudades del país para incentivar un manejo adecuado y garantizar la permanencia del arbolado durante el mayor tiempo posible y en las mejores condiciones para potencializar los beneficios brindados por dicha vegetación.

Bibliografía

- Benavides M. H. M. 2012. Metodología para el diagnóstico de áreas verdes urbanas e inventario de su arbolado. In: Validación de tecnología en arboricultura y dasonomía urbanas del CENID-COMEF/ INIFAP. México, D.F. 18 y 19 de octubre del 2012. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias.
- Benavides M. H. M., G. Gazca, L. López L. 2012. Notas para el curso de dasonomía urbana. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Aguascalientes, Aguascalientes. 51 pp.
- Chaparro L., J. Terradas. 2009. Ecological services of urban forest in Barcelona. CREA. España. 96 pp.
- Díaz-Franco R., M. Acosta, F. Carrillo, E. Buendía, E. Flores, J. D. Etchevers. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. Et Cham. Madera y Bosques 13:25-34.
- GDF. 2008. Gobierno del Distrito Federal. Decreto que contiene el Programa Delegacional de Desarrollo Urbano para la Delegación Miguel Hidalgo. México. 125 pp.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. 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 Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza. 104 pp.
- McPherson E. G. 1998. Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. Journal of Arboriculture 24:215-223.
- Nowak D. 1993. Atmospheric carbon reduction by urban trees. Journal of environmental management 37:207-217.
- Nowak D. 1994. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson EG, Nowak DJ, Rowntree RA, eds. Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. USDA Forest Service General Technical Report NE-186. Radnor, PA. pp. 83-94.
- Nowak D., D. Crane. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. Environmental Pollution 116:381-389.



- Rojas-García F., Martínez-Zurimendí P., Olguín-Álvarez M., B. de Jong. 2009. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en México. Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur. 2013. Consultado en: <http://www.mrv.mx/modelosalometricos/index.php>. Fecha de consulta julio de 2013.
- Sánchez-Gallegos C. D. 2007. Valoración ambiental del arbolado urbano de la ciudad de Durango por secuestro y flujo de carbono en la biomasa aérea. Tesis de Maestría. Universidad Juárez del Estado de Durango, Dgo.

1.23 Estabilidad de agregados y salinización como indicadores de almacenamiento de carbono en vertisoles (Michoacán, México)

Medina-Orozco Lenin E.¹; Gómez-García Alethia¹; Madrigal-Saavedra Elizabeth¹ y Guerrero-Estrada Jazmín A.¹

¹Universidad de la Ciénega del estado de Michoacán de Ocampo (UCM), Avenida Universidad N° 3000, Lomas de la Universidad, Sahuayo Michoacán, C. P. 59000. Autor para correspondencia: leninmed@gmail.com

Resumen

Los Vertisoles de Michoacán, productivos en granos básicos, hortalizas y frutales, presentan procesos de degradación por acumulación de sales provenientes principalmente del agua de riego y de la naturaleza sedimentaria del suelo, causando cambios en las propiedades de los mismos. Tres regiones fueron estudiadas (valle Morelia-Queréndaro, Ciénega de Chapala y Valle de Apatzingán). Se colectaron muestras superficiales (0 a 20 cm) en terrenos cultivados en una crono-topo-secuencia y un matorral subtropical. En laboratorio, se analizaron los suelos física y químicamente. Se separaron agregados con un rango de tamaño entre 1 a 2 mm de diámetro. Se realizaron pruebas de la estabilidad de los agregados en húmedo y del “Tiempo de Penetración de una Gota de Agua” utilizando métodos universales. Los resultados indican una estabilidad < 70%, sin que existan diferencias estadísticas significativas entre las regiones estudiadas ($p = 0.164$). La estabilidad de los agregados presentó relación positiva con el Carbono Orgánico ($R^2 = 0.77$), sin embargo, el Sodio Intercambiable funcionó como el principal agente dispersante de los agregados ($R^2 = 0.86$). Por otra parte, todos los suelos estudiados presentan alta afinidad por el agua (hidrofilicos, < 1 s) que permiten su rápida humectación y por lo tanto su dispersión en presencia de sodio. El manejo de residuos permitió reducir las concentraciones de Sodio y Boro del suelo. Conclusiones: los suelos estudiados presentan dispersión en agua, con una tendencia a incrementar la estabilidad bajo el esquema de agricultura de conservación, por lo anterior; el principal proceso de pérdida de carbono almacenado en los agregados del suelo, es la presencia de altos contenidos de sodio y la alta afinidad con el agua, visualizándose la agricultura de conservación como medida de mitigación.

Palabras clave: agricultura de conservación, agroecología, degradación de suelos.

Abstract

Vertisols of Michoacan, productive in basic grains, vegetables and fruit, have degradation processes by salt accumulation mainly from irrigation water and the sedimentary nature of the soil, causing changes in the properties thereof. Three regions were studied (Morelia-Querendaro Valley, Cienega de Chapala and Apatzingan Valley). Surface samples (0-20 cm) grown in a chrono-topo-sequence and a subtropical scrubland were collected. In the laboratory, soils physically and chemically analyzed. Separated aggregates with sizes ranging from 1 to 2 mm in diameter. Evidence of aggregate stability in wet and “Water Drop Penetration Time” were performed using universal methods. The results indicate a stability <70%, with no statistically significant differences between the regions studied ($p = 0.164$). The stability of aggregates showed positive correlation with the Organic Carbon ($R^2 = 0.77$), however, the Exchangeable Sodium operated as the primary dispersing agent aggregates ($R^2 = 0.86$). Moreover, all soils studied exhibit high affinity for water (hydrophilic, < 1 s) allow rapid wetting and therefore dispersion in the presence of sodium. Residues management helped to reduce the concentrations of sodium and boron soil. Conclusions: soils studied show dispersion in water, with a tendency to increase stability under the scheme of conservation agriculture, from the above; the main loss process of carbon stored in soil aggregates is the presence of high levels of sodium and high affinity for water, visualizing conservation agriculture as a mitigation measure.

Key words: conservation agriculture, agroecology, soil degradation.

Introducción

En Michoacán se cultivan más de más de 30,000 ha de hortalizas, entre las que sobresalen el chile, jitomate, tomate verde, papa, col, melón, pepino y otras. En cada ciclo dichos cultivos general 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. En estas grandes las planicies del estado de Michoacán, se desarrollan vertisoles que son afectados por las propias actividades y generan una fuerte presión sobre las propiedades físicas y químicas de los suelos como son: cantidad de materia orgánica, salinidad, nutrimentos del suelo, hidrofobicidad, estabilidad de los agregados, densidad aparente, actividad biológica, entre otros que son indicadores de la salud del suelo. El presente estudio tiene como objetivo conocer los principales procesos de degradación que están sufriendo los suelos y el efecto de alternativas agroecológicas para revertir dicho problema.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los sitios de estudio están comprendidos en los Valles de la Ciénega, Morelia-Queréndaro y Apatzingán, en el estado de Michoacán, donde se han detectado problemas de degradación por salinidad. Los suelos corresponden a vertisoles. El valle de la Ciénega y de Morelia-Queréndaro presentan un clima del tipo semicálido subhúmedo con lluvias en verano y baja humedad AC(w0)(w). Por otro lado, El valle de Apatzingán presenta clima Aw0(w) siendo del tipo cálido sub húmedo con lluvias en verano, menos húmedo de los cálidos sub húmedos, precipitación del mes más seco menor a 60mm y lluvia invernal menor al 5%. (INEGI, 1985). El valle de la Ciénega se localiza en la Cuenca endorreica de la laguna de Chapala, el valle de Morelia-Queréndaro corresponde a la Cuenca de Cuitzeo y el valle de Apatzingán a la depresión del Balsas (Figura 1).



Figura 1. Valles de la Ciénega, Morelia-Queréndaro y de Apatzingán en el estado de Michoacán, México.

Selección de parcelas de estudio

Se seleccionaron parcelas agrícolas de tres regiones representativas de los valles de Michoacán. Los suelos se encuentran bajo cultivos de granos y hortalizas principalmente. Las parcelas seleccionadas cuentan con riego rodado con agua proveniente de pozo. Se escogieron 11 parcelas agrícolas con las siguientes características: 1) para el valle de la Ciénega; una parcela con manejo tradicional intensivo, dos bajo sistema de Agricultura de Conservación con 1 y 4 ciclos y un matorral subtropical; 2) valle Morelia-Queréndaro con una parcela de manejo tradicional intensivo, tres con AC con 6, 13 y 14 ciclos bajo AC y 3) valle de Apatzingán con dos parcelas de manejo tradicional con maíz y de caña de azúcar, dos huertos de mango y guayaba sin movimiento de suelo (AC) de 10 y 30 años respectivamente, un matorral subtropical y una selva baja. Todos los suelos muestreados, presentan algún grado de salinidad o sodicidad. El motivo por el cual, no se cuenta con un matorral subtropical muestreado en el valle Morelia-Queréndaro, es debido a que los existentes sobreyacen en leptosoles.

Muestreo de suelos y agua

El muestreo de suelos se realizó en el epipedón (0-20 cm) correspondiente a la zona tradicional de laboreo del suelo. Las muestras de suelo fueron muestras compuestas de entre 5 y 10 submuestras dependiendo del tamaño de la parcela (entre 2 y 10 ha). Las muestras conformaron una muestra compuesta y fueron perfectamente mezcladas y trasladadas al laboratorio para su posterior análisis. Las muestras de agua se realizaron manualmente en botellas de plástico de 500 mL y se estabilizaron con 1% vol⁻¹ de cloroformo y se transportaron en frío para su envío al laboratorio.

Análisis de laboratorio

Los microagregados del suelo consistieron en agregados de entre 1 y 2 mm de diámetro, separados manualmente a través de un tamiz cuidando de romper lo menos posible los microagregados. Las arenas y materia orgánica fueron retiradas manualmente. Posteriormente, la estabilidad de los microagregados se realizó con la técnica propuesta por Kemper y Rosenau (1996), utilizando 4 g de suelo, las muestras se sometieron a inmersión intermitente 105 veces en 30 mL de agua desionizada contenida en un recipiente de cristal, y posteriormente la misma muestra se sumergió en 30 mL de hexametáfosfato de sodio (2 g L⁻¹) por 175 veces para disgregar los microagregados resistentes al agua. Las muestras se secaron al horno y se determinaron los pesos correspondientes. El análisis de la repelencia del agua se determinó mediante la técnica del Tiempo de Penetración de una Gota de Agua en el Suelo (WDPT), de acuerdo con las modificaciones propuestas por Doerr (1998). El tamaño de la gota de agua fue de ± 4 mm de diámetro, tamaño suficiente para no perder su tensión superficial cuando se coloca sobre un objeto no poroso. Los análisis físicos, químicos y de salinidad de suelos y agua se realizaron en el Laboratorio de suelos del Valle de Apatzingán de la Fundación Produce Michoacán A.C., mientras que los análisis de hidrofobicidad y estabilidad de agregados del suelo se realizaron en los laboratorios de edafología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y de la universidad de la Ciénega del Estado de Michoacán de Ocampo. Análisis químicos de suelo y agua: pH con potenciómetro relación 1:2, Materia Orgánica Walkley y Black, Nitrógeno (NO₃, NH₄) por arrastre de vapor con MgO y Devarda Alloy, Fósforo por Olsen, potasio, calcio, magnesio y sodio por acetato de amonio 1 N pH 7.0, hierro, cobre, zinc y manganeso por DTPA y absorción atómica, boro por azometina-H y CaCl₂ 1M, CIC por acetato de amonio 1 N pH 7.0, destilación y titulación de acuerdo con los estándares del laboratorio. Los análisis de salinidad: conductividad eléctrica por puente de conductividad en la pasta de saturación, carbonatos y bicarbonatos por titulación con ácido sulfúrico

y cloruros por titulación con nitrato de plata. Los análisis físicos del suelo: densidad aparente por el método del cilindro y textura por Bouyoucus. Es importante hacer notar que no en todas las muestras se realizaron todas pruebas indicadas anteriormente, sin embargo, como se muestra en las Figuras se cuenta con suficiente información para representar las tendencias.

Resultados y discusión

Estabilidad de agregados del suelo

Los agregados del suelo fueron más estables a medida que se incrementaron los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS) (Figura 2) y concuerda con series de estudios realizados de manera sistemática en diferentes sistemas edáficos (Bronick y Lal, 2005). Los resultados indican el papel de la materia orgánica en este tipo de suelos para mantener su estructura y evitar el encostramiento del suelo y la pérdida de porosidad.

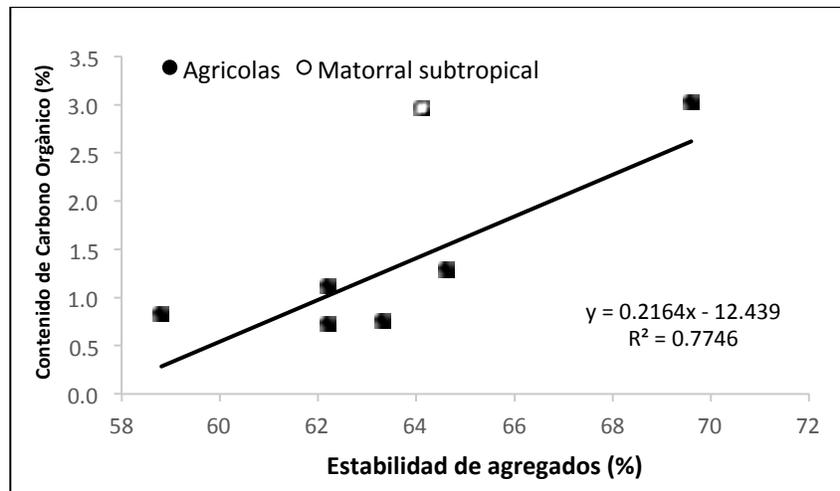


Figura 2. Relación entre la estabilidad de los agregados (1 a 2 mm) en agua y el contenido de carbono orgánico.

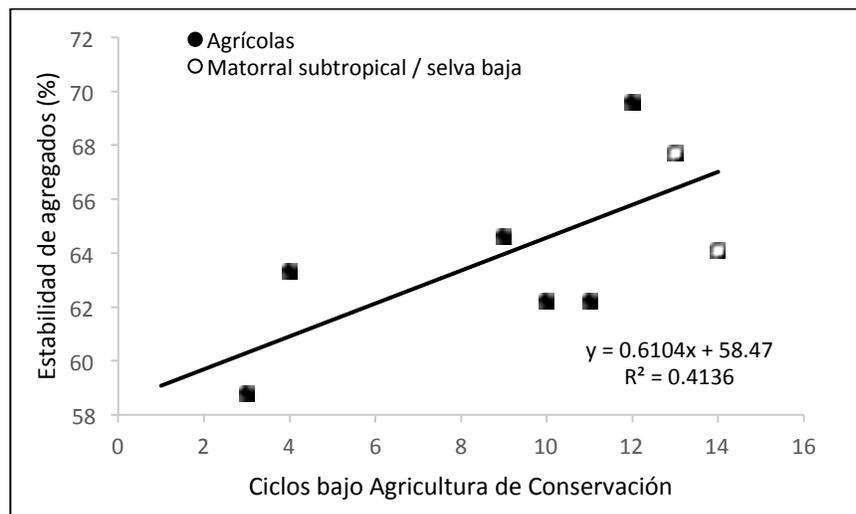


Figura 3. Relación entre la estabilidad de los agregados (1 a 2 mm) en agua y el contenido de carbono orgánico.

Por otro lado, los resultados mostraron que los vertisoles presentan una tendencia positiva después de 4 ciclos agrícolas bajo agricultura de conservación (AC), alcanzando valores de estabilidad en sus agregados $> 59\%$, lo que sugiere un efecto positivo del tiempo de manejo y la incorporación de residuos de cosecha bajo el esquema de la agricultura conservacionista.

Degradación de los suelos

Por el contrario a estas tendencias de estabilidad de los agregados presentado anteriormente, el sodio intercambiable mostró ser el principal agente dispersante de los agregados del suelo (Figura 4). Lo anterior sugiere que el sodio intercambiable es el principal agente de degradación de los suelos de los valles de Michoacán. Por otro lado, los resultados de agua mostraron que la fuente de sodio es el agua de riego, lo anterior debido a que las aguas presentan valores entre 3.5 y 7.0 mL L^{-1} considerados como de media a mala calidad de agua en cuanto a contenidos de sodio.

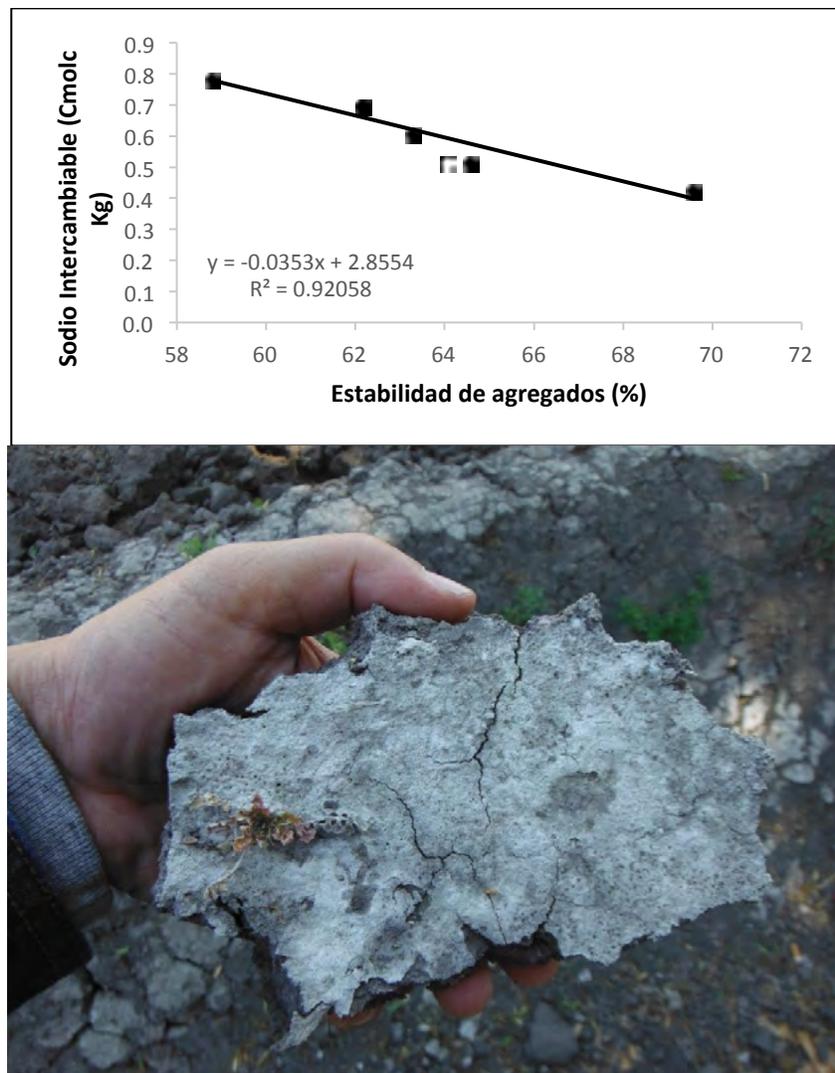


Figura 4. Estimador de la relación entre el sodio intercambiable y la estabilidad del suelo (superior); efecto del sodio en el suelo (inferior).

Potencial de la agricultura de Conservación

Otro aspecto importante a resaltar de los resultados obtenidos, son la relación fuertemente positiva entre el contenido de fósforo del suelo y el COS, lo que evidentemente demuestra que la pérdida de carbono del suelo por procesos de desagregación del suelo causa problemas de deficiencias de fósforo en los suelos. Adicionalmente se puede apreciar que la relación es más fuerte en los suelos cultivados que en el matorral subtropical. Lo anterior sugiere que el incorporar los residuos de cosecha bajo el esquema de AC mejora los niveles de fósforo del suelo.

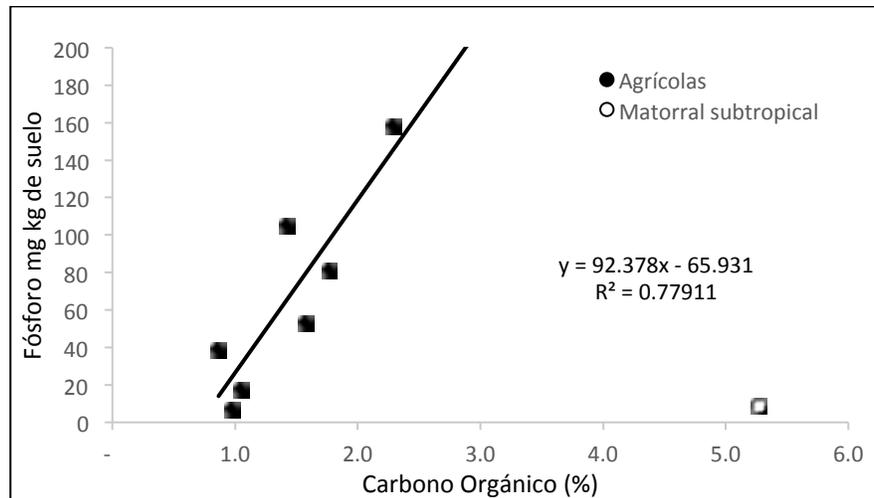


Figura 5. Relación entre el incremento de COS y el fósforo del suelo bajo esquema de AC.

Otro de los elementos que se presentan con valores muy altos de Boro ($> 2.1 \text{ mg kg}^{-1}$) y con niveles de toxicidad $> 5 \text{ mg L}^{-1}$ (Nable *et al.*, 1997) causando problemas para absorción de Fe y Zn que se reflejan en las plantas como parches cloróticos y afectan los niveles de la producción.

El uso de la Agricultura de Conservación es una alternativa viable para contrarrestar los problemas de Boro en el suelo como se presenta en la Figura 5, apreciándose una clara tendencia a disminuir los niveles de Boro con el manejo de residuos. Lo anterior es explicado porque las superficies de la materia orgánica pueden retener el Boro libre de la solución del suelo (Nable *et al.*, 1997). Los resultados sugieren que el Boro del suelo puede provenir de su origen sedimentario, lo anterior debido a que las concentraciones en el agua de riego son $< 0.5 \text{ m L}^{-1}$.

Por otro lado, la Agricultura de Conservación muestra una marcada tendencia a disminuir el pH a medida que cuenta con mayor número de años de manejo bajo Agricultura de Conservación. En la Figura 7 se observa que los suelos que han sido manejados bajo agricultura tradicional mecanizada con movimiento constante de suelo y sin residuos de cosecha, presentan pH alcalinos. Por el contrario, los suelos bajo Agricultura de Conservación tienden a presentar una disminución del valor de pH. Lo anterior es una alternativa ante los problemas de salinidad. Adicionalmente, se conoce la relación entre el pH del suelo y la actividad microbiana, por lo que disminuir el pH en estos suelos ayudará a mejorar la biodiversidad edáfica.

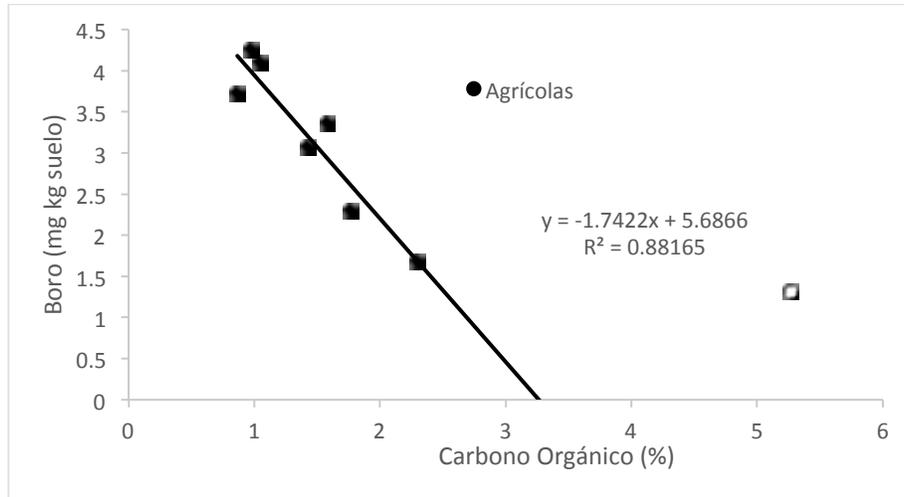


Figura 6. Tendencia en la concentración de boro del suelo bajo Agricultura de Conservación.

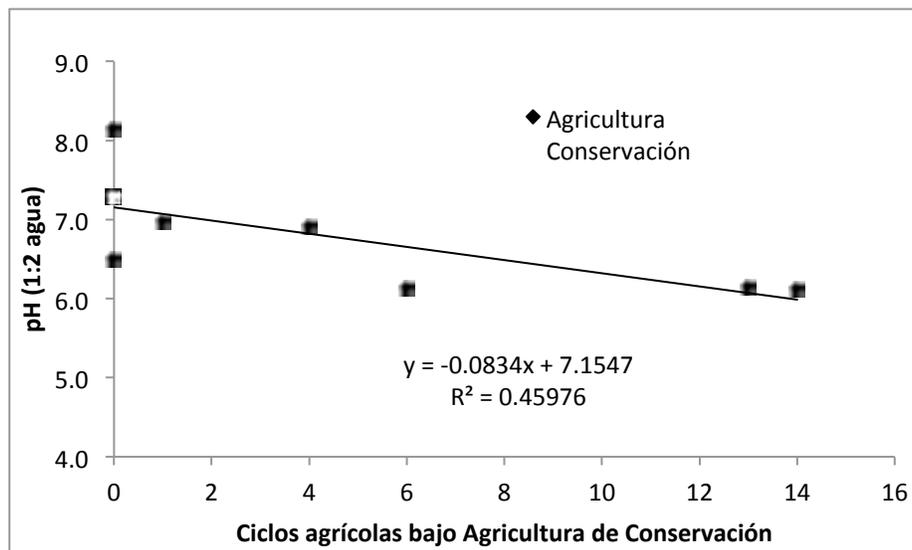


Figura 7. Tendencia de los valores de pH en suelo vertisoles de los valles de Michoacán.

Finalmente, respecto a las condiciones físicas y químicas de vertisoles con problemas de salinidad se presenta una mejoría en la compactación del suelo que se presenta en una disminución de la densidad aparente conforme se incrementan los años de manejo bajo el sistema de AC (Figura 8). Lo anterior debido a que es conocida la relación entre la densidad aparente del suelo y la salud del mismo. Esta propiedad está relacionada con la infiltración, capacidad de almacenamiento de agua, intercambio gaseoso entre suelo y atmósfera, la biología del suelo al actuar como un nicho, entre otras más.

Håkansson y Lipiec (2000) sugieren que la densidad aparente es reportada frecuentemente como un parámetro para caracterizar la compactación del suelo, por efecto de la maquinaria de labranza. Trabajos realizados en más de 100 campos de experimentación en diferentes suelos y sitios, mostraron que el grado de compactación puede ser un factor en las diferencias de producción, causadas principalmente por una deficiencia de oxígeno y alta infestación de hongos. Estos autores, cuando relacionaron los resultados de varios trabajos encontraron límites para el crecimiento de las plantas, los

valores críticos encontrados fueron; 10% de aire en el suelo y una resistencia a la penetración de 3 MPa, relacionados al grado de compactación y la tensión matricial del agua (kPa), excepto en suelos con alto contenido de arcilla y con un sistema de macroporos estables. Lo anterior resalta la importancia de la Agricultura de Conservación en los suelos estudiados.

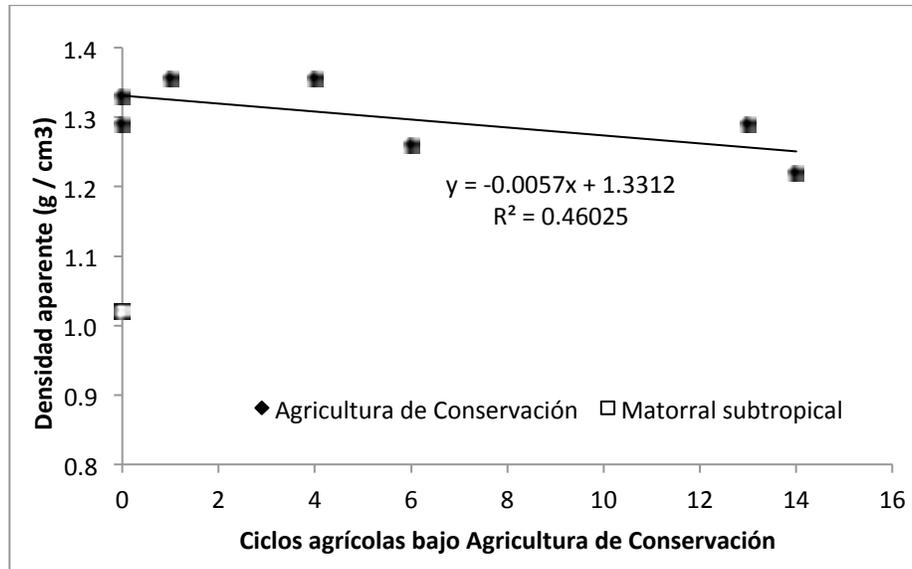


Figura 8. Reducción de la compactación del suelo bajo manejo de AC en vertisoles.

Conclusiones

Los vertisoles de los valles de Michoacán presentan problemas por degradación química principalmente, debido a la presencia del sodio y Boro que se encuentran en concentraciones altas y que favorecen la desestructuración del suelo y por ende la pérdida de COS. Resultando indicadores robustos para sugerir cambios en la captura de carbono en vertisoles cultivados de Michoacán y potencialmente de la región centro del país.

Sin embargo, ante esta problemática se encuentra una alternativa viable para este tipo de suelos en específico, la Agricultura de Conservación que presentó efectos positivos en la reestructuración de los suelos y el almacén de carbono para hacer frente a los efectos de los cambios globales.

Agradecimientos

A la Fundación Produce Michoacán A.C., por los proyectos: MANEJO AGROECOLÓGICO DE LA PRODUCCIÓN DE GRANOS EN CONDICIONES DE RIEGO EN MICHOACÁN y LA ESCUELA DE CAMPO (MIP) COMO PLATAFORMA DE EDUCACIÓN AGROECOLÓGICA Y APRENDIZAJE PARTICIPATIVO EN EL SECTOR HORTALIZAS DE MICHOACÁN. CONACYT-COECYT Michoacán, proyecto: Saneamiento, Restauración y Conservación de la Subcuenca del Río Cupatitzio (Clave: MICH-2009-C02-115897).

Bibliografía

- Bronick C. J., R. Lal. 2005. Soil structure and management: A review. *Geoderma* 124:3–22.
- Doerr S. H. 1998. On standarizing the “Water Drop Penetration Time” and the ‘Molarity of an Ethanol Droplet’ techniques to classify soil hydrofobicity: a case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms* 23:663-668.
- Håkansson I., J. Lipiec. 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compactation. *J. Soil and Tillage Research* 53:71-85.
- INEGI. 1985. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Síntesis Geográfica del Estado de Michoacán. Secretaría de programación y presupuesto. México, D.F. 316 pp.
- Kemper W. D., R. C. Rosenau. 1996. Aggregate stability and size distribution. In: A. Klute (ed). *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. SSSA Book series 9. Second edition. Agronomy. Madison Wisconsin. USA. 1188 pp.
- Nable R. O., G. S. Bañuelos, J. G. Paull. 1997. Boron toxicity. *Plant and Soil* 193:181-198.



1.24 Estimación del carbono almacenado en el material leñoso caído en una selva tropical mediana del estado de Yucatán

Martin-Canul Pedro P.¹; Dupuy-Rada Juan M.²; López-Merlín D.³; Caamal-Sosa Juan P.³ y May-Pat Filogonio²

¹Instituto Tecnológico de Conkal, Km 16.3 antigua carretera Mérida-Motul, C.P. 97345 Conkal, Yucatán, México. Autor para correspondencia: pitter1012@gmail.com

²Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. Calle 43 # 130, Col. Chuburná de Hidalgo, C.P. 97200, Mérida, Yucatán, México.

³Comisión Nacional Forestal: Proyecto México-Noruega, Periférico Poniente 5360, Col. San Juan de Ocotán 45019, Zapopan, Jalisco.

Resumen

Uno de los problemas de degradación de las selvas son los incendios forestales debidos a la acumulación de material combustible ocasionados por las actividades antropogénicas. El objetivo fue estimar la masa y el carbono almacenado en el material leñoso caído (MLC) en una selva tropical mediana subcaducifolia en el Sitio de Monitoreo Intensivo de carbono (SMIC) Kaxil Kiuic, Yucatán, con base en la metodología de Brown (1974) modificada por el INFyS, así como determinar la influencia de la edad de sucesión (3-5, 10-17, 18-25, 60,65 y mayores de 100 años), y la condición topográfica (cerro y plano) y descomposición del MLC (1- no descompuesto, 2- se desprende la corteza, 3- sin corteza, 4- blanda, 5- descompuesto). Para ello, se establecieron tres transectos de muestreo en cada uno de 15 conglomerados tipo INFyS de diferente edad y condición topográfica. Se registraron 1878 ramas pertenecientes a 31 familias. El valor promedio de carbono contenido en el MLC estimado en el SMIC fue de 2.12 Mg/ha⁻¹. La mayor cantidad de carbono correspondió a los sitios de 3-5 años con un promedio de 4.08 Mg/ha⁻¹ y la menor a los sitios de 18-25 años, cuyo promedio fue de 1.08 Mg/ha⁻¹; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las edades de sucesión ($p=0.32$). En cuanto a la condición topográfica, se obtuvo mayor carbono en cerros que en las zonas planas con medias de 2.4 Mg/ha⁻¹ y 1.4 Mg/ha⁻¹, respectivamente, sin embargo no se encontraron diferencias significativas ($p=0.2$). En cuanto al estado de descomposición, se encontraron diferencias significativas entre categorías de descomposición ($p=0.03$), obteniendo mayor contenido de carbono en la categoría 2 con una media de 0.66 Mg/ha⁻¹ comparado con la categoría 5 con un valor de 0.27 Mg/ha⁻¹.

Palabras clave: carbono, masa de la madera muerta, material leñoso caído, sucesión.

Abstract

One of the problems of forest degradation are forest fires due to the accumulation of combustible material caused by anthropogenic activities. The objective was to estimate the mass and the carbon stored in the DWM (MLC) in a medium tropical deciduous forest in the Intensive Site Monitoring carbon (SMIC) Kaxil Kiuic, Yucatán, based on the methodology of Brown (1974) as amended by INFyS and to determine the influence of age of succession (3-5, 10-17, 18-25, 60,65 and over 100 years), the condition topography (hills and flat) and decomposition of the MLC (1) not broken, (2) the bark falls off, (3) bark, (4) soft, (5) decomposed). For this, three sampling transects each of 15 different types of cluster INFyS age and topographical condition established. 1878 branches belonging to 31 families were recorded. The average value of the estimated carbon content in the SMIC MLC was 2.12 Mg/ha⁻¹. Most carbon sites corresponded to 3-5 with an average of 4.08 Mg/ha⁻¹ and the lowest at sites 18-25, which averaged 1.08 Mg/ha⁻¹; however, no significant differences succession

ages ($p = 0.32$) were found. Regarding the topographical condition, carbon was obtained higher hills in the flat areas with half of 2.4 Mg/ha^{-1} and 1.4 Mg/ha^{-1} , respectively, without freewheeling no significant difference ($p = 0.2$) were found. As for the state of decomposition, significant differences between categories of decomposition ($p = 0.03$) were found, obtaining higher carbon content in Category 2 with a mean of 0.66 Mg/ha^{-1} compared with category 5 with a value of 0.27 Mg/ha^{-1} .

Key words: carbon biomass thrives dead, fallen woody material, succession.

Introducción

El cambio climático es uno de los problemas ambientales más graves del presente siglo, debido a las altas concentraciones de gases de efecto invernadero que han aumentado desde tiempos preindustriales provocadas por las actividades humanas, sobre todo la utilización de combustibles fósiles y los cambios en el uso y en la cubierta de los suelos (IPCC, 2001). El cambio climático es inducido principalmente por gases de efecto invernadero como el metano, el óxido nitroso y el dióxido de carbono (CO_2). El aumento de las concentraciones de estos gases, junto a las fuerzas naturales incluyendo los incendios forestales, han contribuido a los cambios en el clima de la Tierra a lo largo de todo el siglo XX (IPCC, 2002). La concentración del dióxido de carbono ha aumentado de 280 ppm a 400 ppm en el 2014, lo que excede el rango natural de los últimos 650.000 años (180 a 300 ppm). La tasa de crecimiento de la concentración anual de CO_2 fue mayor durante los últimos 10 años con una media de 1.9 ppm por año entre 1995 a 2005, en comparación cuando se realizó las mediciones directas continuas de la atmósfera de 1960-2005 con un promedio de 1,4 ppm anuales (IPCC, 2007). El impacto del clima en diversos sectores de la actividad humana ha llevado a la sociedad, incluyendo sus instituciones de gobierno, a interactuarse en el tema del cambio climático (Martínez *et al.*, 2004). Los bosques tropicales resultan ser apropiados para este fin ya que combinan altas tasas de fijación de carbono con gran área disponible (Moura-Costa, 1996 y Ortiz *et al.*, 1998; citados en Vaccaro, 2003) mediante la fotosíntesis almacenándolo en su biomasa (CIFOR, 2010), estas áreas resultan ser importantes no solo en la conservación y protección de diversidad de especies sino en la utilización de las mismas como sumideros de carbono para el país (Franquis e Infante, 2003). El IPCC (2007), indica que el carbono total en los ecosistemas forestales se ha calculado en 638 Gigatoneladas, cifra que supera la cantidad de carbono presente en la atmósfera. Sin embargo la FAO, (2010, 2012) reporta que la deforestación, principalmente la conversión de los bosques tropicales en tierras agrícolas continúa a un ritmo sumamente elevado. Otro de los mayores problemas de degradación y fragmentación de los bosques y selvas son los incendios forestales (Rodríguez *et al.*, 2011, Flores y Benavides, 1994). Esto provoca que el carbono almacenado se libere nuevamente hacia la atmósfera en forma de dióxido de carbono, contribuyendo a agravar el problema del cambio climático (CONAFOR, 2011).

El dióxido de carbono es el gas más importante en el efecto invernadero y por lo tanto uno de los responsables del posible cambio climático (IPCC, 2007). Sin embargo, se tienen todavía incertidumbres muy importantes sobre las emisiones y captura de este gas, particularmente en los ecosistemas forestales. Por esta razón, se requiere de estudios de caso a nivel regional que conlleven a obtener datos más precisos sobre los flujos y almacenes de este gas en los bosques y selvas (Ordoñez *et al.*, 2001). Las evaluaciones de la madera muerta son utilizadas en los inventarios forestales, dado que juegan un papel clave en el ciclo de nutrientes y agua, constituyendo un verdadero indicador de biodiversidad, reserva de carbono y sustrato (Díaz, 2013). El objetivo de este trabajo fue estimar la biomasa y el carbono almacenado en el material leñoso caído (MLC) mediante transectos en una selva tropical mediana subcaducifolia en el Sitio de Monitoreo Intensivo de carbono (SMIC) Kaxil Kiuic, Yucatán, siguiendo la metodología propuesta por el INFyS a través de Brown (1974) en la cual se han

efectuado algunas modificaciones que posteriormente se mencionan, así como determinar la influencia de la edad de sucesión, la condición topográfica (cerro y plano) y descomposición del MLC. Este estudio sienta algunas bases para continuar investigando sobre la importancia de la madera muerta presente en la Reserva Biocultural de Kaxil Kiuc.

Materiales y métodos

Características del área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc a unos 100 km al sur de la ciudad de Mérida, ubicada en la parte central de la Península de Yucatán, en la región Puuc entre 20° 5' y 20° 7' de latitud N y 89° 32' y 89° 34' de longitud O del Estado de Yucatán en México. Actualmente en la zona existen tres comunidades mayas: Xul, Xkobenhaltun y Yaxhachén, cada una de menos de 2000 habitantes. Esta área es una reserva privada que se maneja con el propósito de proteger los recursos naturales y culturales, abarca una extensión de 1800 ha, y ha sido denominada Reserva Biocultural dado que dentro de la superficie se conserva tanto la diversidad biológica como cultural por la presencia de zonas arqueológicas de la cultura maya. Como parte de la colaboración con el Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en el establecimiento de una Red de Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono (Red Mex-SMIC), se planteó la estimación del contenido de carbono en el material leñoso caído, para la generación de insumos para la contabilidad de emisiones y remociones de gases de efecto invernadero (GEI) con el uso de modelos de la dinámica del carbono en sistemas forestales. En esta zona se establecieron 15 conglomerados (unidades de muestreo), pertenecientes a 5 categorías de edades de 3 a 5, 10 a 17, 18 a 25, 60 a 65 años, y mayores a 100 años de abandono para levantar información que permita estimar almacenes de carbono en el MLC (Figura 1). El sitio de registro de los datos del MLC se llevó a cabo a través de un área que comprende parte de la reserva, en donde parte de los conglomerados se ubicaron dentro de ella, se establecieron 32 conglomerados de 1 ha, dentro de un mosaico heterogéneo de diferentes coberturas de suelo: bosque tropical seco estacional (selva mediana subcaducifolia) en diferentes edades sucesionales, área agrícolas de las cuales para el muestreo del MLC se tomaron 15 conglomerados en 5 categorías de edad sucesional.

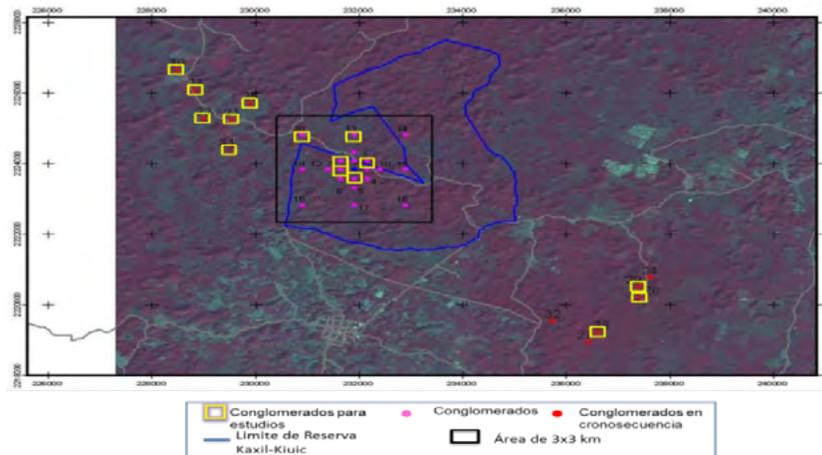


Figura 1. Distribución de los conglomerados para el muestreo de material leñoso caído; el cuadro negro representa el área del SMIC Kaxil Kiuc y en azul la Reserva Biocultural de Kaxil Kiuc, Yucatán.

Cada conglomerado está integrado por 3 transectos de intersección, equidistantes en formas de cruz, cada una de la cual está separada a 35 m del centro del conglomerado y orientadas al sur, este y oeste (45° , 180° y 315°). Cada transecto cuenta con 4 líneas de muestreo marcadas a los 4 metros para medir el MLC fino con un diámetro de ≥ 0.5 a ≤ 2.5 cm, 8 metros para el MLC mediano con un diámetro de ≥ 2.5 a ≤ 7.5 cm y 15 metros donde se midió todo el MLC grueso que alcanzaron un diámetro ≥ 7.5 cm que intersectaba en la línea de muestreo cuando las piezas de madera estuvieron desprendidas de su fuente original, es decir, que no estén pegadas al tallo de un árbol o arbusto en pie (Figura 2). A cada pieza se le registro el diámetro, peso, longitud, categoría diamétrica, clase de descomposición, especie y la pendiente de la línea.

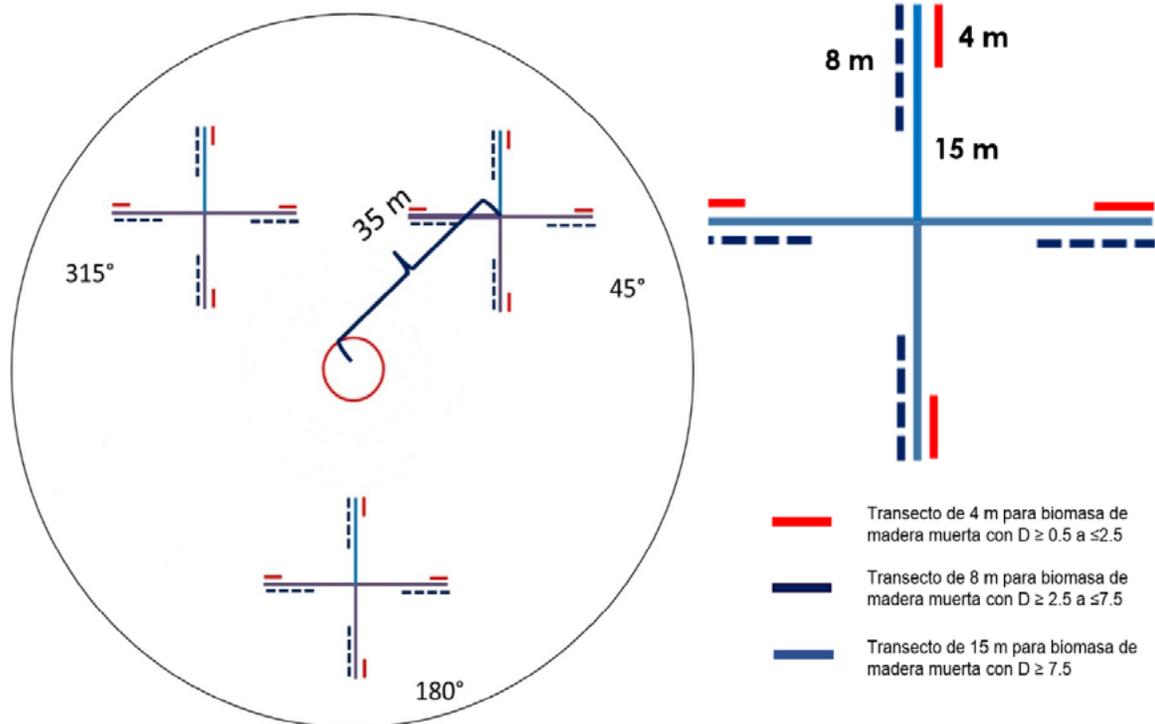


Figura 2. Ubicación de los transectos de material leñoso caído (izquierda). Transectos de muestreo en forma de cruz de 15m por línea (derecha).

La descomposición de la pieza se clasificó mediante el uso de un sistema de cinco clases propuesto por Waddell (2002), y los criterios que se tomaron para que un MLC fuera tomado en la base de datos se siguió el protocolo del INFyS para materiales combustibles, con base en Brown (1974).

Se colectaron 315 muestras para calcular el peso seco y el volumen mediante el desplazamiento del agua con la finalidad de determinar la densidad específica de la madera para cada categoría diamétrica y para cada clase de descomposición. El contenido de carbono en el MLC para todos los grados de descomposición se determinó mediante un factor de conversión de C de 0.45 propuesto por Zamora (2003).

Resultados y discusión

Estimación de Carbono

Se registraron 1878 ramas pertenecientes a 31 familias y 100 especies, de las cuales, las especies de ramas que se presentaron con mayor frecuencia durante el muestreo del MLC fueron: *Neomillspaughia emarginata* con 345 ramas, seguido de *Mimosa bahamensis* (189), *Acacia gaumeri* (145), *Helicteres baruensis* (118), *Piscidia piscipula* (104), *Gymnopodium floribundum* (100), *Lysiloma latisilicun* (92), *Caesalpinia gaumeri* (89), *Bursera simaruba* (86), *Lonchocarpus xuul* (51), (Figura 3). El valor promedio de carbono almacenado en el MLC en el SMIC fue de 2.12 MgC/ha⁻¹.

Dichos resultados se encuentran por debajo del rango estimado para bosques principalmente caducifolios xerófilos de aproximadamente 20 m de altura, situados entre los valores de 6.92 MgC/ha⁻¹ y representan más de la tercera parte del valor reportado por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (2004) en bosques subtropicales de Argentina, cuyos valores fueron de 9.51 MgC/ha⁻¹.

A su vez, es mayor al volumen reportado por Concha *et al.*, (2001), para bosques primarios manejados de México, quienes lo estiman en 1.44 MgC/ha⁻¹. El carbono captado por cada región forestal depende de la superficie de la región y del incremento medio anual de materia seca por hectárea para cada tipo de bosque.

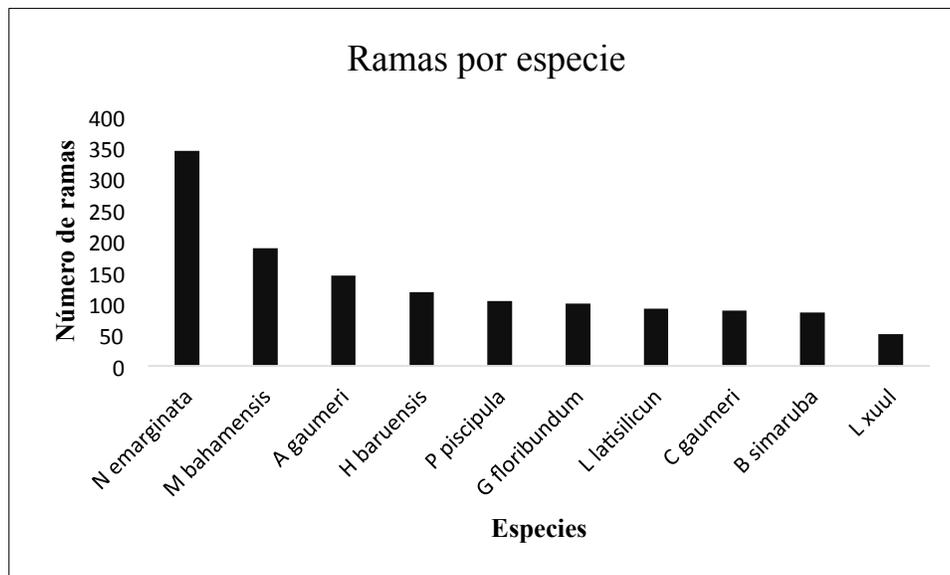


Figura 3. Número de ramas de mayor abundancia por especies en las mediciones de los transectos.

A partir de la Figura 4 se puede ver que los valores de carbono almacenado en el MLC más altos se encuentran en sitios de 3-5 años de sucesión con un promedio de 4.08 MgC/ha⁻¹ y en sitios maduros de 100 años con un promedio de 2.04 MgC/ha⁻¹, mientras que los sitios de 10-17 años y mayores de 60 años acumulan casi la misma cantidad de carbono. Sin embargo, al efectuar el análisis para comparar si existen diferencias significativas entre los estadios de sucesión, es decir, si la biomasa que cae en sitios de sucesión temprana varía con respecto a sitios maduros, no se encontraron diferencias ($p=0.32$) que representen una variación en los valores de biomasa de madera muerta con respecto a la edad de la selva. De tal manera, hay que tener en cuenta que la cantidad y estructura del MLC, podrán ir variando según la ubicación geográfica, la edad y el tipo de selva.

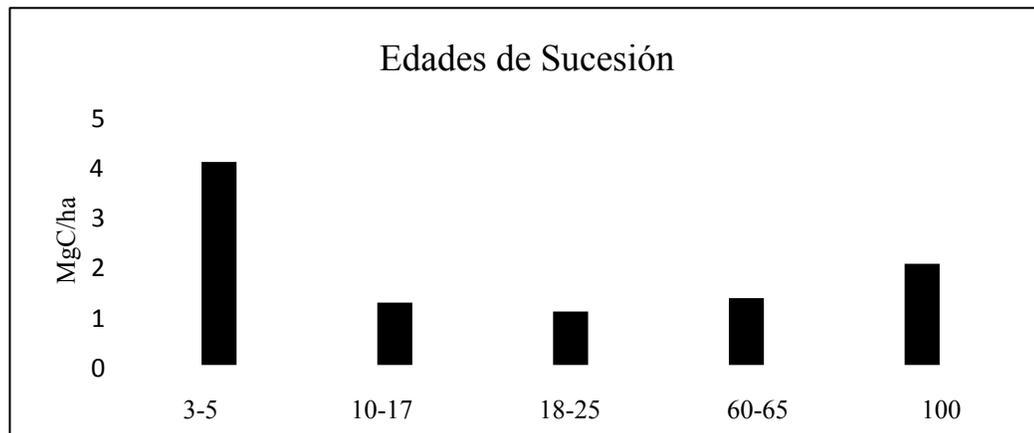


Figura 4. Contenido de carbono promedio (MgC/ha^{-1}) en el MLC para los cinco categorías de edad de sucesión.

Con respecto a la clasificación y el contenido de carbono en la madera muerta según el diámetro (Figura 5), los resultados reflejan que el material grueso ≥ 7.5 cm es lo más representativo constituyendo un valor promedio del contenido de carbono de $2.3 \text{ MgC/ha}^{-1} \pm \text{EE}$ mientras que el MLC fino con un valor promedio de $0.81 \text{ MgC/ha}^{-1} \pm \text{EE}$ respectivamente. Por lo tanto el contenido de carbono vario significativamente entre las categorías diamétricas con un valor de $p=0.0001$. Los cálculos se realizaron en base a la abundancia de cada tipo de madera muerta.

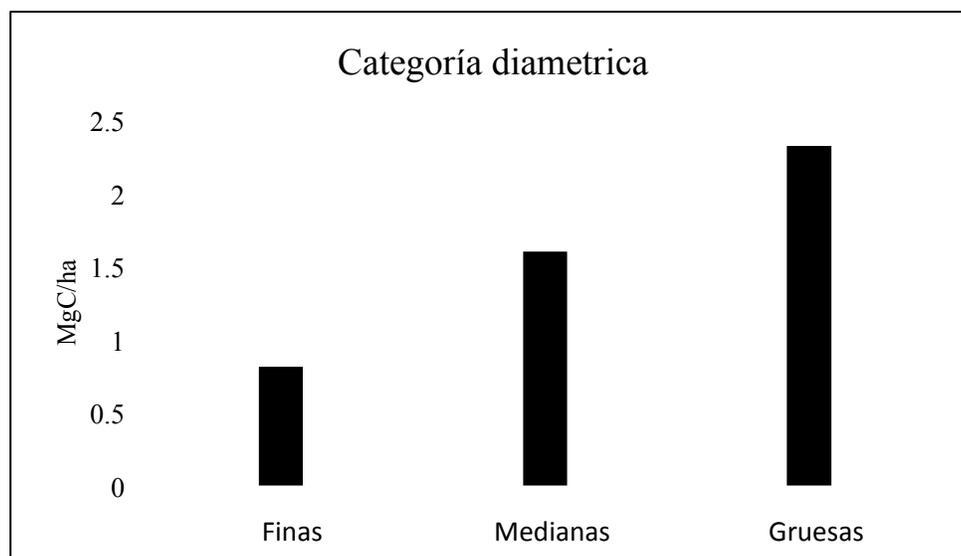


Figura 5. Contenido de carbono (MgC/ha^{-1}) con base al diámetro del MLC. Finas: de ≥ 0.5 a ≤ 2.5 cm. Medianas: de ≥ 2.5 a ≤ 7.5 cm. Gruesas: > 7.5 cm.

El carbono contenido en condiciones topográficas existentes en los sitios de muestreo de la Reserva de Kaxil kiuc caracterizados por lomeríos y partes bajas (Figura 6), variaron entre 2.4 MgC/ha^{-1} en cerros y 1.4 MgC/ha^{-1} en condiciones planas, sin embargo, el análisis para comparar si existen diferencias significativas entre las dos condiciones topográficas, no se encontraron diferencias

significativas ($p=0.2$). Esto refleja posiblemente la variación debida a otros factores (edad sucesional, tamaño diamétrico y densidad de madera).

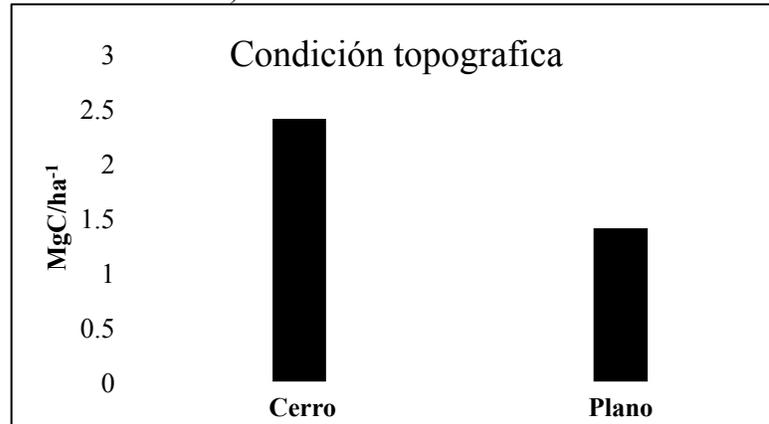


Figura 6. Contenido de carbono promedio (MgC/ha⁻¹) en MLC para dos condiciones topográficas.

Se comparó el contenido de carbono entre las cinco clases de descomposición de acuerdo a Waddell (2002) y se encontraron diferencias significativas entre las categorías de descomposición con un valor de $p=0.03$, registrando mayor contenido de carbono en el MLC de categoría 2 con un promedio de 0.66 MgC/ha^{-1} donde la corteza se empieza a desprender de la troza y el menor contenido de carbono en la categoría 5 con un valor de 0.27 MgC/ha^{-1} (Figura 7), considerado que tiene una menor densidad producto de la descomposición.

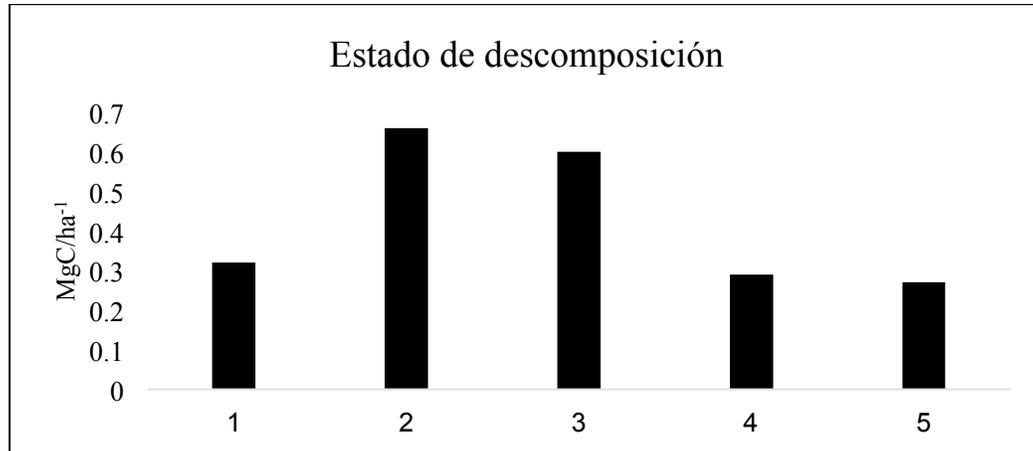


Figura 7. Contenido de carbono en diferentes estados de descomposición del MLC.

Las técnicas de estimación de carbono en el MLC, en general, son muy costosas, debido al enorme volumen del material que se requiere coleccionar para generar las ecuaciones de cálculo. Por eso, en este trabajo optó por estimarla mediante la densidad de la madera lo cual se espera sea un procedimiento más económico para futuros estudios de esa manera disminuir más la incertidumbre en las estimaciones de carbono de este componente.

El presente estudio brinda una primera aproximación a una estimación detallada del contenido de carbono en la madera muerta sobre el piso forestal en la Reserva de Kaxil Kiuic. Se recomienda que en estudios posteriores se deba mejorar la estimación de este potencial de captura en otros sitios que

incluya plantaciones que actualmente ha establecido la comunidad. Asimismo sería conveniente usar datos sobre el contenido de carbono en descomposición de la madera.

Conclusiones

Contrario a lo esperado, el mayor contenido de carbono en la madera muerta correspondió a los sitios de 3-5 años. Esto podría deberse a que existen restos de madera del proceso de roza, tumba y quema asociado a la milpa.

En las primeras etapas (edad sucesional) se presentan altos contenidos de carbono en el MLC lo cual puede deberse a residuos de la milpa, pero en edades posteriores la tendencia es aumentar, reflejando, seguramente un aumento en la biomasa total y en su pérdida.

El contenido de carbono almacenado aumentó con el tamaño diamétrico, es decir, en general aumentó con la densidad de la madera, como se esperaba.

La descomposición de la madera constituye uno de los procesos más importantes en los ecosistemas por su aporte de nutrientes al suelo y por su repercusión en el presupuesto global de carbono debido a la cantidad de este elemento que es regresada a la atmósfera como consecuencia de la respiración.

No se encontraron diferencias en el contenido de carbono del MLC entre planicies y cerros, posiblemente debido a la gran variación debida a otros factores (edad sucesional, tamaño diamétrico y densidad de madera).

Bibliografía

- Brown J. K. 1974. Handbook for Inventorying Downed Woody Material. GTR-INT-16, USDA Forest Service. Ogden, UT.
- CIFOR. 2010. Guía de CIFOR sobre bosques, cambio climático y REDD.
- CONAFOR. 2011. Servicios ambientales y cambio climático. Zapopan, Jalisco, México.
- Concha D. C., L. Krishnamurthy, J. Alegre. 2001. Cuantificación del carbono secuestrado por algunos SAF's y testigo, en tres pisos ecológicos de la Amazonía del Perú. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales, octubre del 2001, Valdivia, Chile. pp. 1-23.
- Díaz Z. J. 2013. Cuantificación y calificación de madera muerta en un bosque del Chaco Semiárido. *Quebracho* 21:103-114.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal. Roma.
- FAO. 2012. El estado de los bosques del mundo. Roma.
- Flores G. J., S. J. Benavides. 1994. Algunas condiciones que influyen en el riesgo y peligrosidad de los incendios forestales (Primera ed.). Guadalajara, Jalisco, México: CIPAC.
- Franquis F. R., A. M. Infante. 2003. Los bosques y su importancia para el sumidero de servicios ambientales. *Revista Forestal Latinoamericana* 018:17-30.
- IPCC. 2001. The Scientific Basis is the most comprehensive and up-to-date scientific assessment of past present and future climate change. pp. 1-94.
- IPCC. 2002. Cambio climático y biodiversidad. pp.1-93.
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: las bases científicas y físicas. pp.1-19.
- Martínez J., B. A. Fernández, P. Osnaya. 2004. Cambio climático: una visión desde México. D. F, México.
- Ordoñez J. A., H. Bernardus, O. Masera. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosque* 7:27-47.
- Rodríguez T. D. 2011. Modelaje del peligro de incendio forestal en las zonas afectadas por el huracán Dean. *Agrociencia* 45:593-608.
- Vaccaro S. A. 2003. Almacenamiento de carbono en estudios de la sucesión secundaria en la provincia de misiones, Argentina. *Interciencia* 28:521-527.
- Waddell K. L. 2002. Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. *Ecological Indicators* 1:139-153.
- Zamora C. J. 2003. Estimación del contenido de carbono en biomasa aérea en el bosque de pino del ejido "La Majada" municipio de Periban de Ramos, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agrobiología "Presidente Juárez" U.M.S.N.H. Uruapan, Michoacán.

1.25 Estimación de carbono almacenado en biomasa aérea y subterránea en dos bosques de referencia del Monte Tláloc en Texcoco, Estado de México

Bolaños-González Yunuen¹; Bolaños-González Martín²; Paz-Pellat Fernando²; González-Wong Julio³ y Barrales-Brito Edgar²

¹Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México.

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: bolanos@colpos.com

³Grenaser S.A. de C.V., Chiconautla No.8, Col. Lomas de Cristo, C.P.56225, Texcoco, Estado de México.

Resumen

El presente trabajo aporta información sobre la capacidad de almacenamiento de carbono en la biomasa aérea y subterránea de dos bosques de referencia (BR) representativos de la vegetación de los bosques templados del oriente del Estado de México. El área de muestreo se ubicó en las faldas del Monte Tláloc, en el municipio de Texcoco, entre las coordenadas 19°26'42.36" y 19°28'20.09" latitud norte y 98°44'59.74" y 98°46'42.78" longitud oeste, con una superficie de 9km². Dentro del área de muestreo se delimitaron dos zonas homogéneas, denominadas BR, el primero dominado por oyamel (*Abies religiosa*) y el segundo compuesto principalmente por ciprés (*Cupressus lusitánica*). Para el cálculo de biomasa aérea y subterránea, así como su contenido de carbono se utilizaron ecuaciones alométricas. El promedio de carbono en el BR 1 contenido en la biomasa aérea fue de 601.053 Mg ha⁻¹ y en la biomasa subterránea de 123.39 Mg ha⁻¹; en tanto en BR 2 fue de 118.44 Mg ha⁻¹ y 28.62 Mg ha⁻¹, respectivamente.

Palabras clave: carbono, biomasa aérea, biomasa subterránea, *Abies religiosa*, *Cupressus lusitánica*.

Abstract

The present study provides information on the storage of carbon in aboveground and belowground biomass of two reference forests (BR) representative of the vegetation of the temperate forests of the eastern of Mexico State. The sampling area was located in the foothills of Mount Tlaloc, in municipality of Texcoco, between latitudes 19 ° 26' 42.36" and 19 ° 28' 20.09" of north latitude and 98° 44' 59.74" and 98° 46' 42.78 " of west longitude, with an area of 9km². Within the sampling area two homogeneous areas, called BR were defined, the first dominated by fir (*Abies religiosa*) and the second consisting mainly of cypress (*Cupressus lusitánica*). For the calculation of aboveground and belowground biomass and their carbon content allometric equations were used. The average carbon content in BR1 aboveground biomass was 601.053 Mg ha⁻¹ and in belowground biomass of 123.39 Mg ha⁻¹; while in BR2 was 118.44 Mg ha⁻¹ and 28.62 Mg ha⁻¹, respectively.

Key words: carbon, aboveground biomass, belowground biomass, *Abies religiosa*, *Cupressus lusitánica*.

Introducción

La biomasa se define como la cantidad total de material orgánico existente, por arriba y por abajo del suelo, expresada como peso anhidro por unidad de área (FAO, 2004); su cuantificación es de gran importancia en usos de suelo forestal debido a que permite determinar la cantidad de CO₂ que

potencialmente podría liberarse a la atmósfera, ya que aproximadamente el 50% de la biomasa es Carbono (Brown, 1997; IPCC, 2003).

En general, las plantas absorben el CO₂ de la atmósfera a través de la fotosíntesis y éste compone las materias primas como la glucosa, que participa en procesos fenológicos para la formación de componentes del árbol (flores, frutos, follaje, ramas y fuste). Éstos, a su vez, proporcionan elementos necesarios para su desarrollo y crecimiento en altura, diámetro, área basal y diámetro de copa, principalmente. El carbono se deposita en follaje, tallos, sistemas radiculares y, principalmente, en el tejido leñoso de los troncos y ramas principales de los árboles.

Estos componentes aportan materia orgánica al suelo y al degradarse dan origen al humus, que a su vez contiene CO₂, por esta razón "los bosques son considerados importantes reguladores en el nivel de carbono atmosférico" (Hipkins, 1984; Ordoñez *et al.*, 1998; Ordoñez 1999). Montoya *et al.* (1995) afirma 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. Se ha estimado que el carbono (C) en la biomasa de los bosques primarios y secundarios varía entre 60 y 230 y entre 25 y 190 Mg ha⁻¹, respectivamente (Brown, 1997).

En lo que respecta a tipos de vegetación en México, De Jong *et al.* (1999) encontraron valores mucho más altos de densidades de C en los altos de Chiapas (Cuadro 1) que los reportados por otros autores, por ejemplo Cairns *et al.* (1997b).

Cuadro 1. Densidades de C en los Altos de Chiapas para diferentes usos de suelo/coberturas

Clase de uso de suelo/cobertura	Densidad C (Mg C ha ⁻¹)		
	Biomasa sobre el suelo	Biomasa de raíces	Total
Bosque nublado de encino y perenne	189.0	36.0	225.0
Bosque de pino-encino	135.4	30.9	166.3
Bosque de pino	120.0	25.7	145.7
Bosque degradado y fragmentado	29.1	8.9	38.0
Tierras de cultivo	6.0	0.6	6.6
Pastizal	18.1	3.8	21.9

Nota: La biomasa sobre el suelo incluye fitomasa (biomasa aérea de árboles y herbáceas), madera muerta gruesa y mantillo. Fuente: De Jong *et al.*, 1999.

Existen métodos directos e indirectos para estimar biomasa de un bosque. El método directo consiste en cortar el árbol y pesar la biomasa total, determinando luego su peso seco (usualmente se toman solo unas muestras del material para secar y determinar peso seco).

Una forma de estimar la biomasa con el método indirecto es a través de ecuaciones y modelos matemáticos calculados por medio de análisis de regresión entre las variables colectadas en el terreno y en inventarios forestales (Brown, 1997). Para el cálculo de las biomásas en el presente estudio se utilizaron las ecuaciones alométricas mostradas en los Cuadros 2 para biomasa aérea y 3 para biomasa subterránea.

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas utilizadas para el cálculo de biomasa aérea

Especie	Ecuación para biomasa	Ecuación para carbono	Referencia
<i>Abies religiosa</i>	$0.0714 \cdot DN^{2.5103}$	$0.0332 \cdot DN^{2.5103}$	Avendaño D., <i>et al.</i> (2007)
<i>Cupressus lusitanica</i>	$0.5266 \cdot DN^{1.7712}$	$0.2639 \cdot DN^{1.7698}$	Vigil N. (2010)
<i>Quercus laurina</i>	$0.1033 \cdot DN^{2.39}$	$B \cdot 0.5$	Acosta-Mireles <i>et al.</i> (2002)

FUENTE: Elaboración propia.

Basado en el trabajo realizado por Cairns *et al.* (1997a), el IPCC (2003) recomienda la utilización de la siguiente ecuación alométrica para estimar la biomasa por debajo del suelo (raíces) en bosques templados.

Cuadro 3. Ecuación alométrica utilizada para estimar la biomasa de raíces (RBD)

Condiciones y variables independientes	Ecuación	Tamaño de la muestra	R ²
Bosques templados, BSS	$Y = e^{[-1.0587 + 0.8836 \cdot \ln(BSS) + 0.2840]}$	151	0.84

Materiales y métodos

El área de muestreo se localiza en las faldas del monte Tláloc, en el municipio de Texcoco de Mora, entre las coordenadas: 19°26'42.36" y 19°28'20.09" latitud norte y 98°44'59.74" y 98°46'42.78" longitud oeste. El sitio tiene una superficie de 9 km² e integra partes de los ejidos de Santa Catarina del Monte, San Pablo Ixayoc, Santa María Nativitas y San Miguel Tlaixpan.

Mediante la identificación de uso de suelo en recorridos de campo preliminares dentro del sitio experimental y fotointerpretación, se delimitaron matrices o unidades homogéneas de uso del suelo y vegetación. La metodología utilizada fue tomada inicialmente del manual de campo del IFEC (Inventario Forestal Estatal Cuantitativo) y de la "Propuesta para el establecimiento de un sistema Nacional de Monitoreo de la dinámica del Carbono en Ecosistemas Forestales de México orientado a la calibración y validación de modelos", los cuales utilizan un muestreo de los recursos forestales y de otras unidades de vegetación asociadas. El diseño de muestreo se orientó para obtener datos cuantitativos sobre carbono del suelo, mantillo, raíces y biomasa forestal área.

Los sitios cuantitativos se distribuyeron en el paisaje formando un conglomerado tipo CONAFOR (cada conglomerado estuvo formado por 4 sitios cuantitativos (Figura 1), y cada sitio cuantitativo tuvo la estructura mostrada en la Figura 2).

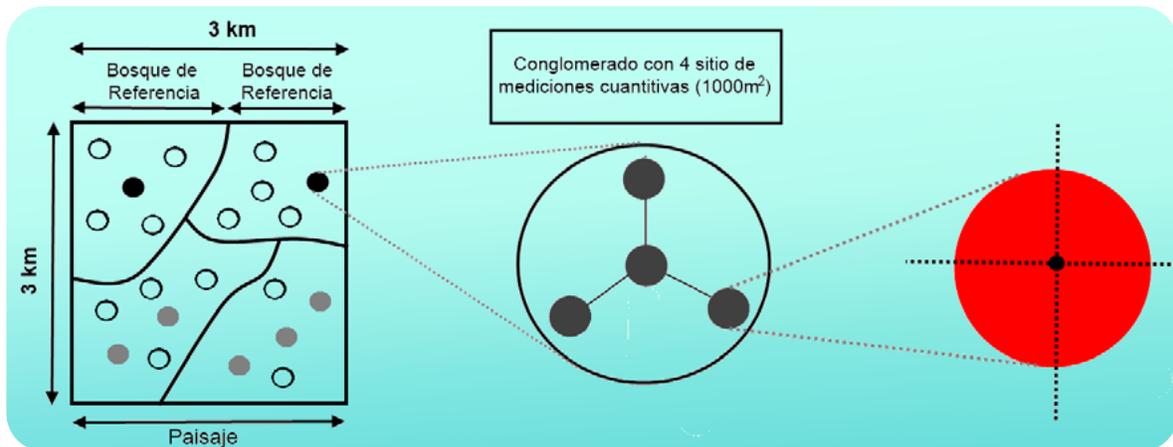


Figura 1. Diseño experimental del área de medición.

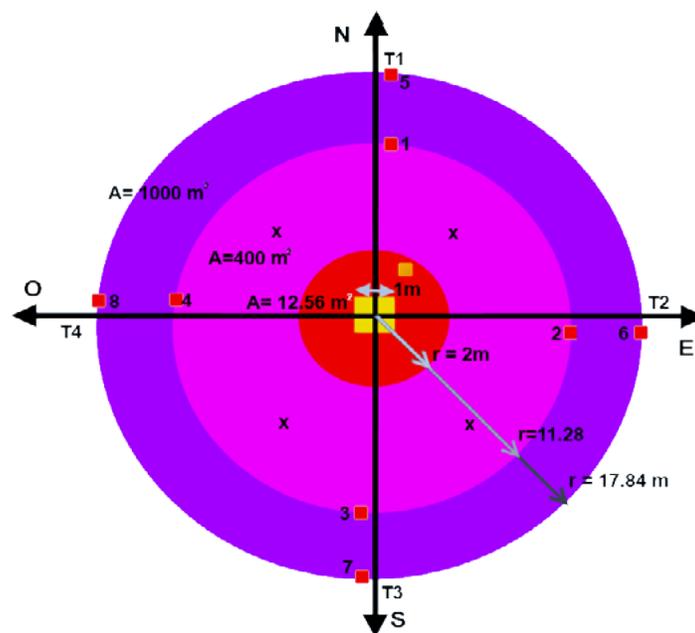


Figura 2. Diagrama del sitio de muestreo, puntos de toma de datos.

Para el cálculo de las biomásas aérea y subterránea se realizó el levantamiento de la siguiente información: caracterización del medio natural por uso actual del suelo y cobertura de la vegetación; presencia de agentes de perturbación como incendios, plagas y enfermedades, pastoreo, tala clandestina y material combustible. Los datos recabados fueron los siguientes: género y especie, nombre común, número de individuos por edad o categoría de altura (árboles y arbustos por separado), daño y porcentaje de cobertura en el sitio.

Resultados y discusión

De acuerdo a los resultados obtenidos (Cuadro 4), se observa una notable diferencia entre la cantidad de carbono almacenado en los sitios uno y dos con respecto a los sitios tres y cuatro del bosque de referencia uno (bosque de oyamel), esto se debe a que en los últimos dos sitios existen

árboles de hasta poco más de 2 m de diámetro normal; sin embargo, la distribución de estos árboles de gran tamaño no es regular dentro del área muestreada, provocando una alta variabilidad entre sitios de medición, dentro del propio BR1, lo cual se refleja en coeficiente de variación muy alto, incluso superior al 100%, lo cual indica que la desviación estándar es mayor que la media, como se puede observar en el Cuadro 4. La elevada densidad de carbono en los sitios tres y cuatro también provoca que la densidad promedio del BR1 sea alta ($724.89 \text{ Mg ha}^{-1}$), valor mucho mayor que el reportado en otros trabajos en tipos de vegetación similares, por ejemplo De Jong *et al.* (1999) reportó densidades de carbono en biomasa total de 145.7 Mg ha^{-1} y Ordoñez *et al.* (2008) 169.7 Mg ha^{-1} .

En contraste, las densidades medias de carbono estimadas en el BR2 para biomasa (147 Mg ha^{-1}) son similares a las reportadas por otros autores en este mismo tipo de vegetación (De Jong *et al.*, 1999, reportó densidades de carbono en biomasa de 166.3 Mg ha^{-1} y Ordoñez *et al.* (2008) 115.7 Mg ha^{-1}); sin embargo, la variabilidad en los sitios de muestreo también es alta, aunque notablemente menor que en BR1, lo que se refleja en un coeficiente de variación superior al 50%.

Cuadro 4. Densidad de carbono almacenado en Biomasa aérea y subterránea

Bosque de referencia	Sitio	Carbono almacenado (Mg ha^{-1})		
		Biomasa aérea	Biomasa subterránea	Total
Bosque de oyamel	1	88.81	23.83	112.64
	2	133.57	34.21	167.78
	3	763.47	159.61	923.08
	4	1418.37	275.9	1694.27
Media		601.06	123.39	724.44
Desviación Estándar		625.92	118.93	744.80
Coeficiente de Variación (%)		104.14	96.39	102.81
Bosque de pino- encino	1	224.2	50.97	275.17
	2	88.32	22.34	110.66
	3	93.56	23.51	117.07
	4	67.66	17.65	85.31
Media		118.44	28.62	147.05
Desviación Estándar		71.39	15.12	86.51
Coeficiente de Variación (%)		60.28	52.82	58.83

Conclusiones

Como se mencionó anteriormente, en el presente estudio se obtuvieron valores de densidad de carbono superiores a los reportados por otros autores para tipos de vegetación similar, lo cual es particularmente notable en el caso de bosque de oyamel. Aunque en buena medida estos valores se explican por la existencia de árboles de grandes dimensiones de esta especie, que fueron medidos por encontrarse dentro del área de muestreo, también es posible que la ecuación alométrica usada sobreestime la biomasa aérea y, por lo tanto, el contenido de carbono, debido a que el rango de diámetros con la que fue construida ésta, no tuvo árboles de las tallas encontradas en este estudio. Así, la ecuación alométrica reportada por Avendaño *et al.*, (2007) utilizó rangos de diámetro normal (DN) entre 5.7 y 79 cm, en cambio en el BR1 se midieron dos árboles en el Sitio cuatro con DN de 159 y 262 cm y un árbol en el Sitio tres con DN de 132 cm, por lo que es posible que el modelo utilizado no sea

representativo de estas clases diamétricas y, aunque son solo tres especímenes de un total de 45 medidos, dadas sus dimensiones, podría ser suficiente para sobreestimar el contenido de carbono en estos sitios, sobre todo tomando en cuenta que la ecuación utilizada es de tipo exponencial.

Bibliografía

- Acosta-Mireles M., J. Vargas-Hernández, J. D. Etchevers-Barra, A. Velásquez-Martínez. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 6:725-736.
- Avendaño D., M. Acosta, F. Carrillo, J. Etchevers. 2007. Estimación de la biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa* (H.B.K) Schl. et Cham. *Fitotecnia Mexicana* 32:233-238.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. *Forestry Paper*. 55 pp.
- Cairns M., S. Brown, E. Helmer, G. Baumgardner. 1997a. Root biomass allocation in the world's upland forest. *Oecologia* 111:1-11.
- Cairns M., J. Winjum, D. Phillips, T. Kolchugina, T. Vinson. 1997b. Terrestrial carbon dynamics: case studies in the former Soviet Union, the conterminous United States, Mexico and Brasil. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 1:363-383.
- De Jong B., M. Cairns, P. Haggerty, N. Ramírez, S. Ochoa, J. Mendoza, M. González, I. March. 1999. Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in Central High Lands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 23:373-385.
- FAO. 2004. Global forest resources assessment update 2005, Terms and definitions (final version), Rome, Italy. Consulted in: <http://www.fao.org/docrep/007/ae156e/ae156e00.HTM>.
- Hipkins M. 1984. Photosynthesis In physiology. Malcolm b. Wilkin (De). *Gral Britain*. 219 pp.
- IPCC. 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan. 632 pp.
- Montoya G., L. Soto, B. de Jong, K. Nelson, P. Farias, P. Yakac-Tic, J. Taylor, 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.
- Ordoñez D. J. A. B., B. De Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez, O. Masera. 1998. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255:2074-2084.
- Ordoñez D. J. A. B. 1999. Captura de carbono en un bosque templado: el caso de San Juan Nuevo Michoacán. INE-SEMARNAP. México. 71 pp.
- Vigil N. 2010. Estimación de Biomasa y contenido de carbono en *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. en el campo forestal experimental "las cruces". Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México.



1.26 Evaluación de combustibles y su disponibilidad en incendios forestales: un estudio en Santa María Yavesía, Oaxaca

Wong-González Julio C.^{1,2} y Paz-Pellat Fernando^{1,2}

¹Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km. 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, C.P. 56230, Estado de México, México.

Autor para correspondencia: julwon@gmail.com

²Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.

Resumen

En el municipio de Santa María Yavesía, Oaxaca, se planteó el objetivo de identificar las zonas con un mayor grado de peligro de incendios, estimando la carga de combustibles forestales. Se establecieron diez sitios de estudio, distribuidos en las comunidades de *Quercus*, *Abies* y *Pinus*. En cada sitio se determinó la estructura de la vegetación y se calculó la carga de combustibles forestales muertos, para lo cual se aplicó la técnica de intersecciones lineales. Se evaluaron las condiciones topográficas y atmosféricas (temperatura y humedad relativa). Se elaboró un mapa que muestra la distribución potencial de las distintas cargas. El peligro se determinó considerando las categorías establecidas en la literatura como bajo, moderado, alto, muy alto y extremo. En el bosque de *Pinus-Quercus* se registró la máxima carga de combustibles con 164.2 Mg ha⁻¹. Los valores más bajos de carga corresponden al bosque de *Pinus hartwegii* con un aporte de 17.2 Mg ha⁻¹ y corresponde al menor peligro de incendio. Los sitios 1, 2, 8, 9 y 10 tuvieron un grado de peligro bajo, y en los dos últimos las bajas temperaturas y elevados porcentajes de humedad hacen poco probable que ocurra un incendio. El sitio 5 de *Pinus-Quercus* se clasificó con peligro moderado, mientras que en el mismo tipo de vegetación los sitios 3, 6 y 7 así como el 4 de *Quercus-Pinus* alcanzaron la categoría de extremo peligro. En estos últimos se deben emprender actividades de monitoreo continuo, así como distintas labores de manejo de combustibles con la finalidad de evitar incendios de gran intensidad.

Palabras clave: carga de combustibles forestales, peligro de incendios, vegetación.

Introducción

Un incendio forestal se define como la propagación del fuego no controlado sobre la vegetación forestal (Rodríguez, 1996). Se conocen tres tipos de incendios: los superficiales, en los que el fuego consume combustibles como plantas herbáceas, arbustos y hojarasca; los subterráneos, en los cuales el fuego quema raíces y la materia orgánica bajo la superficie del suelo, y los incendios de copa en los que el fuego se propaga a través de la copa de los árboles y son caracterizados como los más severos (Arno y Allison, 2002).

La ocurrencia y el comportamiento de los incendios forestales están gobernados principalmente por factores como el tiempo atmosférico, la topografía del lugar y los combustibles forestales (DeBano *et al.*, 1998). Entre los atributos más importantes de los combustibles se encuentran la cantidad o carga, el tamaño y forma, la distribución o arreglo horizontal y vertical sobre la superficie, el contenido de sustancias químicas, la densidad de la madera y el contenido de humedad que presentan (Porrero, 2001; Wong, 2005). La carga y distribución espacial de los combustibles así como la topografía y las condiciones atmosféricas, son los factores primordiales en la probabilidad de que se inicie un incendio y en su comportamiento una vez producido por lo que resulta de gran importancia considerarlos en las

investigaciones, prevención, control y combate de incendios así como en su modelado espacial (Dentoni y Muñoz, 2007).

Para que el fuego se produzca se requiere de tres elementos clave: el combustible forestal, una fuente de calor y el oxígeno, que conforman el llamado “triángulo del fuego” (Agee, 1993). Los combustibles forestales están conformados por todo material vegetal que se pueda inflamar y se pueden dividir en vivos y muertos; y éstos últimos por el diámetro que presentan en; a) delgados o finos (hojas y ramillas finas), b) medianos (ramillas y ramas) y c) gruesos (ramas gruesas y troncos) (Rodríguez, *et al.*, 2002; Estrada y Ángeles, 2007). El material ligero u hojarasca, así como la capa de fermentación comprende aquellos materiales que se acumulan por caída natural de los diferentes estratos vegetales, y sus principales componentes son hojas y humus (Estrada y Ángeles, 2007). Una 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 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Tamaño y tiempo de retardo para combustibles muertos

Diámetro*	Tiempo de retardo	Tipo de combustible
Menor a 0.6 cm	1 hora	Hojas, ramillas finas
De 0.6 a 2.5 cm	10 horas	Ramillas
De 2.6 a 7.5 cm	100 horas	Ramas
Mayor a 7.5 cm	1000 horas	Ramas gruesas, troncos

Fuente: Fosberg, 1977; Rodríguez, *et al.*, 2002.

La carga de combustibles forestales se refiere al peso que tienen por unidad de superficie del terreno y se expresa generalmente en toneladas por hectárea (ton ha^{-1}) o en mega gramos por hectárea (Mg ha^{-1}). No obstante, debido a la densidad de la madera (masa por unidad de volumen) el contenido de humedad de los combustibles y su peso puede variar, ya que sufre cambios volumétricos con el secado y el volumen disminuye (Robles y Echenique, 1983) lo cual puede afectar la carga del combustible. La densidad también afecta la capacidad calorífica, es decir el poder de la madera para absorber o ceder calor sin variar su temperatura (Porrero, 2001). En los elementos del tiempo atmosférico más importantes en los incendios se encuentran la precipitación, la humedad relativa, la temperatura, la velocidad y dirección del viento, así como la radiación solar (Bessie y Johnson, 1995). Rodríguez (1996) especifica que el peligro de incendios forestales se refiere a la existencia de condiciones ambientales y de los combustibles favorables para el inicio y desarrollo de un incendio, tales como temperatura elevada, humedad relativa baja, sequía, vientos veloces, pastos y desechos de explotación secos, carga y distribución de combustibles, entre otros. El riesgo por su parte, corresponde a la existencia de factores que pueden iniciar el fuego, tales como quemas agrícolas en terrenos adyacentes a bosques, hornos de carbón, cazadores, maquinaria, fogatas, líneas eléctricas, entre otros. Zapata (1990), estableció cinco indicadores de peligro potencial de incendios forestales con base en la cuantificación del material combustible derivados de aprovechamientos forestales representa un alto peligro de incendio y propuso cinco grados de peligro (bajo, moderado, alto, muy alto y extremo). Los índices de peligro se pueden dividir en dos grupos: índices de inflamabilidad e índices de propagación. Los primeros miden la ocurrencia de incendios, es decir, si existen condiciones favorables de combustión, mientras que en los segundos se añade el comportamiento del fuego después de iniciado, es decir se incorporan las condiciones de propagación (Magaña, 1983). Santa María Yavesía, se distingue por una estricta conservación de sus bosques así como por el control de incendios. Asimismo, se han realizado en el área de estudio actividades de saneamiento forestal generando una variación en la carga de combustibles.

Materiales y métodos

El trabajo se desarrolló en el municipio de Santa María Yavesía, ubicado en la sierra de Juárez en la región centro norte del estado de Oaxaca ($17^{\circ}08'30''$ y $17^{\circ}15'45''$ latitud norte y $96^{\circ}21'15''$ y $96^{\circ}27'45''$ longitud oeste). Presenta un gradiente altitudinal que va de los 1900 hasta los 3280 m s.n.m. con pendientes desde 16° hasta 45° . El municipio cuenta con una superficie territorial de 6,455 ha y sus bosques se han mantenido sin manejo forestal desde hace más de 60 años (Figura 1).

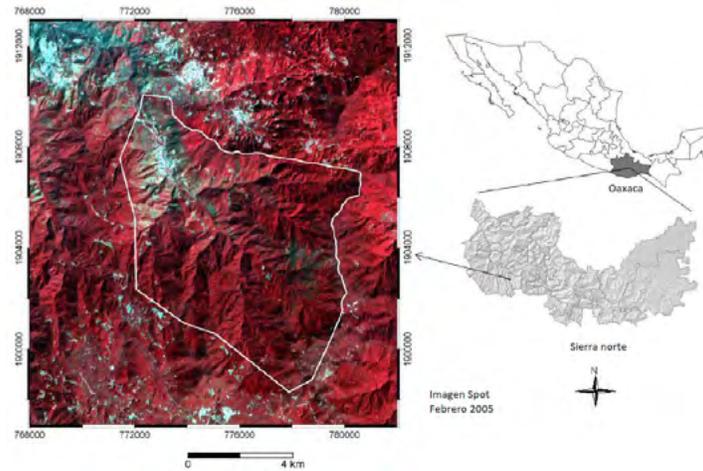


Figura 1. Localización general del área de estudio.

De acuerdo con Ramírez *et al.* (2001), Aguilar (2007) y Trejo (2009) en el municipio de Yavesía están presentes el bosque de *Quercus-Pinus* con un porcentaje aproximado de 12.8% de la superficie total, el bosque de *Quercus* con 2.6%, el bosque de *Pinus-Quercus* con 55.9%, el bosque de *Abies* con 2.4% y el bosque de *Pinus hartwegii* con 4.1%. En menor porcentaje se pueden encontrar áreas cubiertas por matorral (0.2%) y las zonas agrícolas (1.8%). La mayor parte de los bosques dominados por pinos son rodales coetáneos, maduros (50-80 años), probablemente surgidos después de incendios.

Problemática ambiental

Desde el año 2004 los bosques de Yavesía se han visto afectados por distintas plagas, sobre todo *Dendroctonus adjunctus* Blandford 1897, coleóptero que ataca a diversas especies del género *Pinus*, como *P. arizonica*, *P. ayacahuite*, *P. herrerae*, *P. lawsonii*, *P. montezumae*, *P. patula*, *P. pseudostrobus*, *P. ponderosa*, *P. rudis* y *P. hartwegii* entre otros, localizados sobre los 2800 m s.n.m. Éste escarabajo, comúnmente llamado “gusano descortezador”, perfora la corteza externa y el floema del árbol. Las hembras son portadoras de hongos del género *Ophiostoma*, que contribuye de manera importante a la muerte del árbol (Cibrián *et al.*, 1995 citado en Camacho, 2008). Para combatir la plaga de *D. adjunctus*, los pobladores de Yavesía han utilizado el método de derribo y abandono, que tiene la ventaja de ser económico y no presentar efectos ecológicos negativos como contaminación o fuegos accidentales (Camacho, 2008). Sin embargo, en ciertas áreas donde se ha efectuado este método se ha percibido una acumulación de restos de madera. Los sitios de muestro se establecieron en las principales comunidades vegetales, dominadas por bosques de *Quercus*, *Pinus* y *Abies* (Figura 2).

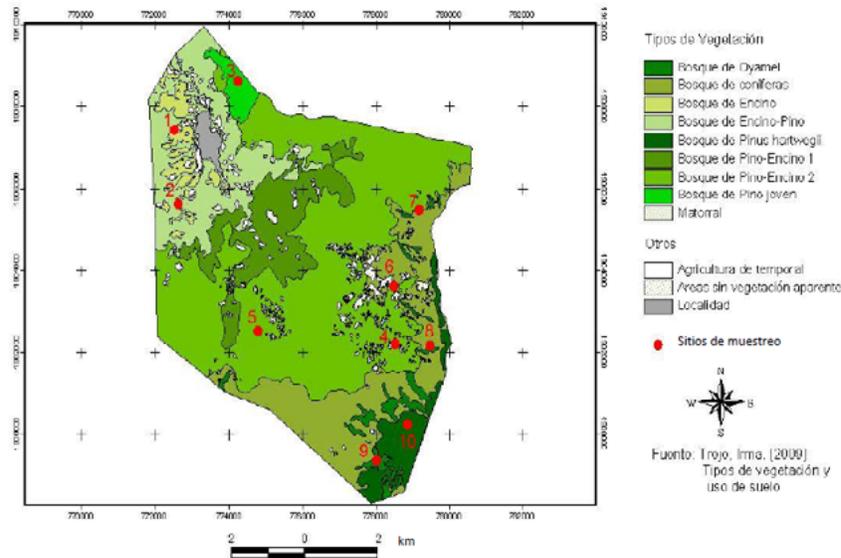


Figura 2. Localización de los sitios de muestreo.

Evaluación de combustibles

Cada sitio consistió en una superficie de una hectárea dividida en diez círculos con un radio de 17.8 m y una distancia de 50 m entre el centro de cada círculo. Asimismo se establecieron tres líneas de 25 m separadas en un ángulo de 120° . Para obtener la carga de las diferentes clases de combustibles muertos sobre el suelo, se adecuó la técnica de intersecciones lineales propuesta por Brown (1974); Sánchez y Zerecero (1983). Dicha técnica consiste en el conteo de las intersecciones de las piezas leñosas en planos de muestreo verticales, para lo cual en cada círculo de 0.1 ha^{-1} se ubicaron tres líneas de 25 m separadas en un ángulo de 120° . En este estudio se registró el diámetro de todos los combustibles que se encontraban por debajo de la línea y se clasificaron en menores a 0.6 cm, de 0.6 a 2.5 cm, de 2.6 a 7.5 cm, y mayores a 7.5 cm. En los primeros 23 m de la línea se midieron aquellos combustibles a partir de 2.6 cm y hasta mayores de 7.5 cm, mientras que en los dos últimos metros se midieron todos los combustibles (Figura 3).

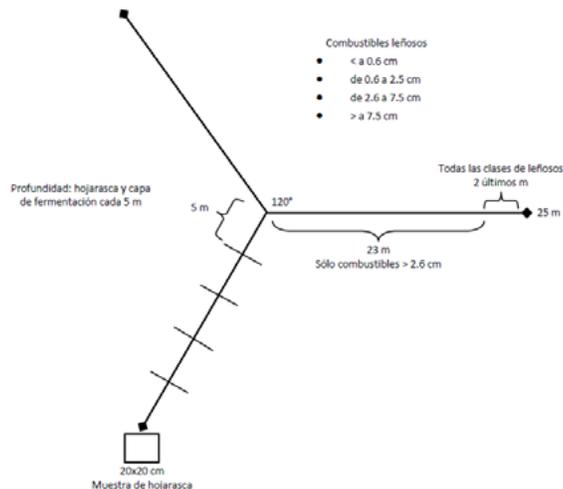


Figura 3. Muestreo de combustibles leñosos y no leñosos.



La carga de cada clase de combustibles se determino con las fórmulas del Cuadro 2.

Cuadro 2. Fórmulas para el cálculo de carga de combustibles muertos

Clase por diámetro	Fórmula	
Menor a 0.6 cm	$P = (K \times \Sigma d^2) \times (0.49 * x c) / L$	(1)
De 0.6 a 2.5 cm	$P = (K \times \Sigma d^2) \times (0.46 * x c) / L$	(2)
De 2.6 a 7.5 cm	$P = (K \times \Sigma d^2) \times (0.44 * x c) / L$	(3)
Mayor a 7.5 cm	$P = (K \times \Sigma d^2) \times (0.41 * x c) / L$	(4)

Fuente: Modificado de Brown, 1974; Brown *et al.*, 1982; Sánchez y Zerecero, 1983; Estrada y Ángeles, 2007.

donde: P = peso de combustibles expresado en Mg ha⁻¹, K = 1.234 constante para el cálculo de biomasa (Van Wagner, 1982), Σd^2 = suma de los diámetros cuadrados, * = gravedad específica por clase (Brown, 1974; Ryan y Pickford, 1978; Sackett, 1980; Navarrete, 2006), c = factor de corrección de la pendiente y L = tamaño de la línea de muestreo en cm.

La carga de hojarasca y capa de fermentación, se calculó a partir de la profundidad y la densidad aparente de ambas capas. El cálculo se realizó a partir de la siguiente fórmula:

$$CH = P \times DA \quad (5)$$

$$CF = P \times DA \quad (6)$$

donde: CH = carga de hojarasca en Mg ha⁻¹ cm⁻¹, CF = carga de fermentación en Mg ha⁻¹ cm⁻¹, P = profundidad de la capa y DA = densidad aparente.

Para obtener el valor de la densidad aparente, en el caso de la hojarasca se colectaron muestras de cada sitio y fueron secadas a una temperatura de 42 °C. El volumen de cada muestra se obtuvo a partir del promedio de las profundidades y la superficie del cuadro; y una vez obtenido el peso seco y el volumen se calculó la densidad con la siguiente fórmula:

$$DA = (PS / V) \times 100 \quad (7)$$

donde: DA = densidad aparente en Mg ha⁻¹ cm⁻¹, PS = peso seco en g y V = volumen de hojarasca y/o capa de fermentación en cm³.

Distribución espacial de combustibles

La distribución de la carga de combustibles se diseñó sobre una imagen satelital Spot 5² del municipio de Yavesía. Dicha imagen está compuesta por tres bandas multispectrales: B1 (verde), B2 (rojo) y B3 (infrarrojo cercano), todas con una resolución de 10 m (Spotimage, 2009). La distribución se analizó por medio de una clasificación de máxima verosimilitud (MAXLIKE).

² Satélite espacial número 5.

Evaluación del Peligro de incendios

El peligro de incendio se determinó con referencia al trabajo desarrollado por Zapata (1990) quien determinó un índice de potencial de peligro con base en la cuantificación del material combustible muerto (Cuadro 3).

Cuadro 3. Índices de peligro potencial de incendio para material leñoso muerto

Clase	Intervalos ton/ha	Grado de peligro
I	0 - 21	Bajo
II	22 - 35	Moderado
III	36 - 49	Alto
IV	50 - 63	Muy alto
V	64 - +	Extremo

Fuente: Zapata, 1990.

Resultados y discusión

En el Cuadro 4 se presenta la carga de combustibles muertos en Mg ha^{-1} . Se pueden distinguir dos grupos de cargas totales, sitios que presentaron valores menores a 50 y aquellos superiores a los 100 Mg ha^{-1} . Los sitios 1, 2, 8, 9 y 10 presentaron cargas menores a 50 Mg ha^{-1} mientras que los sitios 3, 4, 5, 6 y 7 exhibieron cargas por arriba de 100 Mg ha^{-1} . La máxima carga de combustibles totales, es decir tanto del material leñoso como el no leñoso fue de 164.2 Mg ha^{-1} y se presentó en el sitio 6. Por lo contrario, la menor carga registrada fue de 17.2 Mg ha^{-1} , y correspondió al sitio 10.

Cuadro 4. Carga de combustibles muertos leñosos y no leñosos expresado en Mg ha^{-1}

Sitio	Comunidad Vegetal	Leñosos				Σ	No leñosos	*CF	TOTAL Mg ha^{-1}
		Clases diamétricas (cm)							
		< 0.6	0.6 - 2.5	2.6 - 7.5	> 7.5		Hojarasca		
1	<i>Quercus</i>	0.3	1.2	0.6	0.8	2.9	10.0	14.9	27.9
2	<i>Quercus-Pinus</i>	0.1	1.6	0.9	1.0	3.6	15.6	17.4	36.6
3	<i>Pinus-Quercus</i>	0.3	2.1	4.7	66.2	73.3	15.3	23.6	112.2
4	<i>Quercus-Pinus</i>	0.6	6.6	10.1	75.6	93.0	33.2	-	126.2
5	<i>Pinus-Quercus</i>	0.5	2.0	1.8	24.9	29.2	18.8	53.0	101.1
6	<i>Pinus-Quercus</i>	0.4	2.7	6.7	99.5	109.3	17.8	37.1	164.2
7	<i>Pinus-Quercus</i>	0.3	1.3	1.6	63.9	67.1	7.8	25.3	100.1
8	<i>Pinus-Quercus-Abies</i>	0.3	2.7	4.3	13.2	20.4	12.8	15.7	48.9
9	<i>Abies hickelii</i>	0.4	2.0	3.6	9.1	15.1	7.0	16.5	38.5
10	<i>Pinus hartwegii</i>	0.1	2.7	1.8	3.1	7.7	9.5	-	17.2

* CF= Capa de fermentación. Calculado a partir del estudio de Alvarado *et al.* (2008). En negritas se indican los valores más altos.

La mayor cantidad de combustibles totales corresponde con las comunidades vegetales de *Pinus-Quercus* y al sitio 4 de *Quercus-Pinus*. Las comunidades con menor carga fueron prácticamente la de *Quercus* (sitio 1) y *Pinus hartwegii* (sitio 10).

Mapa de combustibles forestales

El patrón de la distribución de la carga de combustibles se muestra en la Figura 4. Las categorías establecidas se obtuvieron considerando todas las cargas registradas, desde la mínima, de 17.2 Mg ha⁻¹, hasta la máxima de 164.2 Mg ha⁻¹. Dicha distribución corresponde con los tipos de vegetación descritos por Trejo (2009) (ver Figura 2). Se puede distinguir en el mapa que la mayor extensión del municipio presenta una carga entre los 100 y 101 Mg ha⁻¹, que corresponden con los principales bosques de *Pinus-Quercus*. En la parte más baja del municipio se clasificaron las cargas mínimas, que corresponden principalmente a los bosques de *Quercus*, con excepción del sitio 10 (*Pinus hartwegii*) que fue el que registró la menor cantidad de combustibles. Las máximas cargas presentaron una distribución restringida; tal fue el caso de los sitios 4, 6, y en algunas superficies cercanas al municipio.

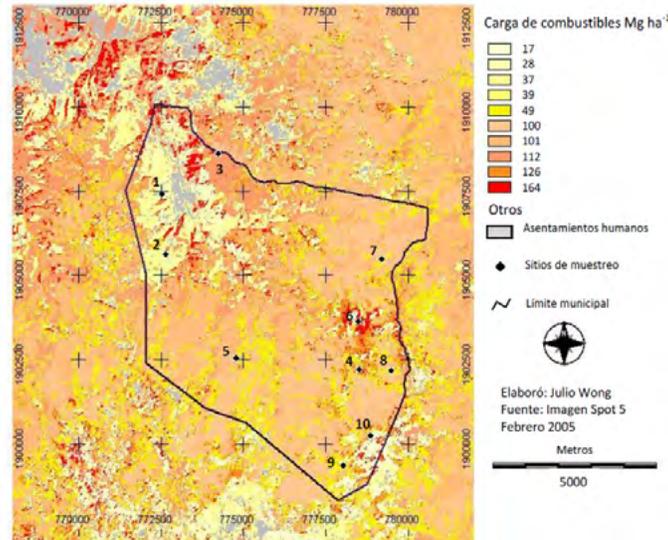


Figura 4. Distribución de la carga de combustibles de Yavesía.

Peligro de incendios

En el Cuadro 5 se presenta un resumen general de la carga de combustibles, así como de las características topográficas y atmosféricas, que en conjunto determinaron el grado de peligro.

Cuadro 5. Grados de Peligro de incendios de Yavesía

Sitio	Comunidad vegetal	Carga total leñosos	Dispersión	Pendiente %	Ladera	Temp. °C	Hr. %	*Grado de Peligro
1	<i>Quercus</i>	2.9	Uniforme	52	SE	-	-	Bajo
2	<i>Quercus-Pinus</i>	3.6	Uniforme	34	SW	15.2	69.2	Bajo
3	<i>Pinus-Quercus</i>	73.3	Uniforme	53	N - SW	-	-	Extremo
4	<i>Quercus-Pinus</i>	93.0	Agregada	38	NE	10.6	80.0	Extremo
5	<i>Pinus-Quercus</i>	29.2	Uniforme	76	NW	-	-	Moderado
6	<i>Pinus-Quercus</i>	109.3	Agregada	29	SW	10.2	81.1	Extremo
7	<i>Pinus-Quercus</i>	67.1	Uniforme	43	N	9.4	85.6	Extremo
8	<i>Pinus-Quercus- Abies</i>	20.4	Uniforme	49	SE	-	-	Bajo
9	<i>Abies hickelii</i>	15.1	Uniforme	25	NE	8.1	81.2	Bajo
10	<i>Pinushartwegii</i>	7.7	Uniforme	8	NE	8.1	81.7	Bajo

*Grados establecidos por Zapata (1990), únicamente para combustibles leñosos.

La mitad de los sitios (1, 2, 8, 9 y 10) presentaron un peligro de incendio bajo con una distribución de combustibles uniforme. Únicamente el sitio 5 correspondió con la categoría de peligro moderado orientado al NW. En el resto de los sitios (3, 4, 6 y 7) el grado peligro de incendios fue extremo.

Debido a la máxima carga de combustibles distribuidos de manera agregada en el sitio 6, así como su orientación hacia el SW, con condiciones más secas y calurosas, la probabilidad de que ocurra un incendio en el sitio puede ser alta. No obstante, la temperatura promedio del sitio fue de 10.2 °C y la humedad de 81.1%. Lo anterior demuestra que, a pesar de la alta cantidad de combustibles, la probabilidad de un incendio puede ser muy baja a causa de las condiciones de alta humedad, que regula el contenido de agua en los combustibles y por lo mismo su facilidad de incendiarse. Los sitios 9 *Abies hickelii* y 10 *Pinus hartwegii* son los lugares donde la ocurrencia de un incendio es poco probable, no sólo por su mínima carga de combustibles sino también por sus bajas temperaturas (8.1 °C) y elevados porcentajes de humedad.

En el sitio 6 *Pinus-Quercus* el 91% de los combustibles representado por la clase mayor a 7.5 cm fue producto del saneamiento efectuado por la comunidad para erradicar la plaga del gusano descortezador (*Dendroctonus adjunctus* Blandford 1897), en el cual se tuvieron que eliminar todos los árboles infectados, dejando una gran acumulación de combustibles. La accidentada topografía de Yavesía es un factor más que juega un papel fundamental en el peligro de incendio. Por ejemplo, la intensidad de la radiación solar estará en función de la topografía afectando la humedad de los combustibles ya que en superficies planas la intensidad de la radiación es mayor que en lugares donde las pendientes y la orientación de la ladera modifican su comportamiento. En siete de los sitios, el 60% de los muestreos se realizaron en superficies cóncavas, por lo que se espera que la radiación en dichos sitios sea menor y que los combustibles estén más húmedos. Dado que los sitios 1 *Quercus* y 2 *Quercus-Pinus*, se localizan sobre laderas orientadas al sur, sus condiciones son más cálidas y presentan por tanto un mayor peligro de incendio. Lo contrario ocurre con los sitios 9 *Abies hickelii* y 10 *Pinus hartwegii*, orientados al norte y con bajas temperaturas, por lo que tienen menor probabilidad de incendiarse.

Conclusiones

Los bosques de Yavesía poseen una gran cantidad de combustibles forestales muertos. El aporte de carga en las distintas clases de combustibles, lo mismo que entre los sitios de estudios, fue muy variable, no obstante la mayor proporción de la carga estuvo determinada por la capa de fermentación y los combustibles con diámetros mayores a 7.5 cm. Lo anterior establece la posibilidad de incendios de gran intensidad. Las actividades del saneamiento forestal contribuyen de manera significativa en el incremento de la carga de combustibles.

Yavesía se caracteriza por una accidentada topografía y variabilidad en las condiciones atmosféricas, factores esenciales en el estudio de los incendios forestales. Es un municipio con pendientes muy pronunciadas hasta sitios prácticamente en un plano horizontal, y con orientaciones principalmente de norte y sur, lo cual modifica no solo la distribución de los combustibles sino también su disponibilidad a incendiarse así como en el comportamiento del fuego una vez iniciado.

Los bosques de Yavesía presentan de manera general un grado bajo (sitios 1, 2, 8, 9 y 10) y extremo (sitios 3, 4, 6 y 7) de peligro de incendio, a excepción del sitio 5 con grado moderado. Prácticamente los sitios 9 y 10 son los sitios donde la ocurrencia de un incendio es poco probable, no sólo por su mínima carga de combustibles sino también por sus bajas temperaturas y elevados porcentajes de humedad. Es por ello que se deben emprender actividades de monitoreo continuo, así como labores de limpieza de combustibles principalmente en los sitios con grado extremo con la finalidad de evitar incendios de grandes dimensiones. Es recomendable realizar quemas prescritas para reducir la carga de



combustibles, siempre y cuando se cuente con el apoyo de personal con experiencia, lo mismo que las brigadas contra incendios que guíen con precaución la quema y permitan obtener un buen resultado.

Bibliografía

- Agee J. 1993. Fire Ecology of Pacific Northwest Forests. Island Press. 493 pp.
- Aguilar A. 2007. Estructura del bosque templado en la comunidad de Santa María Yavesía, en la Sierra de Juárez, Oax; México. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Alvarado E., J. Morfin, E. Jardel, R. Vihnanek, D. Wright, J. Michel, C. Wright, R. Ottmar, D. Sandberg, 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.
- Arno S., S. Allison-Bunnell. 2002. Flames in our forest. Disaster or renewal?. Island press. Washington. 227 pp.
- Bessie W., A. Johnson. 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. Ecology, 76:747-762.
- Brown J. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. General technical report, U.S. 24 pp.
- Brown J., R. Oberheu, C. Johnston. 1982. Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the interior west. USDA Forest Service. General technical report Int-129, U.S.
- Camacho F. 2008. Propuesta para un plan de restauración de los bosques templados de Santa María Yavesía, Oaxaca, México, ante el ataque de *Dendroctonus adjunctus* Blandford 1897. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Biología Ambiental. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cibrián D., T. Méndez, R. Campos, B. Yates O. III, L. Flores. 1995. Insectos forestales de México. Universidad Autónoma Chapingo-Comisión Forestal de América del Norte. Publicación No. 6. 453 pp.
- DeBano L., D. Neary, P. Ffolliott. 1998. Fire's Effects on Ecosystems. John Wiley and Sons, Inc. 333 pp.
- Dentoni M., M. Muñoz. 2007. Sistemas de Evaluación de Peligro de Incendios. Plan Nacional de Manejo del Fuego Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 37 pp.
- Estrada I., E. Ángeles. 2007. Evaluación de combustibles forestales en el Parque Nacional "El Chico", Hidalgo. Wildfire. pp. 1-17.
- 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.
- Magaña T. 1983. Determinación de un índice de peligro de incendios forestales para el municipio de Tlahuapan, Puebla. Tesis de Licenciatura. Departamento de Enseñanza, Investigación y Servicio en Bosques. Universidad Autónoma Chapingo.
- Navarrete J. 2006. Estimación del contenido de carbono en la biomasa leñosa muerta para diferentes clases de cobertura vegetal y uso de suelo: el caso de la región Purépecha, Michoacán. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Porrero M. 2001. Incendios forestales. Investigación de causas. Editorial Mundi-Prensa, Madrid, España. 158 pp.
- Ramírez R., F. Ramos, A. Ríos. 2001. Estudio de ordenamiento territorial comunitario en Santa María Yavesía. Proyecto de desarrollo Sierra Norte de Oaxaca, A.C. WWF, México.
- Robles F., R. Echenique. 1983. Estructuras de madera. Editorial Limusa. México. 367 pp.
- Rodríguez D. 1996. Incendios forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Editorial Mundi-Prensa, México. 630 pp.
- Rodríguez D., M. Rodríguez, F. Fernández, S. Pyne. 2002. Educación e Incendios Forestales, Mundi-Prensa, México. 201 pp.
- Ryan K., S. Pickford. 1978. Physical properties of woody fuels in the blue mountains of Oregon and Washington. USDA Forest Service. Research Note 315. Pacific North West, Forest and Range Experiment Station. Portland, Oregon. 12
- Sackett S. 1980. Woody fuel particle size and specific gravity of southwestern tree species. Usda Forest Service. Research Note 389. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado.
- Sánchez C., J. Zerecero. 1983. Método practico para calcular la cantidad de combustibles leñosos y hojarasca. Nota divulgativa No 9. CIFONOR-INIF, SFF. SARH. México. 11 pp.
- Spotimage. 2009. Características generales. Consultado en: <http://www.spotimage.com/web/es/316-satelites-spot.php>.
- Trejo I. 2009. Tipos de vegetación y uso de suelo. En proceso.
- Van Wagner C. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Information Report PI-X-12. Petawawa National Forestry Institute. Canadian Forestry Service, Chalk River, Ontario, Canada.

- Wong J. 2005. Humedad de los combustibles leñosos y su relación con variables atmosféricas. Su importancia en los incendios forestales, en el Parque Nacional Malinche, Tlaxcala. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Zapata C. 1990. Determinación de indicadores de peligro potencial de incendios forestales con base en la cuantificación del material combustible. Seminario de Titulación. División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo, México.



1.27 Update for AMIGA-Carb-Mexico: Using a three-tiered sampling strategy of forest inventory plots, airborne lidar and spaceborne lidar to estimate the aboveground forest biomass and carbon stocks of Mexico

Margolis Hank A.^{1,2}; Nelson Ross F.¹; Cook Bruce D.¹; Corp Lawrence A.¹; Montesano Paul M.¹; De Jong Ben² and Paz-Pellat Fernando³

¹NASA Goddard Space Flight Center, Biospheric Sciences Branch, Greenbelt, Maryland, USA.

²Université Laval, Quebec City, Canada.

³El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Mexico.

⁴Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de Mexico, Mexico.

Introduction

The main objective of the AMIGA-Carb-Mexico (America ICESat-GLAS Assessment of Carbon - Mexico) project is to develop the statistical relationships between: (a) National Forest Inventory (NFI) ground plot measurements of aboveground forest biomass and carbon, (b) airborne lidar measurements of forest structure (e.g., height) and (c) satellite lidar measurements so that we can use the satellite measurements as a regional sampling tool to estimate the aboveground forest biomass and carbon stocks of Mexico's forests. These estimates will be placed within the context of similar studies being conducted in Canada and the United States as well as other biomass inventories that have been conducted in Mexico. The GLAS sensor (Geosciences Laser Altimetry System) was launched on-board the ICESat satellite in January 2003 and it took altimetry measurements through 2006. The primary mission objective for ICESat was to measure the change in topography and the mass balance of the polar ice sheets. However, as the satellite orbited the Earth, it also measured forests across the globe and several studies (Boudreau *et al.*, 2008, Nelson *et al.*, 2009) have demonstrated the usefulness of these satellite measurements for regional estimation of forest height and aboveground biomass and carbon. We now apply this approach for Mexico.

Method

An airborne campaign was conducted to make lidar and hyperspectral measurements of Mexico's forests from April 15 to May 9, 2013. The measurement campaign was conducted using the NASA Goddard G-LiHT instrument package. G-LiHT includes a scanning lidar as well as hyperspectral and thermal sensors (Cook *et al.* 2013). Authorization for the mission was granted from the "Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI)" the "Dirección general de cooperación técnica y científica" of the "Secretaría de Relaciones Exteriores (SRE)". The Piper Cherokee PA-32 aircraft used for the mission entered Mexico on April 15, 2013 at Nogales, Sonora. The mission was conducted successfully and in full compliance with all rules and instructions. Measurements of more than 500 Mexico National Forest Inventory (NFI) ground plots and more than 20 ICESat GLAS satellite ground tracks were made. Data were collected along approximately 12,000 km of flight lines with a horizontal swath of ~500 m. Two intensive carbon flux research sites (Hidalgo and Merida) were mapped. The aircraft exited Mexico on May 9, 2013 via Nogales, Arizona.

Results

The collected data is stored on the G-LiHT data system located at NASA Goddard Space Flight Center. The data have now been processed and various height metrics of the forest have been derived.

All of the lidar data products are publicly available through the G-LiHT web site located at www.gliht.gsfc.nasa.gov. A special effort was made to inform Mexican forest scientists of the availability of these data. Biomass calculations should be completed soon. Figure 1 shows the locations of the sampling.

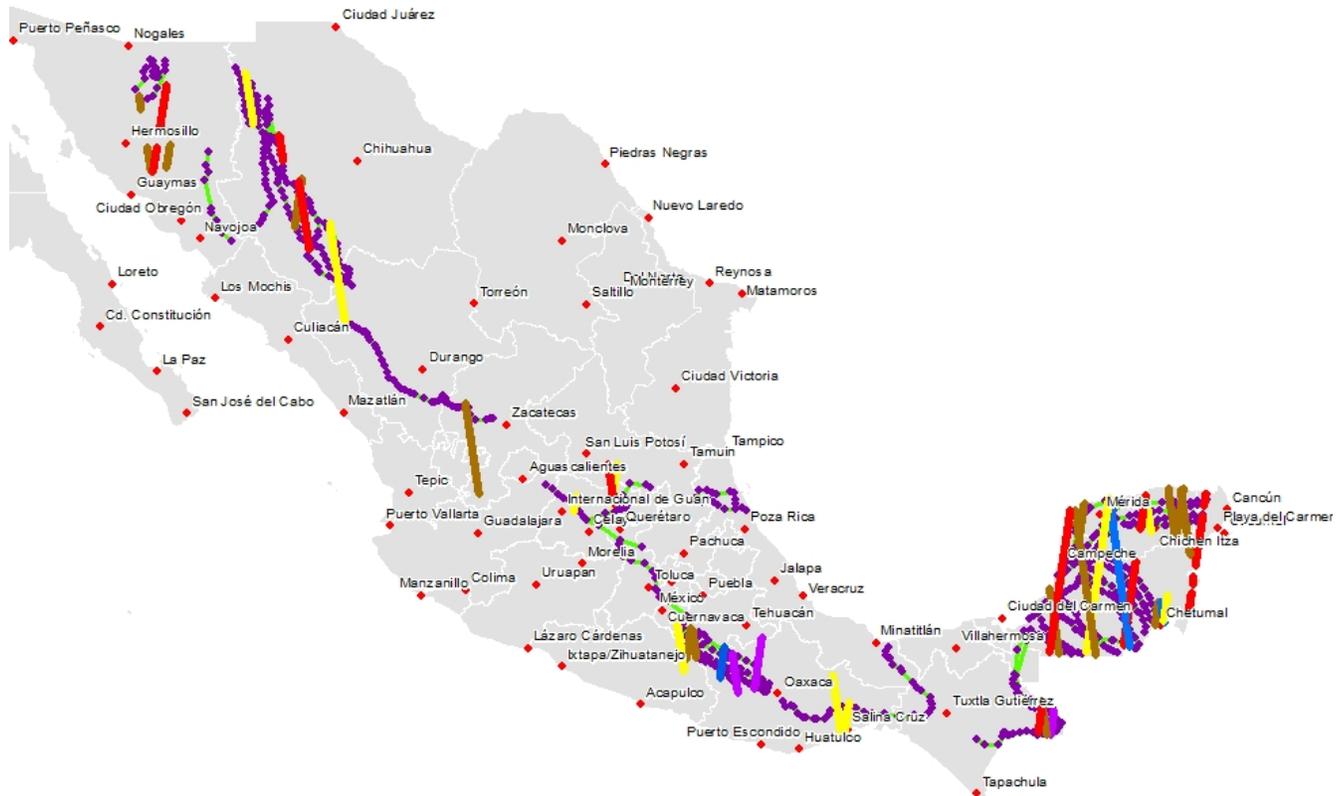


Figure 1. Flight plan for the AMIGA-Carb-Mexico mission to conduct airborne lidar and hyperspectral remote sensing of NFI plots and GLAS transects in Mexico's forests. Colored lines denote GLAS transects flown by G-LiHT. Purple diamonds indicate flight path for G-LiHT sampling of Mexico NFI plots. Red diamonds indicate airports.

References

- Boudreau J., Nelson R. F., Margolis H. A., Beaudoin A., Guindon L., Kimes D. S. 2008. Regional aboveground forest biomass using airborne and spaceborne LiDAR in Quebec. *Remote Sensing of Environment* 112:3876-3890.
- Cook B. D., Corp L. A., Nelson R. F., Middleton E. M., Morton D. C., McCorkel J. T., Masek J. G., Ranson K. J., Ly V., Montesano P. M. 2013. NASA Goddard's LiDAR, Hyperspectral and Thermal (G-LiHT) Airborne Imager. *Remote Sensing* 5:4045-4066.
- Nelson R., Boudreau J., Gregoire T. G., Margolis H. A., Næsset E., Gobakken T., Stahl G. 2009. Estimating Québec provincial forest resources using ICESat/GLAS. *Canadian Journal of Forest Research* 39:862-881.



1.28 Efecto del manejo del pastoreo en pastizales áridos y su potencial en el secuestro de carbono

Pérez-Romero L.¹; López-Cervantes R.¹; De León-González L.¹; Bolívar-Duarte M.¹; Hernández-Javalera I.¹ y Dueñez-Alanis J.¹

¹Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, México. Autor para correspondencia: lupero53@hotmail.com

Resumen

Los pastizales áridos y semiáridos del norte de México, cubren aproximadamente el 50% de la superficie del territorio nacional. Estos ecosistemas proveen una diversidad de bienes y servicios a la sociedad. No obstante, una gran superficie se encuentra con distintos estados en transmisión. El manejo de los pastizales ha estado enfocado hacia la producción ganadera, sin embargo esto ha conllevado a la degradación de la misma a través del sobrepastoreo. Cambios en las estrategias de manejo podrían incrementar la capacidad de mayor captura y almacenamiento de carbono. El objetivo fue evaluar el efecto de manejo del pastoreo sobre la captura y almacenamiento de carbono en pastizales bajo pastoreo moderado y sobrepastoreo. Debido a la heterogeneidad del paisaje se observa que existe mayor almacenamiento de carbono orgánico en pastizales degradados que en pastizales bajo un manejo moderado. El carbono orgánico es mayor en la “isla de fertilidad” de *Larrea tridentata* que en la “isla de fertilidad” de *Bouteloua gracilis*.

Palabra clave: pastizal, matorral, secuestro de carbono, isla de fertilidad.

Abstract

Arid and semiarid rangelands in Northern Mexico, cover approximately 50% of the area of the national territory. These ecosystems provide a range of goods and services to society. However, a large area is located with different models of states-transition. The management of rangelands has been focused towards livestock production, however, this has led to the same degradation through overgrazing. Changes in management strategies could increase the capacity of most capture and storage of carbon. The objective was to evaluate the effect of grazing management on the capture and storage of carbon in pastures under moderate grazing and overgrazing. Due to the heterogeneity of landscape there is more storage of organic carbon in degraded rangelands exist that rangelands under a moderate management. Organic carbon is higher in the "fertile islands" *Larrea tridentata* than on the "fertile islands" of *Bouteloua gracilis*.

Key words: rangeland, scrubland, carbon sequestration, fertile islands.

Introducción

Los pastizales áridos y semiáridos del Norte de México cubren aproximadamente el 50% de la superficie del territorio nacional. Estas constituyen bienes y servicios a la sociedad. Sin embargo los humanos han ejercido una fuerte presión sobre esta área para alimento y producción de forraje. El manejo de pastizales ha estado enfocado hacia la producción ganadera. Sin embargo esto ha conllevado a la degradación de las mismas estrategias de manejo tales como sistemas de apacentamiento, resiembra y control de arbustivas no han resultado en la rehabilitación de estos sitios.

Un componente clave para un manejo sostenible de la producción es el mantener la salud del ecosistema pastizal, lo cual puede ser fuertemente influenciado por manejo.

La degradación de pastizales áridos y semiáridos por sobre pastoreo o manejo inadecuado puede estar contribuyendo al incremento de los niveles de gases del efecto invernadero en la atmósfera. Sin embargo, existen grandes lagunas concernientes a las cantidades de C y otros elementos que se pierden en la atmósfera debido a la conversión de pastizales a matorrales.

Una excesiva presión de apacentamiento es detrimental para la productividad en los pastizales áridos y puede declinar consecuentemente la materia orgánica del suelo (MOS). La MOS es una importante clave como regulador de los procesos del ecosistema. Establecer cambios en las estrategias de manejo tal que revierta el proceso de sobre pastoreo o degradación de los pastizales puede potencialmente recuperarse o mantener el C. y el suelo y vegetación. Cambios en las estrategias de manejo de los pastizales manejo del apacentamiento, control de arbustivas y resiembras entre otros que incrementen la capacidad de mayor captura de C. Atmosférico vía consumo fotosintético del CO₂, y la subsecuente acumulación del C en el suelo, puede ser una opción de manejo para secuestrar C en pastizales. Se requiere que estos sean de bajo costo, de mayor beneficio socio económico y ecológicamente sostenible. Mientras que los bosques y áreas agrícolas y sus manejadores han reconocido como una clave el manejo de secuestro del C, el papel del manejo en tierras de pastizales se han empezado a reconocer como una fuente potencial de secuestros de C (Follet *et al.*, 2001; Conant *et al.*, 2001). Por otro lado se considera que se tiene escaso entendimiento del papel de los pastizales áridos en el secuestro C. Por todo lo anterior se planean las siguientes preguntas: ¿Cuál es la importancia de los pastizales áridos en mitigar los efectos de CO₂ atmosférico?, ¿Cómo influyen las prácticas de manejo en los pastizales sobre el flujo del CO₂, el secuestro de C es afectado por prácticas de manejo?, ¿Existe un manejo que mantenga o incremente el secuestro del C en pastizales áridos?

Los pastizales son considerados como tierras sin cultivar capaces de proveer hábitat para herbívoros domésticos y silvestres. Su manejo implica la manipulación de sus componentes para obtener una óptima combinación de bienes y servicios para una sociedad sobre una base sostenible (Holecheck *et al.*, 1998). No obstante, sus bienes han estado encaminados a obtener una producción ganadera únicamente. Debido a los cambios de los valores sociales y económicos los pastizales por su importancia han tenido cambios. Los manejadores de pastizales están visualizando a éstos, bajo el contexto de servicios ecológicos. Cosecha de agua, biodiversidad aire limpio, paisajismo y secuestro de C entre otros, son algunos de los servicios ecológico que los pastizales pueden proveer. La sociedad pone valores sobre estos bienes y servicios directa o indirectamente Ewel *et al.*, 1998; Pearce y Moran, 1994). Sin embargo los pastizales proveen muchos de estos bienes y servicios de una manera simultánea (Costanza *et al.*, 1997; Gitay *et al.*, 2001).

En el pasado, los pastizales han estado fuertemente ligados al apacentamiento de ganado doméstico. Históricamente el uso tradicional ha sido la producción de carne para consumo humano. Sin embargo, su uso ha impactado la estructura y funcionamiento de los pastizales. Sistemas de apacentamiento especializados han sido el mayor enfoque a considerar como práctica de manejo para evitar la degradación de los mismos (Heady y Child, 1994; Holecheck *et al.*, 1998).

Prácticas de manipulación de vegetación tales como herbicidas control mecánico y fuego recibieron un fuerte énfasis en los últimos 50 años (Holecheck *et al.*, 1998). Ambas prácticas de manejo – sistemas de apacentamiento y control de arbustivas – causan diversos impactos en el pastizal dependiendo de la frecuencia, intensidad y época de aplicación.

Materiales y métodos

Localización del Área de Estudio



El presente trabajo se realizó en el rancho Experimental Ganadero “Los Ángeles”, municipio de Saltillo Coahuila, ubicado 34 km al sur de la capital del Estado, por la carretera Saltillo-Concepción del Oro, Zacatecas. Las coordenadas geográficas entre las cuales se ubica la superficie del rancho son 25° 04' 12" y 25° 08' 51" Latitud Norte y 100° 58' 07" y 101° 03' 12" Longitud Oeste.

La evaluación del carbono orgánico se realizó bajo dos escenarios de estado-transición, seleccionando sitios con diferente historial de manejo para comparar la influencia en el contenido de carbono en suelo y vegetación. Los sitios fueron uno con pastoreo moderado (baja intensidad-baja frecuencia) y otro sobrepastoreado. El primero caracterizado por un pastizal mediano abierto con dominancia de *Bouteloua gracilis* y el segundo con un matorral parvifolio inerme con dominancia de *Larrea tridentata*.

Muestreo de vegetación

En cada escenario se analizó la vegetación (herbácea, gramínea y arbustiva). En herbáceas y gramíneas se muestreo la fitomasa total con 1 m². En arbustivas se estimó la producción de fitomasa aérea en relación a una función alométrica de acuerdo a cada arbustiva. A la estimación de la producción total de fitomasa se determinó el contenido de carbono considerando un factor de 0.45.

Muestreo de suelo

Se tomaron muestras de suelo a dos profundidades (0-10 y 11-20 cm) y se analizó el porcentaje de materia orgánica para determinar el porcentaje de carbono orgánico. Las muestras fueron tomadas debajo del dosel de gramíneas y arbustivas (isla de fertilidad) e interespacios de individuos de la misma especie. Las especies consideradas fueron *Bouteloua gracilis* y *Larrea tridentata*. Para la determinación de porcentaje de carbono orgánico se empleó el método de Walkley y Black, para la Densidad aparente se usó el método de la probeta utilizando la siguiente fórmula: $Da=m/v=gcm^3$.

La cantidad de carbono orgánico total en el suelo se determinó con la siguiente ecuación:

$$CA= Pm*Da*%COS \quad (1)$$

donde: CA=carbono almacenado (kg/ha), Pm=profundidad del suelo (cm), Da=Densidad aparente y % COS=Porcentaje de carbono orgánico en suelo (%).

Análisis Estadístico

Las determinaciones de contenido de carbón orgánico del suelo y vegetación se compararon en función de un ANVA de un diseño completamente al azar. Cuando exista diferencia significativa la comparación de medias se realizó con la prueba de Tuckey a una probabilidad de $p>0.05$.

Resultados

Características del suelo

El pH de ambos pastizales es considerando como alcalino dado que los valores sobrepasan el ocho (8.0). Los microambientes analizando (isla de fertilidad e interespacio) son similares así como a las distintas profundidades (0-10 cm y 11-20 cm.) tanto para *Bouteloua gracilis* como *Larrea tridentata*.

Este pH alcalino se debe al origen de los suelos ya que el material original es predominantemente rocas rudimentarias básicas es decir dentro de un componente predominan el carbonato, bicarbonato y fosfato de calcio, magnesio, sodio y potasio. La densidad aparente (DA) en *Bouteloua gracilis* son similares para microambiente y profundidades; ya que los valores no sobrepasan al g cm^3 . Mientras que en *Larrea tridentata* es superior en los interespacio que en la “isla de fertilidad” claro mayor densidad aparente se debe a gran parte a la acumulación de MO sin descomponer y además del dosel de *Larrea tridentata* y plantas de *Bouteloua gracilis* protege a la superficie del suelo de cualquier disturbio. En suelos provenientes de *Bouteloua gracilis* los valores de MO, NT y carbono orgánico son menores en la isla fertilidad, mientras que en los interespacios son superiores. Los contenidos de ácidos húmicos (AH) y de ácidos fúlvicos (AF) son diferentes en los microambiente como profundidades; siendo superior los AF (Cuadro 1). En suelos de *Larrea tridentata*, en contenido de materia orgánica (MO) nitrógeno total (NT), de ácidos húmicos (AH) y de ácidos fúlvicos (AF) son superiores en los interespacios que en la “isla de fertilidad” de *Larrea tridentata* (Cuadro 1).

Características del pastizal

El apacentamiento ejercido a los pastizales áridos provoca cambios en su estructura y funcionamiento. Una carga animal moderada mantiene las características de la estructura del pastizal mediano abierto. El manejo actual a provocado que la cobertura basal sea de un 54% donde *Bouteloua gracilis*, *B. curtipendula*, *B. hirsuta*, son las especies que ocurren con mayor frecuencia teniendo un 46% de interespacio es decir suelo desnudo que ocurre de un individuo a otro individuo (Cuadro 2).

Por otra parte un manejo inadecuado del pastizal provoca la conversión a matorrales caracterizados en este caso por el matorral parvifolio inerme donde *Larrea tridentata* y *Flourensia cernua* son las especies dominantes. Esta arbustiva hace que existan un 62% de cobertura aérea y un interespacio 76% dado que la isla de fertilidad (rizosfera) provoca que únicamente un 23% sea como tal (Cuadro 2).

Cuadro 1. Características del suelo del pastizal mediano abierto y el matorral parvifolio inerme

		<i>Bouteloua gracilis</i>		<i>Larrea tridentata</i>	
		Isla de Fertilidad	Interspacio	Isla de fertilidad	Interspacio
	0-10	0.75	2.42	2.60	2.87
COS (%)	11-20	2.72	3.29	2.72	3.95
MOS (%)	0-10	1.30	-5.32	4.48	4.95
	11-20	4.69	4.51	5.40	5.22
N total (%)	0-10	0.065	0.208	0.224	0.247
	11-20	0.234	0.284	0.234	0.222
Relación (C/N)	0-10	0.718	0.647	0.611	0.608
	11-20	0.609	0.609	0.609	0.609
Da (g cm^{-3})	0-10	0.97	0.98	0.98	1.02
	11-20	0.87	0.98	0.94	1.03
COS					
(kg^{-1} de suelo)	0-10	0.75	2.42	2.60	2.87
	11-20	2.72	3.29	2.73	3.95
AH (%)	0-10	1.56	1.12	1.00	1.16
	11-20	1.50	1.20	1.26	1.26
AF (%)	0-10	1.00	2.90	2.13	3.46
	11-10	4.83	3.46	2.46	4.33



En los dos escenarios se observa una producción de la fitomasa aérea de 5260 y 7168 Kg deMS Ha⁻¹ para el pastizal mediano abierto y matorral parvifolio inerme respectivamente (Cuadro 2).

Carbono orgánico del suelo a nivel individuo

Cuadro 2. Características del pastizal mediano abierto y el matorral parvifolio inerme

Atributo	Pastizal Mediano Abierto	Matorral parvifolio Inerme
A nivel comunidad		
Cobertura aérea (%)	-	62.21
Cobertura basal (%)	53.84	-
Isla de fertilidad (%)	53.84	23.42
Interespacio (%)	46.16	76.58
Fitomasa aérea MS (kg ha ⁻¹)	5260.00	7168.16
A nivel individuo		
Isla de fertilidad (cm ²)	325.93	2126.00
Interespacio (cm)	20	180

De acuerdo a los resultados se muestran que un apacentamiento moderado mantiene la homogeneidad de los pastizales mientras que el apacentamiento pesado trae como resultado mayor degradación. En consecuencia el pastoreo moderado provoca que la cobertura basal de *Bouteloua gracilis* sea de 325.93 cm² el cual ocasiona que se forma una isla de fertilidad (rizosfera) de la misma dimensión mientras que, en el matorral *Larrea tridentata* tiende a formar una Isla de fertilidad de 2126.00 cm². Eso trae como consecuencia un impacto en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo a nivel individuo o a nivel grupo funcional (Cuadro 3).

Cuadro 3. Almacenaje de carbono (gr. C por individuo) de “Islas de fertilidad” de *Bouteloua gracilis* y *Larrea tridentata*

Profundidad (cm)	<i>Bouteloua gracilis</i>	<i>Larrea tridentata</i>
	-----gr.C. individuo-----	
0-10	23.42+ 4.44 b B	536.035+19.87 n.s. A
11.20	79.90+6.52 A b	544.18+12.75 n.s. A

COS dentro de especie

Se observa que en *Bouteloua gracilis* existe una diferencia significativa ($p \geq 0.05$) en el COS a los 11-20 cm que en los primeros 10 cm (Cuadro 3). Sin embargo, en individuos de *Larrea tridentata* no muestra diferencias significativas al as dos profundidades. En consecuencia en la isla de fertilidad en la gobernadora se almacena aproximadamente 540 gr de carbono (Cuadro 3). Sin embargo, en individuos

de *Larrea tridentata* no muestra diferencias significativas a las dos profundidades. En consecuencia en la isla de fertilidad en la gobernadora se almacena aproximadamente 540 gr de carbono (Cuadro 3).

COS entre especies

Por otra parte, el carbono orgánico del suelo (COS) a una profundidad de 10 cm. Es menor debajo de *Bouteloua gracilis* comparado con la *Larrea tridentata* con una diferencia de 512.6g C. De igual manera existe una relación a los 11-20 cm de profundidad siendo mayor en *Larrea tridentata* (Cuadro 3). Derner, *et al.*, (1997) mencionan que existe diferencia del C en el suelo dependiendo de la especie aun dentro del mismo grupo funcional siendo mayor en *Bouteloua gracilis* que en *Schizachyrium scoparium*. Los suelos debajo de las plantas en ambas especies y sitios fueron mayores, con concentraciones de carbono orgánico debajo de *Larrea* que debajo de *Bouteloua*. Cuando se expresa la respuesta a nivel paisaje, la acumulación de carbono es mayor en el matorral que en el pastizal, principalmente debido a la diferencia del micro sitio “isla de fertilidad”. Esto concuerda con lo encontrado por Kieft *et al.*, 1998 que establece que en estos ambientes ocurre una mayor velocidad de los procesos. El carbono en suelos de *Larrea* fue consistentemente mayor que en suelos de pastizales con *Bouteloua*. Además, suelos debajo del dosel de *Larrea* existe mayor concentración de carbono. El carbono del suelo en el pastizal, se observa que debajo del dosel de *Bouteloua* fue mayor que entre los interespacios, pero menores que en suelos de bajo del dosel de *Larrea*.

Discusión

Los pastizales son uno de los ecosistemas más modificados ya que han estado sujetos al uso ganadero. Por ello, los efectos del pastoreo, sobre estos ecosistemas son complejos y han afectado su estructura y su funcionalidad. Como resultado de nuestras observaciones podemos deducir lo siguiente: primero, la clase de pastizal e “isla de fertilidad”, muestra una influencia sobre el almacenamiento de carbono ya que en el pastizal mediano abierto se ha encontrado que el COS es influenciado por el micro sitio “isla de fertilidad” ya que este se encuentra mayormente debajo del dosel que en los interespacios. Esto es debido a que existe mayor materia orgánica como resultado de mortalidad radicular promovida por las defoliaciones a través del pastoreo. Así mismo, Jurado *et al.*, 2013 reportan mayores concentraciones de COS en estos micro sitios, aunado también a un impacto del pastoreo (Schuman *et al.*, 2002; Medina-Roldan *et al.*, 2008; Reeder y Schuman, 2002).

Por otra parte, sitios sobrepastoreados y con matorrales almacenen más COS que sitios con pastoreo moderado, lo cual concuerda con lo reportado con Kieft *et al.*, 1998. Medina-Roldan *et al.*, 2008, encontraron mayores contenidos de carbono en suelos de pastizales con un pastoreo moderado en comparación con sobrepastoreo. Por el contrario, Jurado *et al.*, 2013 encontró que pastizales con una mejor condición muestran un mayor almacén de carbono en el suelo y una mayor capacidad de captura de carbono. Segundo, los matorrales muestran un mayor efecto de almacén de COS debido a la “isla de fertilidad” que los pastizales con predominancia en gramíneas. Jurado *et al.*, 2013, encontró que en el parvifolio inerme el COS fue mayor en la “isla de fertilidad” que en los interespacios. De igual manera Kieft *et al.*, 1998 reporta similares tendencias, considerándose que en este micro sitio los procesos se ven influenciados por el microambiente observándose que existe una mayor actividad de microorganismos, mayor respiración microbiana, incrementos en las tasas de entrada de materia orgánica, así como un incremento en la tasa de descomposición de la materia orgánica, lo que trae como consecuencia mayor almacén de COS. Por lo anterior, se deduce que en los matorrales, este micrositio, influye en el contenido de COS, considerándose que las arbustivas capturan y almacenen más carbono total en su fitomasa aérea como en el suelo.



Tercero, pastizales sobrepastoreados invadidos por arbustivas a largo plazo incrementan el COS en comparación con pastizales abiertos (Krull *et al.*, 2005). Aunque se ha sugerido que el pastoreo y sus efectos no han sido concluyentes debido a que existen reportes que pueden dar un incremento del COS (Schuman *et al.*, 2002; Reeder *et al.*, 2004) o existe un decremento (Derner *et al.*, 1997; Piñeiro *et al.*, 2006).

A pesar de esto se considera, que los pastizales son una fuente importante para el secuestro de carbono (Paz, 2010; Follett *et al.*, 2001). Por último a los pastizales se les debe de reconocer integralmente su influencia sobre la producción de bienes y servicios, lo cual permitirá establecer políticas más sustentables y útiles a la sociedad.

Bibliografía

- Conant R. T., K. Paustian, E. T. Elliot. 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects of soil carbon. *Ecological Applications* 11:343-355.
- Costanza R., R. Large, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Rosking, P. Sutton, M. Van Den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural of capital. *Nature* 387:253-260.
- Derner J. D., D. D. Briske, T.W. Boutton. 1997. Does grazing mediate soil carbon and nitrogen accumulation beneath C₄ perennial grasses along an environmental gradient?. *Plant and Soil* 191:147-186.
- Ewel, K., R. Twilley, J. Ong. 1998. Different kinds of mangrove forests different kinds of goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7:83-94.
- Follett R. F., J. M. Kimble, R. Lal. 2001. The potential of U.S. grazing lands to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Lewis publishers. 442 pp.
- Gitay H., S. Brown, W. Easterling, B. Jallow. 2001. Ecosystem and their goods and services. pp. 237-342.
- Holecheck J. L., R. D. Pieper, C. H. Herbel. 1998. *Range Management Principles and practices*. 3er Ed. Pearson Prentice Hall. 542 pp.
- Heady H. F., R. D. Child. 1994. *Rangeland Ecology and Management*. Westview Press. 519 pp.
- Jurado G. R., R. A. T. Saucedo, C. R. M. Morales, M. S. Martínez. 2013. Almacén y captura de carbono en pastizales y matorrales de Chihuahua. SAGARPA-INIFAP. Folleto Técnico Núm. 38. 31 pp.
- Kieft T. L., C. J. White, S. R. Loftin, R. Aguilar, J. A. Craig, D. A. Skaar. 1998. Temporal dynamics in soil carbon and nitrogen resources at of grassland shrubland ecotone. *Ecology* 79:671-653.
- Krull E., J. Skjemstada, W. Burrows, S. Bray, J. Wynn, R. Bol, L. Spouncer, B. Harms. 2005. Recent vegetation changes in central Queensland Australia: Evidence from d¹³C and ¹⁴C analysis of soil organic matter. *Geoderma* 126:241-259.
- Medina-Roldan E., T. Arredondo, E. Huber-Sannwald, L. Chapa Vargas, V. Olalde-Portugal. 2008. Grazing effects on fungal root symbionts and carbon and nitrogen storage in a shortgrass steppe in Central Mexico. *Journal of Arid Environments* 72:546-556.
- Paz F. 2010. Evaluación, importancia y perspectiva de la captura de carbono y reducción de emisiones de gases efecto invernadero en pastizales y matorrales: hacia la implementación de REDD++. SOMMAP Monterrey, N.L.
- Pearce D., D. Moran. 1994. *The economic value of biodiversity*. Earthscan Publications. 172 pp.
- Piñeiro G., J. M. Paruelo, M. Oesterheld. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grassland of Southern South America. *Global Change Biology* 12:1267-1284.
- Reeder J. D., G. E. Shumaan, J. Morgan, D. Le Caim. 2004. Response of organic and inorganic carbon and nitrogen to long-term grazing of shortgrass steppe. *Environmental Management* 33:485-495.
- Reeder J. D., G.E. Schuman. 2002. Influence of livestock grazing on C sequestration in semiarid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environmental Pollution* 116:457-463.
- Schuman, G.E. H.H. Janzen, J.E. Errick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution* 116:391-396.

1.29 Producción de oxígeno en plantaciones jóvenes de *Pinus greggii*, *P. cembroides* y *P. halepensis* en la Sierra de Arteaga, Coahuila, México

Méndez-González Jorge¹; Cornejo-Oviedo Eladio H.¹; De la Cruz-García José L.¹; Montoya-Vázquez Rodrigo¹; Nájera-Luna Juan A.² y Torres-Vivar Juan E.¹

¹Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Calzada Antonio Narro No. 1923, Buenavista Saltillo Coahuila, México. Autor para correspondencia: jmendezg@hotmail.com y jorge.mendez@uaaan.mx

²División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de El Salto, Durango, México.

Resumen

Durante la fotosíntesis (F), los bosques absorben dióxido de Carbono (CO_2) transformándolo a biomasa, produciendo Oxígeno (O_2); un adulto consume en promedio $0.84 \text{ kg O}_2\text{-día}^{-1}$. La cantidad de O_2 está reduciéndose debido al incremento de los GEI en la atmósfera. El objetivo de este estudio fue cuantificar el O_2 producido en plantaciones de *Pinus greggii*, (Pg), *P. cembroides* (Pc) y *P. halepensis* (Ph), teniendo 679, 3988 y 3300 árboles ha^{-1} . La cantidad de O_2 producida fue estimada del secuestro de Carbono, basado en pesos atómicos. Mediante análisis troncales, se obtuvo el volumen de fuste (Vf) a las diferentes edades de Pg , Pc y Ph , usando 20, 45 y 30 árboles; Vf , se transformó a biomasa usando la densidad básica de la especie, mediante el porcentaje de Carbono se calculó el Carbono total almacenado en Vf de la especie. El secuestro de Carbono se obtuvo derivando el modelo de Schumacher con respecto a la edad: $\partial y/\partial x = -b/x^2 \cdot \exp(a+b/x)$, donde “ y ” es Carbono en fuste, “ x ” es edad y , a y b son parámetros del modelo. La máxima producción de Oxígeno ocurr(ió/iría) a los 14, 21 y 24 años en Pc , Pg y Ph , representando 0.17 , 3.65 y $5.04 \text{ kg de O}_2\text{-año}^{-1}$. A la edad de 20 años a esa densidad de plantación se producen 0.66 , 2.47 y $16.19 \text{ ton ha}\cdot\text{año}^{-1}$ respectivamente. A nivel de árbol, Ph produce casi 20 veces más O_2 que Pc y 1.2 más que Pg .

Palabras clave: oxígeno, *Pinus*, plantación, servicio ambiental.

Abstract

Forests uptake carbon dioxide (CO_2) to convert it into biomass during the process of photosynthesis (F) while liberating oxygen (O_2); an adult tree consumes $0.84 \text{ kg O}_2\cdot\text{day}^{-1}$ in average. Due to the increment of GHG emissions, the O_2 is decreasing in the atmosphere. The objective of this study was to determine the O_2 produced in young plantations of *Pinus greggii*, (Pg), *P. cembroides* (Pc) and *P. halepensis* (Ph) with tree densities of 679, 3,988 and 3,300 trees ha^{-1} , respectively. The O_2 produced was estimated from carbon sequestration based on atomic weight. Stem volume (Vf) was calculated with stem analyses from 20, 45 and 30 trees of Pg , Pc and Ph , respectively; Vf was converted to biomass using the species basic wood density; using the carbon percentage, the total carbon was estimated from Vf in each species. Carbon sequestration was determined using Schumacher's model $\partial y/\partial x = -b/x^2 \cdot \exp(a+b/x)$ using age (x) as independent variable and stem carbon (y) as dependent variable while a and b were parameters of the model. The highest oxygen production (0.17 , 3.65 and $5.04 \text{ kg de O}_2\cdot\text{year}^{-1}$) occurred and would occur at 14, 21 and 24 years for Pc , Pg and Ph , respectively. At age of 20 years and considering those trees densities, the plantations produced 0.66 , 2.47 and $16.19 \text{ ton ha}\cdot\text{year}^{-1}$ for Pc , Pg and Ph , respectively. At tree level, Ph produces almost 20 times more O_2 than Pc and 1.2 more than Pg .

Key words: oxygen, *Pinus*, plantation, environmental service.

Introducción

Es bien conocido que los árboles y toda la vegetación absorben dióxido de Carbono, CO₂ -uno de los principales gases de efecto invernadero- y liberan Oxígeno durante el proceso de la fotosíntesis (Salisbury y Ross, 2000; Gayoso y Schlegel, 2001). La fotosíntesis es un procesos de las plantas verdes de conversión del agua y CO₂ en azúcares a través de la luz solar, acompañada de la producción de Oxígeno, O₂ (McPherson *et al.*, 2007). La producción anual de O₂ difiere dependiendo de la especie de árboles, tamaño, salud, localización, pero sobre todo de la velocidad de crecimiento de la especie, deduciendo con ello que la tasa anual de producción de O₂ es proporcional a la tasa de crecimiento e incremento de biomasa. La producción de Oxígeno por los árboles es uno de los beneficios más comúnmente citados; la producción neta de oxígeno por un árbol está directamente relacionado a la cantidad de Carbono secuestrado por el árbol, mismo que está ligado directamente a la acumulación de biomasa (Nowak *et al.*, 2007). El Carbono (C) es uno de los elementos químicos más abundantes del planeta Tierra y está presente en todos los seres vivos; se encuentra en grandes cantidades en las hojas, ramas, tallos y raíces de los árboles, la biomasa de un árbol vivo contiene aproximadamente 25% de Carbono, por consiguiente, el Carbono constituye aproximadamente la ½ del total de la biomasa seca de un árbol (Walker *et al.*, 2011). En forestería, el término biomasa se refiere a toda la materia orgánica que proviene de árboles (hojas, ramas, corteza, fuste etc.), ubicada por arriba o por abajo del suelo, cuya constitución es principalmente de Carbono y Oxígeno (BUN-CA, 2002) y normalmente se expresa en toneladas métricas (Walker *et al.*, 2011). Por lo anteriormente expuesto, para cuantificar la producción de Oxígeno de un árbol, es fundamental en una primera instancia cuantificar la biomasa de un árbol, para tal caso, existen métodos directos e indirectos, los cuales se distinguen uno por ser destructivo y el otro no, el método directo consiste en cortar el árbol y pesar la biomasa directamente, determinando su peso seco (Brown, 1997).

Los plantaciones en crecimiento representan excelentes alternativas para mitigar el efecto invernadero y el calentamiento global -pero también para la producción efectiva de oxígeno-, sin embargo, en bosques maduros no ocurre asimilación neta de Carbono, debido a que sus tasas de crecimiento disminuyen por la edad y a consecuencia de la existencia de un balance entre la respiración y la producción de Oxígeno (Luna, 2005), de ahí la importancia de cuantificar la producción de Oxígeno en plantaciones forestales. Esta investigación se realiza con la finalidad de aportar información que contribuya al conocimiento de algunas especies forestales en su función aporte de servicios ambientales específicamente en la producción de Oxígeno. El objetivo planteado es cuantificar biomasa y producción de Oxígeno en plantaciones jóvenes de *Pinus greggii*, *P. cembroides* y *P. halepensis* establecidas en Arteaga, Coahuila, México, utilizando métodos directos de estimación de biomasa.

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

El presente estudio se realizó en plantaciones de *Pinus greggii* (Pg), *P. cembroides* (Pc) y *P. halepensis* (Ph) ubicadas en la Sierra de Arteaga, Coahuila, México (25° 23' N y 100° 36' O), a una altitud de 2276 m s.n.m.; clima templado con temperatura media anual de 13.6 °C y precipitación anual promedio de 521.2 mm (García, 1987).

Obtención de biomasa y volumen en las especies estudiadas

Para obtener la biomasa de los componentes de cada árbol se utilizó el método destructivo propuesto por Schlegel *et al.*, (2001), consistente en derribar el árbol y obtener su peso seco, analizando 20, 45 y 30 árboles de Ph, Pc y Ph respectivamente. El volumen a la edad i del árbol j se obtuvo mediante análisis troncales (Mass, 1970), obteniendo al menos cinco rodajas de cada árbol. La medición del ancho de los anillos de los árboles se realizó con microscopio-estereoscópico binocular, zoom 2x a 4x, marca National y regla graduada en 30 cm. La biomasa a la edad i se obtuvo por el producto del volumen a la edad i por la densidad básica de la especie.

Obtención de Carbono y Oxígeno en fuste de las especies estudiadas

El Carbono contenido en el fuste de cada especie se obtuvo a través del producto de la biomasa del fuste por la fracción de Carbono siendo de 47.13% (Pg), 50.25% (Pc) y 50.00% (Ph) (CONAFOR, 2008). De acuerdo con Nowak *et al.*, (2007) la producción neta de Oxígeno de un árbol durante un año, está directamente relacionado con la cantidad de Carbono almacenado por el árbol; si la captación de CO₂ durante la fotosíntesis excede la liberación de CO₂ por la respiración durante el año, el árbol acumulará Carbono (secuestro de Carbono). De este modo, un árbol que tiene una acumulación neta de Carbono durante un año (crecimiento de los árboles) también tiene una producción neta de Oxígeno (Yolasigmaz y Keles, 2009). Salisbury y Ross (1978) mencionan que la producción neta de Oxígeno de los árboles se basa en la cantidad de Oxígeno producido durante la fotosíntesis menos la cantidad de Oxígeno consumido durante la respiración de las plantas: Fotosíntesis: $n(CO_2) + n(H_2O) + luz \rightarrow (CH_2O)_n + nO_2$ y Respiración: $(CH_2O)_n + nO_2 \rightarrow n(CO_2) + n(H_2O) + energía$. De este modo la cantidad de Oxígeno producido se estima a partir de la captura de Carbono en base a los pesos atómicos: Producción neta de O₂ (kg/año) = Carbono secuestrado en la biomasa (kg/año)·(32/12).

Estimación de Carbono secuestrado

Para estimar el Carbono secuestrado anualmente en el fuste de las especies se utilizó el modelo de Scumacher, el cual viene expresado como:

$$y = \exp(a + b/x) \quad (1)$$

donde: y = Carbono (kg), x = edad (años), \exp = exponencial, a y b = parámetros del modelo, cuyos incrementos (ICA e IMA) se obtuvieron derivando y con x , y con b , de acuerdo a las fórmulas siguientes:

$$ICA: \partial y / \partial x = -a/x^2 \exp(a + b/x) \quad (2)$$

$$IMA: \partial y / \partial a = -1/x \cdot \exp(a + b/x) \quad (3)$$

Resultados

Almacenes e incrementos de Carbono en biomasa de fuste

Los resultados muestran que el modelo de Schumacher muestra un ajuste (R^2) desde 0.65 (*Pinus cembroides*) hasta 0.78 (*P. greggii*), estos resultados muestran de alguna manera que los datos de biomasa de fuste en *P. greggii* son más homogéneamente distribuidos. Así mismo, la tasa de acumulación de Carbono en fuste (dada por el parámetro b del modelo de crecimiento) es casi similar entre Pg y Ph con -41.6635 y -46.6126 respectivamente, siendo esta última especie quien presenta los

ritmos de crecimiento más altos; *P. cembroides*, registra la tasa de incremento más lenta (Cuadro 1). Puesto que los valores de la variable dependiente y (Carbono) en *P. halepensis* son más altos, el valor del error estándar del modelo es más alto, contrario a lo que ocurre con *P. cembroides*, quien además de presentar valores más bajos en Carbono también muestra la mayor variación de la biomasa observada (y por ende de Carbono de fuste).

Cuadro 1. Estadísticos y parámetros de ajuste del modelo de Schumacher utilizado para estimar en Arteaga, Coahuila, México

Especie	Coefficiente	E.E.	Valor de t	Valor de p	R ²	Sxy	C.V.
<i>Pg</i>	<i>a</i>	4.1464	0.17	24.11	<0.0001	0.78	0.80
	<i>b</i>	-41.6635	2.44	-17.08	<0.0001		
<i>Ph</i>	<i>a</i>	4.5764	0.16	28.16	<0.0001	0.74	1.76
	<i>b</i>	-46.6126	2.85	-16.35	<0.0001		
<i>Pc</i>	<i>a</i>	2.1338	0.22	9.81	<0.0001	0.65	0.20
	<i>b</i>	-41.2453	3.38	-12.19	<0.0001		

Donde: *Pg* = *Pinus greggii*; *Ph* = *P. halepensis*; *Pc* = *P. cembroides*; E.E. = Error estándar del coeficiente de regresión; R² = Coeficiente de determinación; Sxy = Error estándar del modelo de regresión; C.V. Coeficiente de variación.

Los resultados muestran diferencias importantes en la acumulación de biomasa de fuste entre especies (Figura 1A), donde claramente se observa la diferencia existente entre *P. halepensis* y *P. cembroides*. En este sentido se observa que a los 20 años de edad, *Ph* acumula hasta más de seis veces Carbono que *Pc*, representando 7.87 y 1.07 kg de Carbono respectivamente.

De la misma manera, el incremento anual en Carbono (dependiente de la edad, especie, densidad de árboles) es bastante diferentes entre especies, ocurriendo los incrementos máximos en Carbono de fuste a los 23 (*Ph*), 20 (*Pg*) y 21 (*Pc*), constituyendo 1.13, 0.82 y 0.11 kg de Carbono año⁻¹, cuyas diferencias entre *Ph* y *Pc* suelen ser de hasta más de 10 veces (Figura 1B y 1C). Estas tendencias, tanto en acumulación de Carbono e incrementos anuales, están directamente relacionados con la producción de Oxígeno.

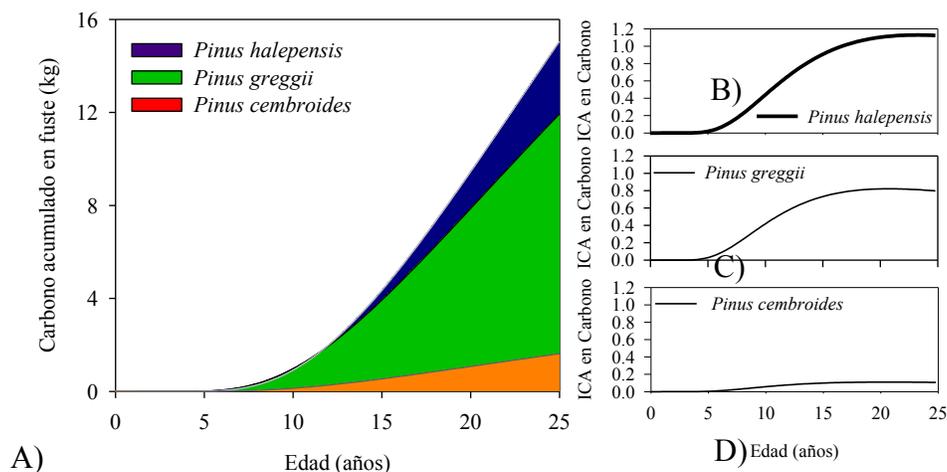


Figura 1. Cronología de la acumulación de Carbono en fuste (A) e incrementos anuales en Carbono, en *Pinus halepensis* (B), *P. greggii* (C) y *P. cembroides* (D), plantados en Arteaga Coahuila México.

Producción de Oxígeno

El cálculo de Oxígeno producido se obtuvo a partir de los incrementos anuales de biomasa en fuste de cada especie (mismo que representa ~60% de la biomasa área); la producción de Oxígeno de hojas y ramas se obtuvo extrapolando los incrementos del fuste hasta completar el 100%. Como resultado de diferentes tasas de acumulación de biomasa entre especies, se obtuvieron diferentes tasas de anuales de producción de Oxígeno (Figura 2A). Según el modelo de Schumacher, la producción anual de Oxígeno de las especies estudiadas, a la edad de su máxima producción (~20 años, Figura 2A), se estima en 16.19, 2.47 y 0.66 $\text{ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ en *P. halepensis*, *P. greggii* y *P. cembroides*, esto también representa aproximadamente 13.44, 9.98 y 0.45 $\text{g de Oxígeno día}^{-1} \text{árbol}^{-1}$; similarmente, considerando la densidad de árboles, se tiene que esto equivale a 44.36, 6.87 y 1.80 $\text{kg de Oxígeno día}^{-1} \text{ha}^{-1}$. Integrando el área bajo la curva de cada especie, se tiene que la producción acumulada hasta la edad de 25 años es de 69.10, 54.48 y 2.96 $\text{kg de Oxígeno árbol}^{-1}$ en *P. halepensis*, *P. greggii* y *P. cembroides* (Figura 2B, 2C y 2D). Considerando la densidad de cada plantación, la cual es de 3300, 679 y 3988 árboles ha^{-1} respectivamente, esto representaría aproximadamente una producción (acumulada desde 1 hasta 25 años) de 228.04, 36.99 y 11.80 ton ha^{-1} .

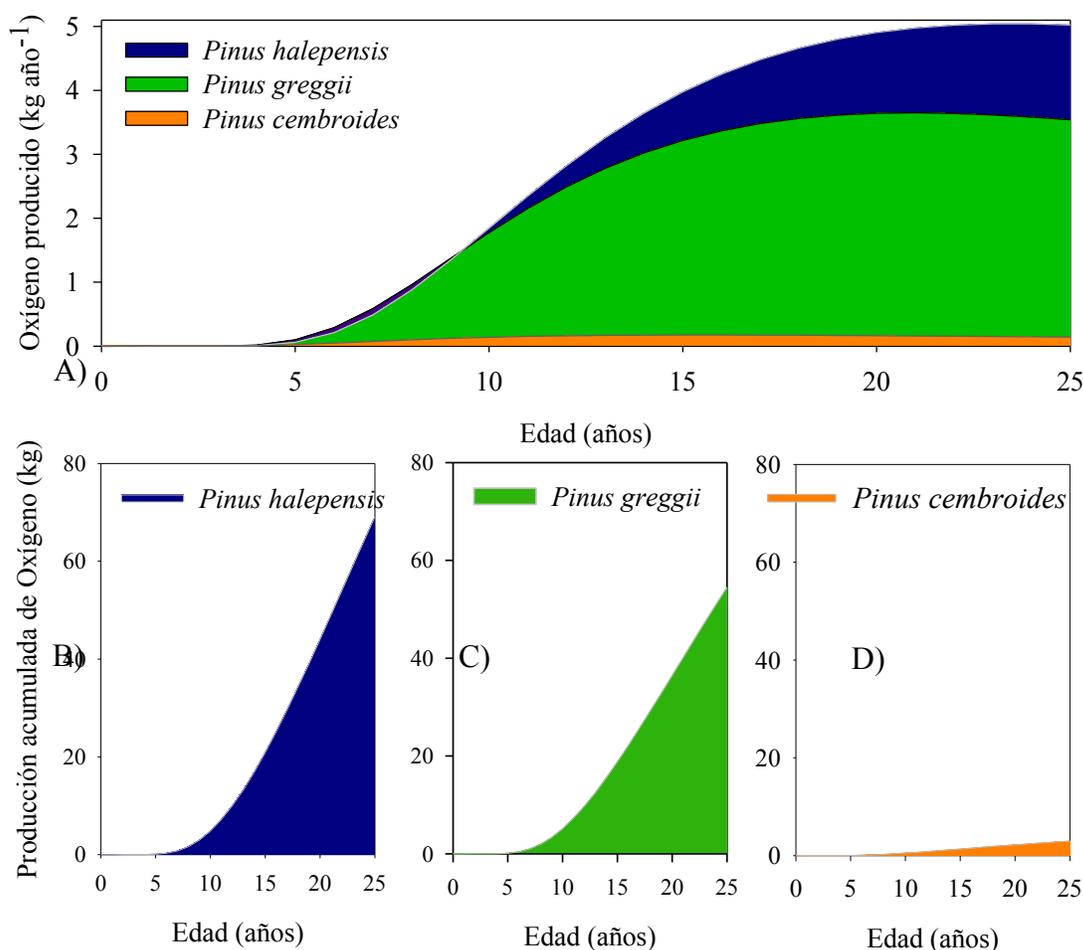


Figura 2. Producción anual de Oxígeno total (A) y producción acumulada de Oxígeno en *Pinus halepensis* (B), *P. greggii* (C) y *P. cembroides* (D), de árboles plantados en Arteaga Coahuila México.

Aunque la cantidad de Oxígeno producida por las especies forestales es mínima, comparada con la existente en la atmósfera, en este estudio, se aporta información importante de las especies, en su función de servicios ambientales, resultados que deben tomarse en cuenta para definir el propósito de

las plantaciones forestales del norte de México. Gutiérrez *et al.*, (2012), revelan la alta productividad de biomasa (hojarasca) de *P. halepensis*, pero es dependiente de la temperatura ambiental. En otro estudio, López *et al.*, (2013) demuestran que *P. cembroides* es una especie adaptable a eventos climáticos extremos, contrario a lo que ocurre con *P. halepensis*. De acuerdo a estos estudios, puede deducirse que para efectos de almacenes de Carbono y producción de Oxígeno, *P. greggii* es la mejor opción, si se trata de tener reserva de Carbono por periodos prolongados *P. cembroides* deberá usarse.

Conclusiones

Existen diferencias importantes en la producción de Oxígeno entre especies, *P. halepensis* produce casi 30 veces más Oxígeno que *P. cembroides*; *P. halepensis* y *P. greggii* producen cantidades similares de Oxígeno. En promedio, una persona adulta consume 0.84 kg Oxígeno día⁻¹, según los resultados se requieren 1860, 84 y 63 árboles de 20 años de edad de *P. cembroides*, *P. greggii* y *P. halepensis* para producir el Oxígeno diario para una persona. La definición de la edad de la máxima producción de Oxígeno por las especies forestales puede ser estimada eficientemente a través de análisis troncales y modelos de crecimiento, misma que dependerá en gran medida de la densidad de árboles de la plantación. Con los resultados obtenidos y otros derivados del mismo autor, para esta área de estudio se recomienda ampliamente utilizar *P. greggii* en plantaciones forestales ya que tiene altas tasas de almacenes de Carbono y de producción de Oxígeno y es más resistente a eventos climáticos extremos que *P. halepensis*.

Bibliografía

- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer. FAO Roma. Forestry Paper. 135 pp.
- CONAFOR. 2008. Catálogo de contenido de Carbono en especies forestales de tipo arbóreo del noreste de México. 44 pp.
- García E. 1987. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarla a las condiciones de la República Mexicana. UNAM. México. 213 pp.
- Gayoso J., B. Schlegel. 2001. Guía para la formulación de proyectos forestales de carbono. En el proyecto de medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 13 pp.
- López L. D., J. Méndez, J. A. Nájera, J. Cerano, J. D. Flores, J. A. Nájera. 2013. Producción de hojarasca en *Pinus halepensis* Mill. y *Pinus cembroides* Zucc. y su relación con algunos factores climáticos. *Agrociencia* 47:497-510.
- Luna L. A. 2005. Los bosques tropicales ayudan a moderar el clima global. *Revista forestal venezolana* 49:97-100.
- BUN-CA. 2002. Manuales sobre energía renovable: Biomasa/ Biomass, 1a. ed. -San José, C.R. 56 pp.
- Mass P. J. 1970. Instructivo para realizar análisis troncales, SAG, SFF e INIF, boletín divulgativo No. 23. 10 pp.
- McPherson, E. Gregory, J. Simpson, P. Peper, S. Gardner, K. Vargas, Q. Xiao. 2007. Northeast community tree guide: benefits, costs, and strategic planting. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-202. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 106 pp.
- Nowak D. J., R. Hoehn, D. Crane 2007. Oxygen production by urban trees in the United States. *Arboriculture & Urban Forestry* 33:220-226.
- Salisbury F. B., C. W. Ross. 1978. *Plant Physiology*. Wadsworth Publishing Company, Belmont, CA. 422 pp.
- Salisbury F. B., C.W. Ross. 2000. *Fisiología de las Plantas*. Vol. 2: Bioquímica Vegetal. Thompson-Paraninfo, Madrid.
- Schlegel B., J. Gayoso, J. Guerra. 2001. Manual de procedimientos para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. En el proyecto de medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 15 pp.
- Gutiérrez V. M., J. Méndez, C. Flores, J. A. Ramírez, B. Gutiérrez. 2012. Caída de hojarasca en plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. y *Pinus cembroides* Zucc., en Coahuila, México. *Sociedad Mexicana de Fitogenética*, 35:123-133.
- Walker W., A. Baccini, M. Nepstad, N. Horning, D. Knight, E. Braun, A. Bausch. 2011. Guía de Campo para la Estimación de Biomasa y Carbono Forestal. Versión 1.0. Woods Hole Research Center, Falmouth, Massachusetts, USA.
- Yolasigmaz H., S. Keles. 2009. Changes in carbon storage and oxygen production in forest timber biomass of Balci Forest Management Unit in Turkey between 1984 and 2006. *African Journal of Biotechnology* 8:4872-4883.

1.30 Áreas de oportunidad para la elaboración de modelos alométricos para estimar biomasa en especies vegetales con distribución en México

Rojas-García Fabiola¹; De Jong Bernardus H. J.² y Paz-Pellat Fernando³

¹Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.
Autor para correspondencia: fabiosxto1981@gmail.com

²El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Av. Rancho Polígono 2-A, Col. Ciudad Industrial, Lerma Campeche C. P. 24500., Campeche, México.

³Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, C. P. 56230, Texcoco, Estado de México.

Resumen

La biomasa arbórea puede estimarse mediante el uso de ecuaciones alométricas. En México, desde la década de 1980, se han generado más de 500 modelos alométricos, para estimar la biomasa total, aérea, subterránea o de algún componente. Existen especies con distribución nacional que presentan hasta catorce ecuaciones alométricas publicadas, tal es el caso de *Pinus patula* Schltdl. & Cham. Para conocer los huecos o áreas de oportunidad para la construcción de modelos alométricos se utilizaron los registros del Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Se encontró que alrededor del 41% de los registros del INFyS corresponden a 156 especies, tienen al menos un modelo alométrico para estimar biomasa. Se obtuvo una lista de 120 especies que se recomienda para que les sea estimado un modelo alométrico. Se clasificaron de acuerdo a la prioridad para desarrollar un modelo alométrico, destacando 40 especies consideradas de prioridad alta, debido a que tienen entre 32,012 y 2,632 registros, y cubren el 27% del total de registros del INFyS. En lo referente a la producción de modelos alométricos por estado, las entidades con más modelos alométricos generados son Chihuahua y Durango. Se recomienda se generen ecuaciones alométricas en Colima, Guerrero, Nayarit, Querétaro, San Luis Potosí y Tabasco. Por último los tipos de vegetación con un mayor número de modelos alométricos son la selva baja caducifolia y el bosque de pino, los tipos de vegetación donde es necesario generar modelos son el bosque de encino y la selva perennifolia.

Palabras clave: alometría, biomasa, especie, INFyS, México, tipos de vegetación.

Abstract

The tree biomass can be estimated using allometric equations. In Mexico, since 1980, have generated more than 500 allometric models to estimate above- and below-ground biomass. There are species with national distribution having fourteen published allometric equations, as in the case of *Pinus patula* Schltdl. & Cham. For gaps or areas of opportunity for the construction of allometric models records National Forest and Soil Inventory were used. It was found that about 41% of the records of INFyS correspond to 156 species have at least an allometric model to estimate biomass. 120 a list of recommended species are estimated to be an allometric model was obtained. They were classified according to priority to develop an allometric model, highlighting 40 species considered high priority because they are between 32,012 and 2,632 records, covering 27% of total INFyS records. With regard to the production of allometric models for state institutions more allometric models are generated Chihuahua and Durango. Allometric equations is recommended Colima, Guerrero, Nayarit, Querétaro, San Luis Potosí and Tabasco are generated. Finally vegetation types with a greater number of allometric models are the deciduous forest and pine forest vegetation types where it is necessary to generate models are oak forest and evergreen forest.

Key Word: allometry, biomass, species, INFyS, Mexico, vegetation types.

Introducción

Los estudios de biomasa en bosques se han usado para diferentes propósitos, entre ellos, cuantificar los nutrientes (Jaramillo *et al.*, 2003); calcular la distribución de la materia orgánica (Brown, 1997); estimar los combustibles forestales (Agee, 1983); medir el incremento corriente anual (Rojas-García, 2004); evaluar cambios en la estructura (Brown, 1997) y estimar el contenido del carbono (Bombelli *et al.*, 2009).

El método más exacto para la estimación de la biomasa es el procedimiento destructivo que consiste en cortar el árbol y cuantificar la biomasa de sus partes en términos de peso seco. A partir de esta técnica se pueden realizar ecuaciones alométricas que tienen una alta precisión (De Jong *et al.*, 1995; Ketterings *et al.*, 2001). Las ecuaciones existentes están a menudo dispersas en centros de investigación forestal, administraciones forestales, empresas madereras y bibliotecas (FAO, 2013).

La exactitud en la estimación de la biomasa en los bosques permite definir políticas climáticas (*cf.* REDD+) (Brown, 2001; Wirth *et al.*, 2003; Rosenbaum *et al.*, 2004). En México se han realizado números esfuerzos para generar modelos alométricos de biomasa aérea, subterránea, total o de algún componente de la planta. Sin embargo las ecuaciones producidas se han concentrado en algunas especies, estados o tipos de vegetación. Es por ello, que el objetivo del presente trabajo es localizar las áreas de oportunidad para elaborar nuevas ecuaciones alométricas para estimar la biomasa en especies vegetales de México.

Materiales y métodos

Se efectuó una extensa revisión de la literatura para localizar publicaciones con ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de las plantas en México. En el caso de la literatura convencional (artículos y libros científicos), se utilizaron los motores de búsqueda disponibles (*i.e.* Science Direct, Google Académico y Redalyc). Además se realizó una extensa búsqueda de literatura gris (tesis, informes y resúmenes extensos publicados en las actas de las reuniones científicas), mediante visitas físicas o virtuales a las instituciones académicas en las que se realizaron este tipo de publicaciones.

Una vez que un documento con una ecuación alométrica fue localizado, se extrajo información para elaborar una base de datos sistemática con varios campos: especie, género, forma de vida, tipo de vegetación, el tamaño de la planta, la edad de la vegetación, las características climáticas, tipo de manejo, el tipo de ecuación alométrica y sus variables utilizadas, entre otros (Rojas-García *et al.*, 2015).

Se efectuó un análisis de las ecuaciones y sus características. Para ubicar las áreas de oportunidad para desarrollar modelos a nivel especie se utilizaron los registros del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009 (INFyS) (CONAFOR, 2012). Esta base de datos, se evaluó con el paquete Taxonstand en el ambiente R, a fin de localizar errores en los nombres científicos y sinonimias (Cayuela, 2012).

Las áreas de oportunidad para desarrollar modelos a nivel estado y tipo de vegetación se determinaron mediante el mapeo los modelos localizados.

Resultados y discusión

El desarrollo de ecuaciones alométricas en México comenzó en la década de 1980. Un total de 526 ecuaciones alométricas fueron extraídos de la literatura para estimar la biomasa total, el carbono en la

biomasa, biomasa aérea, o la biomasa de raíces de árboles (439), arbustos (70), bambúes (15) y palmeras (2) (Rojas-García *et al.*, 2015).

Alrededor de 200 modelos alométricos fueron desarrollados concretamente para una especie. La representación taxonómica de las ecuaciones se concentra en tres familias de importancia comercial. La Pinaceae (principalmente el género *Pinus*), seguido por Fabacea y Fagaceae, todos juntos cubren aproximadamente el 50% de todas las ecuaciones. Varias especies de *Pinus* tienen más de una ecuación desarrollada en diferentes entidades geográficas. *Pinus patula* Schltdl. & Cham. tiene catorce ecuaciones alométricas publicadas (Castellanos *et al.*, 1996; Díaz, 2005; Pacheco, 2011).

El análisis de 1,023,723 registros del INFyS con Taxonstand para corregir los nombres científicos y eliminación de sinónimos, permitió conocer que el inventario contiene 2,175 especies de 708 géneros (Rojas-García *et al.*, 2014).

El 41% de los individuos del INFyS tienen una ecuación alométrica para estimar biomasa, 156 especies tienen al menos un modelo. Se obtuvo un grupo de especies prioritarias para la generación de un modelo alométrico, de efectuarse se cubriría un 27% más del total de registros del INFyS (Cuadro 1). Estas especies tienen entre 32,012 y 2,632 registros en el inventario.

Cuadro 1. Especies prioritarias para el desarrollo de un modelo alométrico de biomasa en México

Especie			
<i>Quercus arizonica</i>	<i>Quercus oblongifolia</i>	<i>Psidium sartorianum</i>	<i>Quercus fulva</i>
<i>Quercus magnoliifolia</i>	<i>Gymnopodium floribundum</i>	<i>Haematoxylum campechianum</i>	<i>Quercus coccolobifolia</i>
<i>Arbutus xalapensis</i>	<i>Pinus lumholtzii</i>	<i>Lysiloma acapulcense</i>	<i>Quercus durifolia</i>
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>	<i>Quercus hypoleucoides</i>	<i>Quercus candicans</i>	<i>Exostema caribaeum</i>
<i>Vitex gaumeri</i>	<i>Coccoloba spicata</i>	<i>Luehea speciosa</i>	<i>Alibertia edulis</i>
<i>Caesalpinia gaumeri</i>	<i>Pithecellobium albicans</i>	<i>Coccoloba barbadensis</i>	<i>Quercus viminea</i>
<i>Gymnanthes lucida</i>	<i>Quercus chihuahuensis</i>	<i>Neea psychotrioides</i>	<i>Sabal japa</i>
<i>Quercus resinosa</i>	<i>Coccoloba cozumelensis</i>	<i>Nectandra salicifolia</i>	<i>Krugiodendron ferreum</i>
<i>Quercus laeta</i>	<i>Diospyros tetrasperma</i>	<i>Lonchocarpus rugosus</i>	<i>Malmea depressa</i>
<i>Croton reflexifolius</i>	<i>Quercus obtusata</i>	<i>Spondias mombin</i>	<i>Quercus acutifolia</i>

El análisis geográfico permitió conocer que se han desarrollado modelos en 26 de los 32 estados de México (Figura 1). El mayor número de ecuaciones se produjeron en Durango y Chihuahua, entidades con alta producción de madera. Existen modelos alométricos para una especie con datos registrados en más de un estado (*i.e.* Návar, 2010). Se recomienda se generen ecuaciones alométricas en Colima, Guerrero, Nayarit, Querétaro, San Luis Potosí y Tabasco, pues no se registraron modelos (Figura 2).

La Figura 3 describe los tipos de vegetación cuyas especies o grupo de especies cuentan con un modelo de biomasa publicado. La selva baja caducifolia y el bosque de pino cuentan con un mayor número de modelos alométricos. Se considera necesario que se generen ecuaciones de biomasa en el bosque de encino y la selva perennifolia.

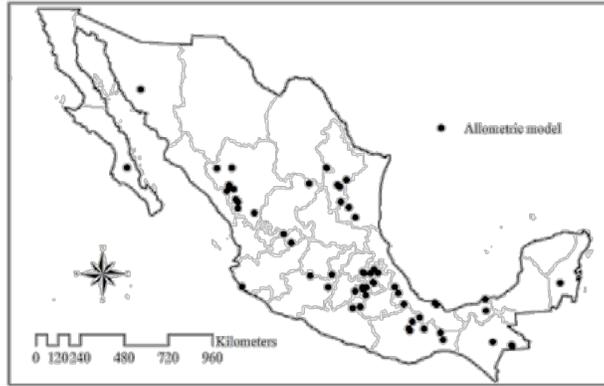


Figura 1. Localización de los estudios que han desarrollado modelos alométricos en México.

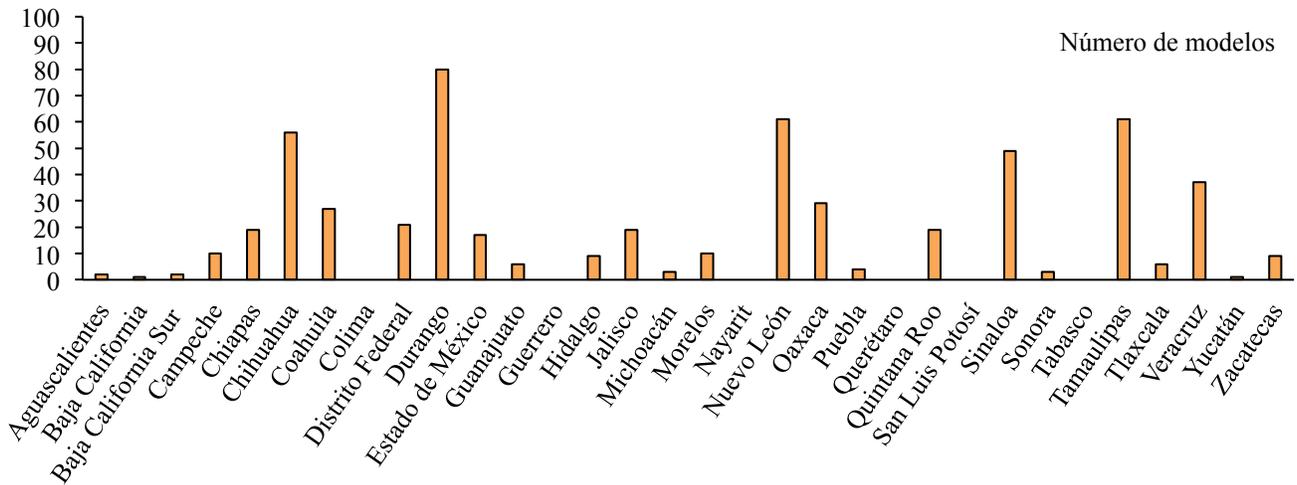


Figura 2. Cuantificación de modelos desarrollados en cada estado de México.

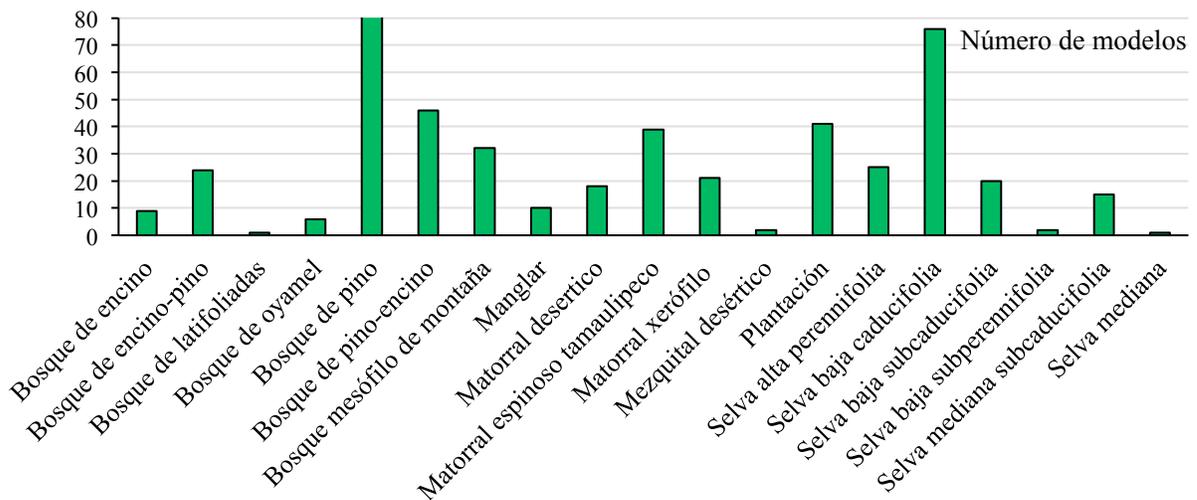


Figura 3. Número de modelos alométricos por tipo de vegetación.

Bibliografía

- Agee J. K. 1983. Fuel weights of understory-grown conifers in southern Oregon. *Can J For Res* 13:648–656.
- Bombelli A., V. Avitabile, L. Beilelli Marchesini, H. Balzter, M. Bernoux, R. Hall, M. Henry, B. Law, R. Manlay, L. G. Marklund, Y. E. Shimabukuro. 2009. Assessment of the status of the development of the standards for the terrestrial essential climate variables: biomass. Food and Agriculture Organization- Global Terrestrial Observation System, Roma.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A Forest Resources Assessment publication. FAO, Roma.
- Brown S. 2001. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environ Pollut* 116:363–372.
- Castellanos J., A. Velázquez, J. Vargas, C. Rodríguez, A. Fierros. 1996. Producción de biomasa en un rodal de *Pinus patula*. *Agrosciencia* 30:123-128.
- Cayuela L. 2012. Taxonstand: Taxonomic standardization of plant species names. R package version 1.0. Consultado en: <http://CRAN.Rproject.org/package=Taxonstand>. Fecha de consulta: 4 diciembre 2012.
- CONAFOR. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos Informe de Resultados 2004-2009. Coordinación General de Planeación e Información-Gerencia de Inventario Forestal y Geomática de la Comisión Nacional Forestal. Jalisco, México. Consultado en: <http://www.cnf.gob.mx> Fecha de consulta: 7 noviembre 2012.
- De Jong B., G. Montoya, K. Nelson, L. Soto, R. Tipper. 1995. Community forest management and carbon sequestration: A feasibility study from Chiapas, México. *Interciencia* 20:409-416.
- Díaz R., M. Acosta, F. Carrillo, E. Buendía, E. Flores, J. Etchevers. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. Cham Madera Bosques 13:25–34
- FAO. 2013. Globalmetree: the international tree allometric equation platform. Consultado en: <http://www.fao.org/forestry/fma/80797/en/> Fecha de consulta: 7 diciembre 2012.
- Jaramillo V., J. Boone, L. Rentería R., D. Cummins, L. Ellingson. 2003. Biomass, carbon and nitrogen pool in Mexican tropical dry landscapes. *Ecosystems* 6:609-629.
- Ketterings Q. M., R. Coe, M. van Noordwijk, Y. Ambagau, C. Palm. 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management* 146:199-209.
- Návar J. 2010. Alometría para biomasa en especies arbóreas del noroeste de México. *Trop Subtrop Agroecosyst* 12:507–519
- Pacheco G. 2011. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea por compartimentos en reforestaciones de *Pinus patula* Schl. et Cham. En Xiacuí, Ixtlan, Oaxaca. Tesis, Universidad de la Sierra Juárez.
- Rojas-García F., B. H. J. De Jong, P. Martínez-Zurimendi, F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* DOI 10.1007/s13595-015-0456-y.
- Rojas-García F., A. Wegier, A. Ponce-Mendoza. 2014. Evaluación cuantitativa de errores en la nomenclatura científica del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. *Terra Latinoamericana* 32:325-331.
- Rosenbaum K. L., D. Schoene, A. Mekouar. 2004. Climate change and the forest sector. Possible national and subnational legislation. In FAO forestry paper, vol. 144. Rome.
- Wirth C., J. Schumacher, E. D. Schulze. 2003. Generic biomass functions for Norway spruce in central Europe-a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiol* 24:121-139.



1.31 Prácticas agrícolas para revertir la degradación del suelo, capturar carbono y mitigar las emisiones de CO₂

Báez-Pérez Aurelio¹; Grageda-Cabrera Oscar A.¹; Irizar-Garza Martha²; González-Molina Lucila² y Bautista-Cruz Martha A.

¹Campo Experimental Bajío-INIFAP, km 6,5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende, C.P. 38010, Celaya, Guanajuato. Autor para correspondencia: baez.aurelio@inifap.gob.mx

²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental Valle de México, km 13,5 Carretera Los Reyes-Texcoco, C.P. 56250, Texcoco, Estado de México.

Resumen

Se evaluaron diversas prácticas de manejo agronómico en un vertisol pélico degradado para mejorar su fertilidad, capturar carbono y limitar las emisiones de CO₂. Se estableció un experimento en el Campo Experimental Bajío, Celaya, Guanajuato donde se evaluó la interacción de los siguientes factores de estudio: tres sistemas de cultivo: labranza tradicional, labranza de cero e incorporación de los residuos de cosecha en el suelo; y tres rotaciones de cultivo: maíz-trigo, frijol-trigo y maíz-garbanzo. La combinación de estos factores proporcionó nueve tratamientos que se establecieron con un arreglo en bloques al azar con tres repeticiones. El suelo contenía un pH inicial alcalino (7.8), de textura arcillosa, alrededor de 60 de partículas inferiores a 2 µm del tipo esmectitas. La densidad aparente inicial fue de 1.30, lo que indica cierto grado de compactación. Se evaluaron tres profundidades: 0-10, 10-20 y 20-30 cm. En el presente trabajo se presentan los resultados preliminares de dos años de evaluaciones. Los resultados muestran una ligera acumulación de la materia orgánica en los tratamientos bajo el sistema de labranza de conservación, de 1.7 a 1.9%, en los primeros 10 cm de profundidad, no así en los otros dos estratos. En los tratamientos con la incorporación de los residuos de cosecha y manejo tradicional no mostraron cambios en el contenido de este parámetro. Las emisiones de CO₂ fluctuaron, en promedio, entre 0.11 y 2.24 g m⁻² hr⁻¹ y su nivel de fluctuación estuvo relacionada estrechamente con la humedad del suelo (R²=0.89) y con el sistema de cultivo.

Palabras clave: carbono orgánico del suelo (COS); dinámica del COS; sistemas agrícolas.

Introducción

La degradación de los suelos es uno de los principales problemas ambientales que hay en la actualidad, derivado de las actividades humanas. Las prácticas de agricultura intensiva, el uso irracional de insumos agrícolas y el mal manejo de los suelos han ocasionado diversos grados de degradación en este recurso natural considerado como no renovable. Moncada-de la Fuente *et al.* (2013) reportan que en México el 71% de su superficie tiene algún grado de degradación física, química o biológica. Lo anterior contribuye significativamente con la contaminación, el cambio climático global, el almacenamiento de agua en los acuíferos subterráneos y la producción de alimentos. La región Bajío es una de las zonas agrícolas más importantes del país; sin embargo, actualmente enfrenta serios problemas por el deterioro de sus suelos, baja rentabilidad en la producción de granos básicos, serios problemas de contaminación y fuerte incidencia de sequías.

Entre los suelos que predominan en las zonas más productivas del Bajío se encuentran los vertisoles. Éstos constituyen alrededor de 8.6% en México (Cruz, *et al.*, 2007) y en el Bajío abarcan aproximadamente 500,000 hectáreas (Grageda, 1999). El deterioro físico-químico que presentan es ocasionado por las prácticas de agricultura intensiva y por la escasa incorporación de materia orgánica,

los cual ha causado una disminución drástica de las reservas orgánicas. Una consecuencia de este deterioro es el empleo, por los agricultores, de dosis excesivas de fertilizantes químicos para la producción agrícola, lo cual además de causar contaminación, eleva los costos de producción. La fertilidad del suelo y la acumulación de reservas orgánicas están determinadas por la interacción compleja de factores climáticos, edáficos, biológicos y de manejo agronómico.

Las prácticas de agricultura de conservación fundamentada en mínima remoción del suelo, la continua adición de los residuos de cosecha en su superficie y la diversificación de cultivos constituyen una opción viable para solucionar este problema. Lo anterior favorece a mediano plazo la acumulación de COS y la actividad biológica, lo cual incide directamente en la calidad del suelo (Gregorich y Carter, 1997). Por tanto, el objetivo de la presente investigación fue evaluar la evolución de las propiedades químicas de suelos vertisoles del Bajío sometidos a varios ciclos de labranza de conservación y estudiar la tendencia de acumulación de las reservas orgánicas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Campo experimental Bajío INIFAP-CEBAJ, que se sitúa a 20° 35' latitud Norte y 100 ° 49' longitud Oeste. Se encuentra a una altitud 1760 m. El suelo donde se estableció el experimento correspondió a un *Vertisol pelico*. La temperatura media anual de la región es de 16.6 °C, y la precipitación media mensual es de 605 mm. Sin embargo, en los últimos años ha habido marcadas sequías y el volumen de precipitación anual ha llegado a ser inferior a 200 mm anuales.

Características del suelo

El suelo fue profundo, más de 1 m, con un contenido de arcilla de alrededor de 60%. Se observó cierto grado de deterioro físico-químico por el pH alcalino que presentaba (8.3) y el grado de compactación, ya que presentaba una densidad aparente de 1.3 g cm³ de suelo. Lo anterior por el uso intensivo del suelo y la constante aplicación de insumos agrícolas. El contenido de materia orgánica, en general, fue bajo y, por lo tanto, el contenido de carbono también. Así mismo se encontró una proporción media de carbonatos, los cuáles podrían provenir en una pequeña proporción del material parental, pero una buena parte proviene del proceso de acumulación de sales por el riego. Lo anterior puede relacionarse con el pH alcalino que tiene el suelo.

Tratamientos y diseño experimental

Se estableció un experimento para evaluar el efecto de diversas prácticas agronómicas sobre las características químicas y biológicas del suelo. El ensayo considera tres sistemas de cultivo: (1) Labranza convencional con la exportación de los residuos de cosecha, (2) Labranza convencional con la incorporación de todos los residuos de cosecha y (3) cero labranza con la adición de todos los residuos de cosecha en la superficie del suelo en forma de mantillo. Al mismo tiempo se evaluaron tres diferentes rotaciones de cultivo: (a) maíz – trigo, (b) frijol – trigo y (c) maíz – garbanzo. La combinación de estos factores proporciona nueve tratamientos, y la distribución de los mismos se presenta en el Cuadro 1. El ensayo se conducirá por tres años, es decir, durante seis ciclos agrícolas continuos, y se medirá la evolución de algunas características químicas y biológicas del suelo por efecto de los factores de estudio mencionados. Los avances en el presente trabajo comprenden

solamente los ciclos de cultivo: primavera-verano 2013 y otoño-invierno 2013-2014. Los tratamientos establecidos se describen en el Cuadro 1. El diseño experimental que se empleará para el análisis de los datos corresponde a un experimento factorial 3 x 3 con arreglo en bloques al azar.

Cuadro 1. Descripción de tratamientos

Tratamientos	Sistema de cultivo	Rotación de cultivo
1	Tradicional	Maíz - Trigo
2	Incorporación	“
3	Cero labranza	“
4	Tradicional	Frijol - Trigo
5	Incorporación	“
6	Cero labranza	“
7	Tradicional	Maíz - Garbanzo
8	Incorporación	“
9	Cero labranza	“

Muestras de suelos

Se recolectaron, en un primer muestreo de suelos, muestras compuestas por 10 submuestras cada una, de 0-10, 10-20 y 20-30 cm de profundidad. En cada parcela grande se obtuvieron tres repeticiones. Este procedimiento se está realizando al finalizar cada ciclo de cultivo, es decir que se efectuarán en total 6 o 7 muestreos de suelo a partir de la primera medición para evaluar los indicadores físicos, químicos y biológicos del suelo. El estudio de indicadores comprende los siguientes parámetros:

Químicos

pH, , MO, N-total y P-extractable.

Emisiones de CO₂

Se midió la tasa de emisión de CO₂ (TEC) en las parcelas experimentales descritas anteriormente. Para llevar a cabo dichas mediciones se utilizó un sensor infrarrojo EGM4 PP-system, que cuenta con una cámara especial para detectar este gas de invernadero. Se registró de manera aleatoria la TEC en 10 puntos por parcela. Se hicieron mediciones de 1 a dos veces por semana. Simultáneamente están efectuaron mediciones de humedad gravimétrica de 0 a 15 cm de profundidad.

Biológicos

Fosfatasa acida: método de Tabatabai y Bremner (1969) Fosfatasa alcalina: método de Tabatabai y Bremner (1969) Biomasa microbiana Jenkinson y Powlson (1976) Celulasa: método de Pancholy y Rice (1973).

Análisis estadístico

Para el análisis de la información se utilizará el programa estadístico Statistical Analysis System (SAS). Los datos expresados en fracción o porcentaje serán transformados a la función arco seno y se

presentan después de su retransformación. Las medias de tratamientos por variable de respuesta se comparan mediante la prueba de separación de medias de Tukey ($P \leq 0.05$).

Resultados y discusión

Condiciones meteorológicas

Las condiciones de temperatura y precipitación durante los ciclos de cultivo correspondientes a 2013 y 2014 fueron variables, especialmente en cuanto al volumen y distribución de las lluvias. (Figuras 1 y 2). Durante el primer año cayeron 515.5 mm de agua, y la temporada de lluvias inició después de la primera semana de junio, mientras que en el siguiente año el volumen de lluvia fu de 466 mm, y éstas comenzaron en la última semana de mayo. Las divergencias que hubo a nivel de la temperatura y precipitación media mensual se presentan en los climogramas expuestos en la Figura 3.

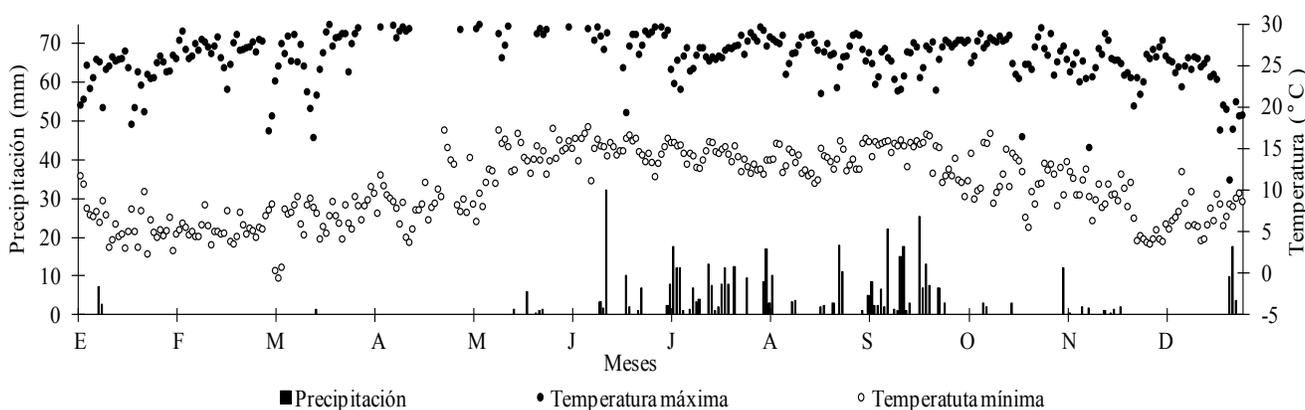


Figura 1. Registro diario de las temperaturas máximas y mínimas, y la precipitación pluvial. Celaya, Guanajuato. Ciclo primavera-verano de 2013.

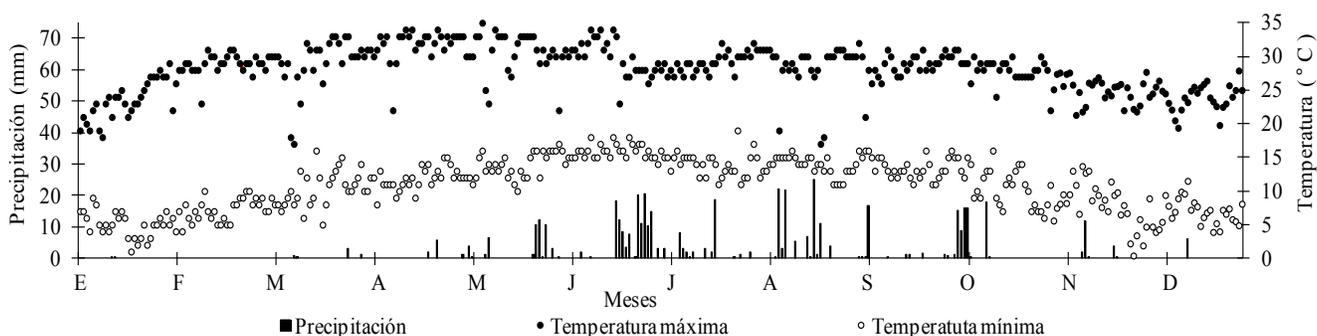


Figura 2. Registro diario de las temperaturas máximas y mínimas, y la precipitación pluvial. Celaya, Guanajuato. Ciclo primavera-verano de 2014.

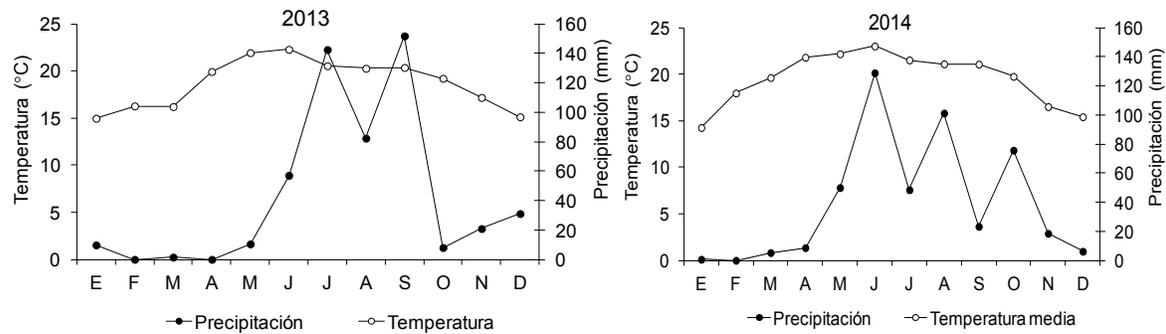


Figura 3. Climogramas 2013 y 2014. Campo Experimental Bajío. Celaya, Guanajuato.

Evolución de las características químicas del suelo

Después de tres ciclos continuos de cultivo las características químicas del suelo mostraron algunos cambios por efecto de los sistemas de cultivo, lo cual puede observarse en el Cuadro 2. Hubo una tendencia, aunque no muy marcada, que muestra que el pH tendió a disminuir ligeramente, principalmente en el estrato de 0-10 cm de profundidad en los sistemas de cultivo con incorporación de residuos de cosecha y con la labranza cero. También se observa en estos sistemas de cultivo un ligero incremento de la materia orgánica en algunos tratamientos. Galeana-Cruz *et al.* (1998) mencionan que la materia orgánica (MO) que se adiciona al suelo, como parte de las prácticas de agricultura de conservación, es el componente que influye mayormente en este proceso. La mineralización de la MO implica una actividad intensa de los microorganismos del suelo, y durante el proceso de humificación se producen ácidos orgánicos que reaccionan con la fracción mineral del suelo. La problemática de la degradación química de los suelos en el Bajío es ocasionada, en parte, por la acumulación de sales provenientes del uso excesivo de fertilizantes químicos y de las aguas de riego con altas concentraciones de sodio. Por tanto, la adición e incorporación continua de MO en el suelo es una alternativa viable reducir, en parte, la alcalinidad en suelos con problemas de altas concentraciones de sales.

No se observan una tendencia clara en la acumulación de materia orgánica por efecto del manejo de residuos en los diferentes tratamientos. Hay cierta heterogeneidad en los datos porque los análisis de suelo se efectuaron en dos diferentes laboratorios. Sin embargo, la adición de residuos de cosecha en el sistema con incorporación de residuos durante los tres ciclos de cultivo en que se efectuaron las evaluaciones sumaron 12.7 t ha^{-1} , mientras que en el sistema de labranza cero los residuos de cosecha adicionados en la superficie del suelo sumaron más de 35 t ha^{-1} (Cuadro 3). Esta cantidad de residuos necesariamente influyen en la acumulación de reservas orgánicas del suelo.

En el caso del N total y el fósforo extractable Olsen, los resultados presentan el mismo problema de variabilidad que el caso anterior. Sin embargo puede definirse que el contenido de estos elementos en el suelo es mediano.

Cuadro 2. Resultados de análisis químico de suelos después de cuatro ciclos de cultivo. Campo Experimental Bajío

Trat.	Bloque	Prof.	Sistema Cultivo	Rotación de Cultivo	pH			Materia orgánica %			N-total %			P-Olsen ppm						
					0	160	340	500	0	160	340	500	0	160	340	500				
1	1	0-10	Trad.	Maíz – Trigo	8.01	8.05	8.10	8.00	2.21	1.90	2.33	1.79	0.14	0.10	0.12	23.1	11.4	12.7	13.1	13.5
		10-20			7.83	7.90	7.91	7.97	2.35	1.91	2.35	1.91	0.20	0.10	0.12	20.9	12.9	14.3	14.8	14.7
		20-30			8.31	8.20	8.25	7.94	2.14	1.85	1.94	2.05	0.16	0.09	0.10	21.7	10.8	12.0	12.4	13.0
2	2	0-10	Incorp.	“	8.01	7.90	7.95	7.78	2.21	1.96	2.12	1.93	0.14	0.10	0.11	17.3	11.4	12.7	13.1	13.7
		10-20			7.83	7.72	7.70	7.89	2.35	1.91	2.32	2.09	0.20	0.10	0.12	15.9	12.9	14.3	14.8	15.1
		20-30			8.31	8.20	8.18	7.89	2.14	1.98	1.71	1.95	0.16	0.10	0.09	14.4	10.8	12.0	12.4	13.2
3	3	0-10	Cero	“	8.01	7.90	7.88	7.63	2.21	1.97	2.02	2.10	0.14	0.09	0.10	10.1	11.4	12.7	13.1	14.4
		10-20			7.83	7.72	7.70	7.82	2.35	1.91	2.00	1.87	0.20	0.09	0.10	12.3	12.9	14.3	14.8	16.0
		20-30			8.31	8.20	8.18	7.81	2.14	1.95	2.05	1.78	0.16	0.09	0.10	15.9	10.8	12.0	12.4	12.9
4	1	0-10	Trad.	Frijol – Trigo	8.04	7.93	7.91	7.94	2.14	1.89	1.85	2.25	0.18	0.09	0.09	11.6	11.6	12.9	13.4	14.1
		10-20			7.80	7.99	7.87	7.91	2.28	1.82	2.00	2.18	0.18	0.09	0.10	26.0	13.1	14.5	15.0	15.4
		20-30			8.01	7.95	7.98	7.95	2.35	1.79	1.83	2.39	0.16	0.09	0.09	33.2	9.6	10.6	11.0	11.7
5	2	0-10	Incorp.	“	8.04	7.93	7.91	8.37	2.14	1.99	1.92	2.13	0.18	0.10	0.10	5.78	11.6	12.9	13.4	14.6
		10-20			7.80	7.69	7.67	8.25	2.28	1.95	2.02	2.29	0.18	0.10	0.10	8.67	13.1	14.5	15.0	15.7
		20-30			8.01	7.90	7.88	8.18	2.35	1.67	2.08	1.93	0.16	0.08	0.10	10.8	9.6	10.6	11.0	11.8
6	3	0-10	Cero	“	8.04	7.93	7.91	8.17	2.14	1.95	2.25	1.84	0.18	0.10	0.11	7.22	11.6	12.9	13.4	14.7
		10-20			7.80	7.69	7.67	8.19	2.28	1.91	2.05	2.09	0.18	0.10	0.10	15.2	13.1	14.5	15.0	15.6
		20-30			8.01	7.90	7.88	8.15	2.35	1.80	2.10	1.64	0.16	0.09	0.11	9.39	9.6	10.6	11.0	12.5
7	1	0-10	Trad.	Maíz – Garbanzo	8.03	7.95	7.96	8.04	2.01	1.70	2.19	2.09	0.15	0.09	0.11	13.0	10.2	11.3	11.7	12.6
		10-20			7.94	7.93	7.95	8.01	2.28	1.65	1.89	1.75	0.18	0.08	0.09	15.9	11.8	13.1	13.6	13.9
		20-30			8.06	7.95	7.99	8.06	2.01	1.63	1.74	2.06	0.16	0.08	0.09	17.3	9.0	10.0	10.4	11.2
8	2	0-10	Incorp.	“	8.03	7.98	7.90	7.92	2.01	1.43	1.96	2.17	0.15	0.07	0.10	15.9	10.2	11.3	11.7	14.3
		10-20			7.94	7.96	7.85	7.90	2.28	1.68	1.97	2.01	0.18	0.08	0.10	13.0	11.8	13.1	13.6	14.3
		20-30			8.06	7.95	7.93	7.94	2.01	1.56	1.59	1.76	0.16	0.08	0.08	10.1	9.0	10.0	10.4	10.3
9	3	0-10	Cero	“	8.03	7.92	7.90	8.22	2.01	1.76	1.67	1.94	0.15	0.09	0.08	7.22	10.2	11.3	11.7	12.1
		10-20			7.94	7.83	7.81	8.07	2.28	1.60	1.96	1.71	0.18	0.08	0.10	7.94	11.8	13.1	13.6	14.0
		20-30			8.06	7.95	7.93	8.13	2.01	1.75	1.71	1.34	0.16	0.09	0.09	9.39	9.0	10.0	10.4	12.1

Cuadro 3. Resultados de componentes de rendimiento. Campo Experimental Bajío

Trat.	Sistema Cultivo	Cultivo	Primavera-verano 2013			Otoño-invierno-2013-2014			Primavera-verano-2014				
			Grano	Paja	Biomasa IC	Grano	Paja	Biomasa IC	Grano	Paja	Biomasa IC		
			-----t ha ⁻¹ -----										
1	Tradicional	Maiz	11063b	14626c	25689b	0.43a	5855b	8362b	14217b	10280	11855	22135	0.46
2	Incorporación	“	11224b	15521b	26745b	0.420bc	3942e	7261c	11203d	10684	12205	22889	0.47
3	Cero labranza	“	12532a	17465a	29998a	0.41c	4605d	6868c	11473d	8064	12441	20505	0.39
4	Tradicional	Frijol	2123b	1804b	3927b	0.54a	7034a	9697a	16731a	1615	1561	3176	0.51
5	Incorporación	“	2149b	1879b	4029b	0.53b	4763d	9314a	14077b	1474	1457	2931	0.50
6	Cero labranza	“	2284b	2454a	4739b	0.48c	5277c	8001b	13278c	3313	1822	5136	0.42
7	Tradicional	Maiz	11390b	15089bc	26479b	0.43a	1138a	916b	2054a	11490	11836	23326	0.49
8	Incorporación	“	11266b	15105bc	26371b	0.43ab	863b	1118a	1981a	11005	11023	22028	0.50
9	Cero labranza	“	13101b	18167a	31267a	0.41c	543c	564c	1107b	8924	12321	21245	0.42

Fosfatasa

Los resultados de la fosfatasa alcalina fueron significativamente mayores, hasta 90%, respecto a los resultados de la fosfatasa ácida (Figura 4). Lo anterior se relacionó con el pH alcalino del suelo. Se encontró una relación estrecha ($R^2=0.60$) entre la cantidad de fosfatasa ácida con el pH del suelo cantidad de materia orgánica ($R^2=0.78$) (Figura 5). La concentración de la fosfatasa tanto ácida como alcalina está relacionada con la mineralización de la materia orgánica e implica procesos metabólicos catalizados por enzimas. La actividad enzimática es un indicador de cambios tempranos en la calidad del suelo por sus relaciones con la microflora y la facilidad de su medición y su rápida respuesta a las prácticas de manejo agrícola (De la Paz-Jiménez *et al.*, 2002). La ureasa y las fosfatasas han recibido más atención por sus implicaciones en los ciclos biogeoquímicos y de nutrición (Makoi y Ndakidemi, 2008). La ureasa cataliza la reacción de hidrólisis de los enlaces C–N de algunas amidas y de la urea en amonio y dióxido de carbono. Las fosfatasas catalizan la reacción de hidrólisis de los enlaces ésteres y anhídridos de fosfato. Estas enzimas tienen una función fundamental en el ciclo del P al liberar el ion ortofosfato de compuestos orgánicos e inorgánicos, el cual queda disponible para las plantas.

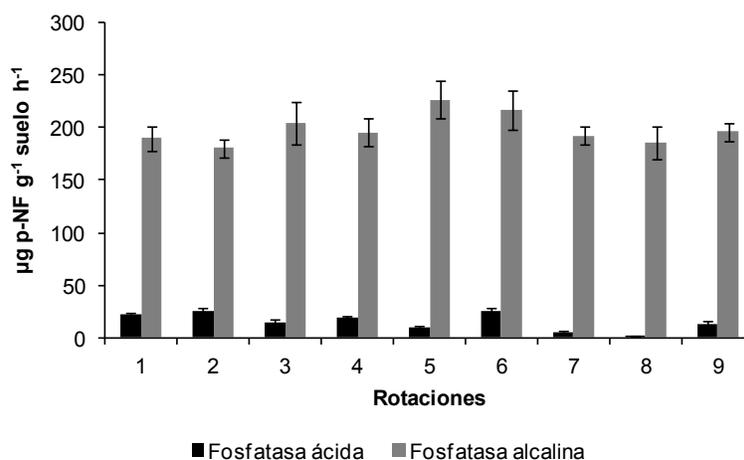


Figura 4. Contenido de fosfatasa en suelo. Campo Experimental Bajío.

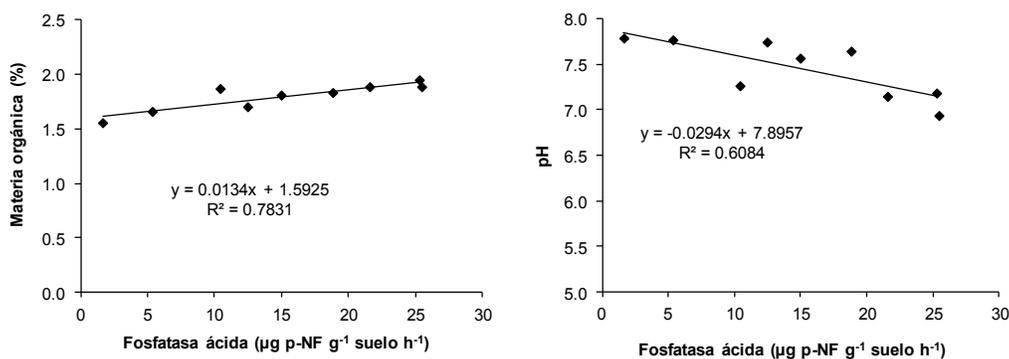


Figura 5. Relación entre fosfatasa ácida con materia orgánica y pH del suelo.



Emisión de CO₂

Los resultados semanales de la tasa de emisión de CO₂ del suelo (TEC) que se registraron a partir del verano 2013 y hasta el verano de 2014, muestran que la humedad gravimétrica contenida en el suelo a lo largo de los ciclos de cultivo fue un factor que estuvo estrechamente relacionado con las emisiones de este gas de efecto invernadero en el suelo (Figura 6). Se observó que hubo una mayor retención de humedad en el sistema de cultivo con labranza cero labranza, específicamente con la rotación maíz-garbanzo, la cual contuvo más de 40% agua durante los días más lluviosos o después de aplicar los riegos, lo cual fue 25% mayor respecto comparado con el sistema de cultivo tradicional. Los valores de TEC fluctuaron entre 0.11 y 2.24 g m⁻² hr⁻¹. Las TEC más bajas ocurrieron cuando el suelo estaba más seco y viceversa. Por lo tanto el flujo de CO₂ aumentó o disminuyó de acuerdo al patrón de distribución de las lluvias. La TEC del suelo también estuvo en función de cantidad de materia orgánica presente y de la actividad biológica. La tendencia general evidenció que la TEC aumentó a medida que la concentración de COS fue mayor.

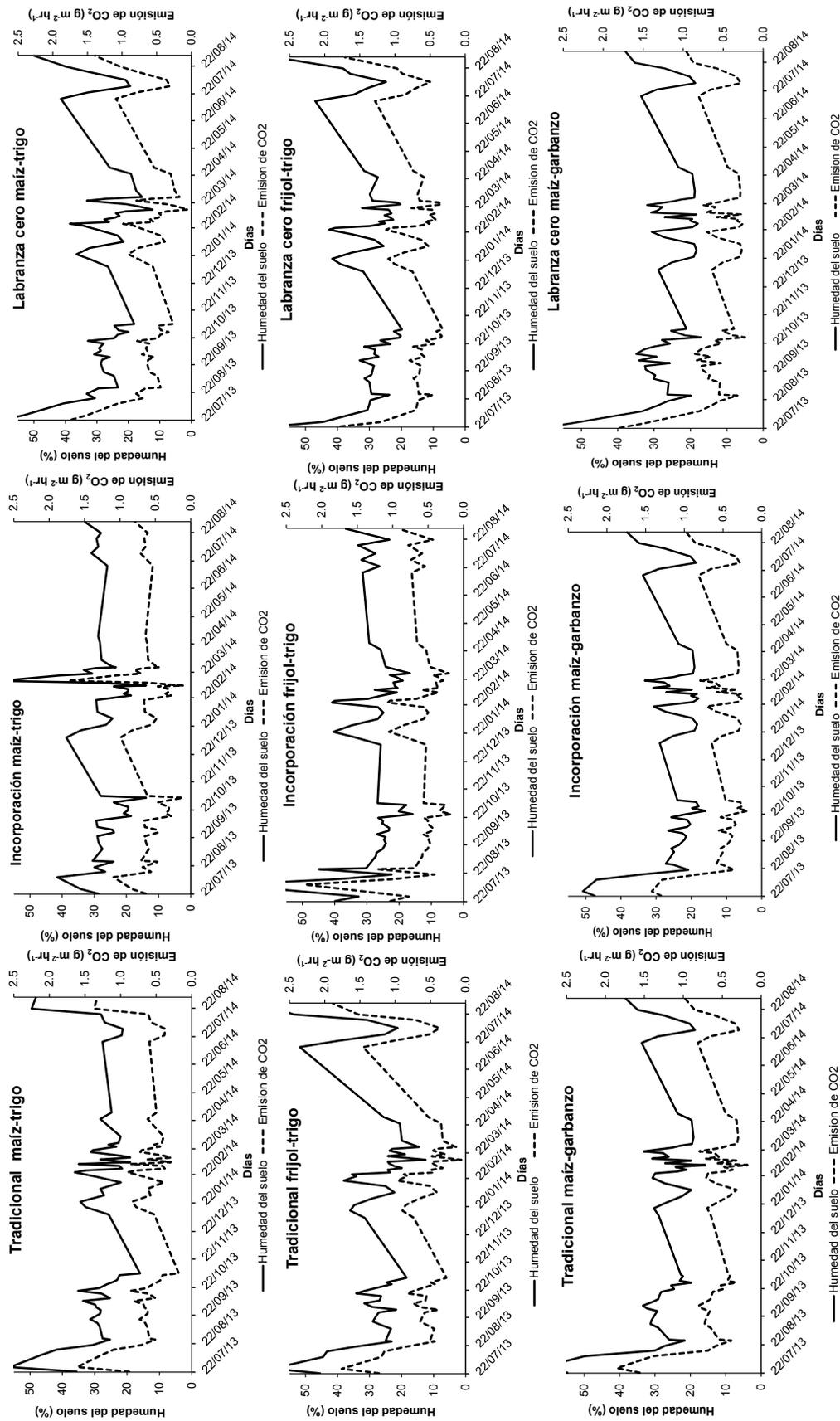


Figura 6. Emisiones de CO₂ en los diferentes sistemas de cultivo de julio de 2013 a agosto de 2014. Campo Experimental Bajío.

A nivel de sistemas de cultivo la TEC tuvo picos más altos en los tratamientos con incorporación de residuos de cosecha y labranza cero, lo anterior debe estar relacionado con el contenido de materia orgánica que es potencialmente mineralizable. La oxidación del carbono tanto en los ecosistemas naturales como en los sistemas agrícolas, es constante y para lograr un incremento importante en el suelo se requiere que el ingreso de COS sea mayor que las pérdidas (Lal, 2004). El retiro de los residuos de cosecha sin duda limita la acumulación de COS en los sistemas tradicionales y la TEC también disminuye, como se observa en la Figura 6. Por otro lado la incorporación de los residuos de cosecha en el suelo aumenta significativamente la actividad biológica en el mismo, y también la TEC; sin embargo, no necesariamente aumenta las reservas orgánicas significativamente. Lograr que la tasa de acumulación de COS en estos suelos sea mayor que la tasa de pérdida del mismo, requiere de otras estrategias adicionales a la incorporación de residuos orgánicos. Los sistemas de labranza reducida, el empleo cultivos de amplia cobertura vegetal y las obras de conservación de suelo ofrecen una alternativa para disminuir las pérdidas de carbono por mineralización y erosión.

Al relacionar la TEC con el contenido de humedad en el suelo se observa una estrecha correlación ($R^2=0.89$) (Figura 7). Este comportamiento en el flujo de CO_2 es semejante al que ocurre en los suelos volcánicos de México, el cual ha sido descrito por Báez-Pérez (2008). El flujo de este gas depende de la humedad porque la actividad microbiana, encargada de la degradación de la materia orgánica del suelo, depende también humedad y temperatura.

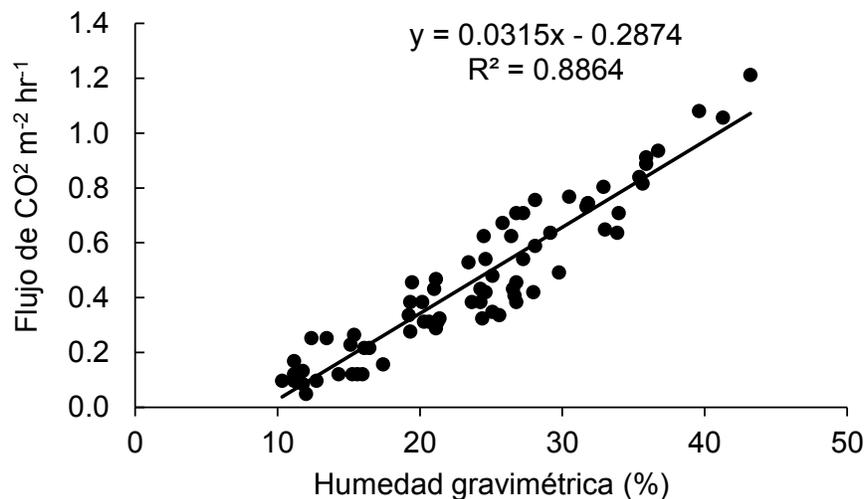


Figura 7. Relación entre flujo de CO_2 y el contenido de humedad en el suelo.

De acuerdo con la curva característica de humedad correspondiente al suelo vertisol pelico, en el cual que se llevó a cabo el presente estudio, el rango de humedad que hubo entre la capacidad de campo (49%) y el punto de marchitez permanente (27%) fue de 22% (Báez-Pérez, 2011). Lo anterior corresponde a la humedad aprovechable disponible, en los primeros 30 cm de profundidad, que puede almacenar el suelo para la disponibilidad de las plantas (Figura 8). Las emisiones de CO_2 fueron mínimas cuando la humedad del suelo estuvo por debajo del PMP y viceversa cuando la humedad del suelo estuvo cerca de la CC. El nivel de emisiones de este gas, de acuerdo con los registros que se efectuaron a lo largo de tres ciclos de cultivo para los diferentes sistemas de cultivos, fluctuó también en función de contenido de carbono orgánico contenido en el suelo. Es decir, que a mayor reserva de este elemento mayor potencial de emisión de CO_2 . En el sistema de labranza convencional con rotación de maíz-trigo, que es el tratamiento testigo, tuvo una emisión pico de $1.5 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de CO_2 con una humedad superior a la capacidad de campo, mientras que con una la humedad a nivel del PMP el flujo

de este gas fue de aproximadamente de $0.8 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Se observa que el sistema de siembra con labranza cero y rotación de cereales, las emisiones al alcanzaron hasta $2.5 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, lo cual se explica por una mayor cantidad de materia orgánica en descomposición por la adición de los residuos de cosecha en la superficie del suelo.

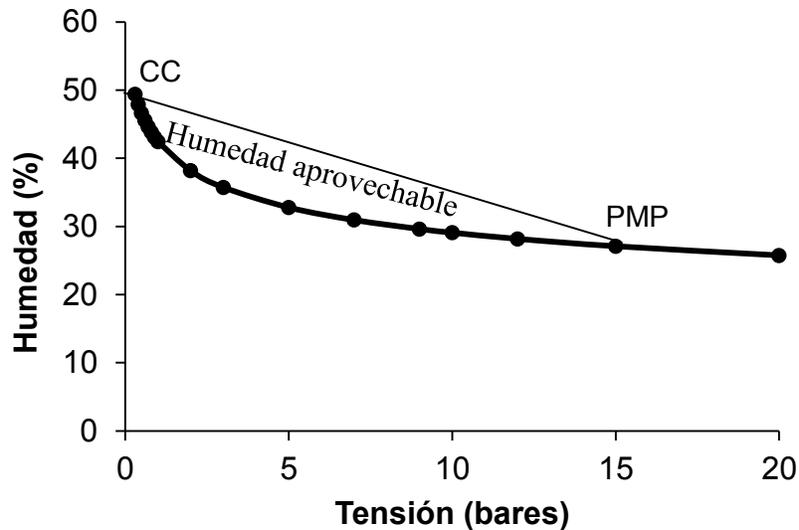


Figura 8. Curva característica de humedad del suelo del vertisol pelico donde se llevaron a cabo las evaluaciones. Campo Experimental Bajío. CC: capacidad de campo, PMP: punto de marchitez permanente.

Conclusiones

Los suelos sometidos a labranza de conservación retuvieron mayor humedad y emitieron mayor cantidad del este gas de efecto invernadero, respecto a los sistemas que se cultivaron de manera tradicional (retiro de los residuos de cosecha, barbecho, rastra, surcado). La tendencia general evidenció que la TEC aumentó a medida que la concentración de COS fue mayor. En los sistemas de cultivo sometidos a contante incorporación de los residuos cosecha y adición de la misma en la superficie del suelo, el potencial de mineralización también fue mayor, lo cual se reflejó en la TEC, la cual fluctuó a lo largo del ciclo de cultivo en función de la humedad volumétrica, parámetro determinado por la distribución de las lluvias y los riegos. La TEC en los sistemas de cultivo con labranza cero fue del orden de $0.6 \text{ g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ cuando el suelo contenía 10% de humedad (extremadamente seco) y hasta $2.5 \text{ g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ con el suelo estaba saturado. Mientras tanto en los sistemas con labranza tradicional la TEC fluctuación fluctuó de 0.6 a menos de $2.2 \text{ g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ en promedio. El contenido de fosfatasa alcalina fue hasta 90% mayor respecto al contenido de la fosfatasa ácida en los suelos, lo cual se relaciona con el pH alcalino de los suelos.

Bibliografía

- Báez-Pérez A., J. D. Etchevers, M. Haulon, G. Werner, G. Flores, C. Hidalgo. 2009. Pérdida de carbono por erosión hídrica y emisiones de CO_2 en tepetates habilitados para la agricultura. In: Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos. J. F. Gallardo, J. Campo y M. E. Conti (eds.). Salamanca, España. pp. 25-48.
- Báez-Pérez A., J. M. Arreola-Tostado, B. Triomphe, A. Bautista-Cruz, P. de J. Licea-Morales. 2012. Implementación de la siembra directa para producción de cebada maltera en el estado de Guanajuato. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas 3:1509-1519.



- Cruz C., C. Balbontin, F. Paz, J. Etchevers, P. Krasilnikov. 2007. Variabilidad morfogénica de los suelos en México y su relación con el modelo fisiográfico nacional. *In: Memoria del XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*. León, Guanajuato, México, 2007.
- De la Paz-Jimenez M., A. M. de la Horra, L. Pruzzo, R. M. Palma. 2002. Soil quality: a new index based on microbiological and biochemical parameters. *Biol. Fertil. Soils* 35:302-306.
- Galeana-Cruz M., A. Trinidad-Santos, N. E. García-Calderón, D. Flores-Román. 1998. Labranza de conservación y fertilización en el rendimiento de maíz y su efecto en el suelo. *Terra Latinoamericana* 17:325-335.
- Grageda. 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.
- Gregorich E. G., M. R. Carter. 1997. Soil quality for crop production and ecosystem health. *Development in Soil Science* 25:125-165.
- Jenkinson D. S., Powlson D. S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol Biochem* 8:209-213.
- Makoi J., P. A. Ndakidemi. 2008. Selected soil enzymes: examples of their potential roles in the ecosystem. *Afr. J. Biotechnol.* 7:181–191.
- Moncada-de la Fuente J., M. Anaya-Garduño, C. Ortiz-Solorio, P. Sánchez-García, J. Chacón-Rodríguez. 2013. Suelo. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México. 4 pp.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1624-1627.
- Ongley E. D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio de la FAO riego y drenaje. N° 55. 115 pp.
- Pancholy S. K. E. L. Rice. 1973. Soil enzymes in relation to old field succession: Amylase, cellulase, invertase, dehydrogenase and urease. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37:47-50.
- Tabatabai M. A., J. M. Bremner. 1969. Use of p-nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1:301-307.

1.32 Determinación de la producción de biomasa en zonas de pastizal y matorral, utilizando información radiométrica y de cobertura vegetal mediante imágenes digitales

Chávez-Castillo Ernesto¹; Bolaños-González Martín² y Paz-Pellat Fernando²

¹Universidad Autónoma Chapingo, carretera México-Texcoco km 38.5, Texcoco, México, 56230. Autor para correspondencia: castilloes@gmail.com

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, 56230 Montecillo, Estado de México.

Resumen

Durante 2007 se realizó una campaña de muestreo en zonas de pastizal y matorral en los estados de Jalisco, Estado de México, Zacatecas, Coahuila, Durango y Querétaro, usando radiómetros multispectrales en condiciones de campo, con la finalidad de obtener información para analizar la relación entre las reflectancias de la vegetación obtenidas mediante el uso de sensores ópticos con la cobertura aérea y producción de biomasa de la misma. Adicionalmente a la toma de datos radiométricos, se tomaron fotografías digitales para la estimación de la cobertura aérea usando métodos de clasificación supervisada. En aproximadamente el 15% de los puntos de medición se realizaron muestreos de biomasa aérea. Con el esquema de muestreo utilizado se analizaron las relaciones entre diferentes índices de vegetación (NDVI_{cp}, IVCP y β) con la biomasa y cobertura aérea, estableciendo una relación entre estas variables biofísicas. La estimación de la biomasa y cobertura vegetal de una manera más rápida, permite hacer estimaciones sobre la condición, tendencia o producción de la vegetación natural en pastizales y matorrales, haciendo posible la toma de decisiones sobre el manejo de la misma de manera más eficiente y expedita. El modelo utilizado para obtener la producción de biomasa en pastizal y/o matorral, a través de datos radiométricos y cobertura vegetal, considerando que los datos procesados corresponden a la fase lineal de crecimiento de la etapa vegetativa, da resultados muy buenos para este tipo de vegetación ($r^2=0.98$).

Palabras clave: cobertura vegetal, índices NDVI_{cp} e IVCP, producción de biomasa, imagen digital, datos radiométricos.

Abstract

During 2007 a sampling campaign in areas of grassland and scrubland in the states of Jalisco, state of Mexico, Zacatecas, Coahuila, Durango and Queretaro, using multispectral radiometers in field conditions, in order to obtain information to analyze the relationship between vegetation reflectances obtained by use of optical sensors with canopy cover and biomass production thereof. In addition to radiometric data taking, digital photographs were taken for estimation of canopy cover using supervised classification methods. In approximately 15% of the measuring points was sampled biomass. With the sampling scheme used to analyze the relationships between vegetation index (NDVI_{cp}, IVCP and β) with the biomass and areal coverage, establishing a relationship between these biophysical variables. The estimation of biomass and vegetation cover more quickly, allows estimates of the condition, trend or production of natural vegetation in grasslands and scrub, enabling decision making on the management of it more efficiently and expeditiously. The model used for the production of pasture biomass and / or scrub, through radiometric data and vegetation cover, whereas the



processed data correspond to the linear growth phase of the vegetative stage, gives very good results for such vegetation ($r^2 = 0.98$).

Keywords: vegetation, IVCP and NDVIcp, biomass production, digital imaging, radiometric data.

Introducción

Los pastizales y matorrales de nuestro país han estado bajo fuerte presión debido a su sobreexplotación principalmente por la actividad ganadera. Sin embargo, a pesar de ser en conjunto el mayor uso de suelo del país por tipo de vegetación (45%, Serie IV de INEGI), existe poca información cuantitativa al respecto, por lo que es indispensable desarrollar metodologías confiables y expeditas que permitan, en primera instancia, la evaluación del estado actual de los mismos.

Por otra parte, existe un gran potencial de monitoreo de la vegetación mediante el uso de información captada en imágenes de satélite, por lo que en la actualidad se puede obtener información de todo el país varias veces en el mismo día, incluso de manera gratuita. Sin embargo, a pesar de que existe esta gran disponibilidad de información satelital, no ha sido aprovechado su potencial, debido principalmente a la escasez de metodologías adecuadas y validadas para realizar esta tarea. Por ello, se presenta y valida una metodología para estimar la biomasa en pastizales y matorrales utilizando información radiométrica obtenida a nivel de campo con equipos similares a los que están a bordo de satélites, así como imágenes digitales para estimación de cobertura aérea.

La cobertura vegetal aérea representa un parámetro de estimación tanto de la cantidad de biomasa disponible, como de la degradación del recurso; por lo que, se propone una nueva metodología de estimación de cobertura vegetal aérea, la cual tiene grandes ventajas sobre los métodos tradicionales, ya que, comparados con estos, resulta ser muy rápida (tiempo de toma de las imágenes digitales y procesamiento posterior en gabinete), se cubren áreas (dos dimensiones) y no solo una línea (una dimensión) y tienen una precisión adecuada. Adicionalmente, en las mismas áreas de medición de Cobertura Vegetal (COB) se tomó información de reflectancias en diferentes longitudes de onda del espectro electromagnético, mediante la cual se calcularon los índices espectrales de vegetación (IV) y se realizaron muestreos para medir la cantidad de biomasa vegetal.

Desde inicios del uso de los sensores remotos se ha utilizado a los IV como una alternativa para medir de una forma indirecta las variables biofísicas de la vegetación, (índice de área foliar o IAF, biomasa vegetal o Bm y cobertura de la vegetación o COB), con base en datos espectrales obtenidos a través de sensores remotos, (radiómetros por ejemplo), con la finalidad de poder hacer una evaluación, monitoreo o estimación de las variables biofísicas en algún tipo de vegetación.

Debido a lo anteriormente mencionado, en 2007 se desarrolló una campaña de campo en sitios de muestreo ubicados en pastizales y matorrales con diversas condiciones de vegetación y manejo, orientada a validar la relación propuesta entre la cobertura e índices espectrales de vegetación NDVIcp e IVCP (Paz, 2007) con la biomasa vegetal.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en 21 sitios de muestreo que se establecieron en zonas de pastizal y matorral en los estados de Jalisco, Zacatecas, Durango, Coahuila, Querétaro y Estado de México, donde se obtuvo información radiométrica, fotografías digitales (para obtener cobertura vegetal) y datos de biomasa. Para llevar a cabo el muestreo en campo, en cada uno de los sitios de muestreo se trazaron dos líneas de aproximadamente 100m de longitud, la primera de Norte a Sur (NS) y la segunda perpendicular a ésta.

Los dos extremos de ambas líneas, así como su intersección, se marcaron para próximas visitas de campo, de tal forma que siempre se midió en los mismos puntos.

En cada sitio se tomaron cuatro fotografías panorámicas, orientadas a cada uno de los puntos cardinales, con la finalidad de captar la evolución del ciclo de crecimiento de la vegetación de cada sitio, a lo largo de las visitas de campo. De la misma forma se tomaron fotografías a nadir en cada punto de medición con la finalidad de estimar el porcentaje de cobertura de la vegetación en cada sitio, mediante técnicas de clasificación de imágenes digitales; simultáneamente a la toma de fotografías a nadir, se realizaron mediciones radiométricas (3 repeticiones en cada punto), utilizando un radiómetro multiespectral Cropscan de 5 bandas. Tanto las fotografías a nadir como las mediciones radiométricas se realizaron a 3 m sobre el nivel de la superficie, siguiendo las líneas NS y EO. También, se tomaron mediciones a una altura de 30m aproximadamente, para lo cual se utilizó como plataforma un helicóptero de radio control, desde ahí se tomaron fotografías a nadir y, en forma simultánea, se realizaron mediciones radiométricas (3 repeticiones en cada punto), utilizando un radiómetro multiespectral Cropscan® de 16 bandas. En cada una de las visitas de campo se seleccionaron dos sitios para tomar muestras de biomasa en áreas aledañas a los puntos de medición, que presentaran condiciones de vegetación similares a éstos. En cada uno de estos puntos se tomaron mediciones radiométricas (3 repeticiones en cada punto), utilizando un radiómetro multiespectral Cropscan de 5 bandas a 3 m de altura y se tomó una fotografía a nadir para el cálculo de la cobertura vegetal ligada a la medición radiométrica. Posteriormente se colocó un arillo de poliducto de 80 cm de diámetro y se tomó nuevamente otra fotografía a nadir, con la finalidad de estimar el porcentaje de cobertura únicamente dentro del área delimitada por el arillo, que es el área correspondiente a la muestra de biomasa.

Finalmente, se midió la altura promedio de la vegetación y se procedió a cortar el total de la misma dentro del arillo de poliducto, para determinar la cantidad de biomasa fresca y seca (después de ser secada a 65 °C en una estufa, por 48 hs).

Procesamiento de datos radiométricos

Primeramente se revisó y estandarizó la base de datos radiométricos, se obtuvieron promedios de las tres repeticiones tomadas en campo. De cada uno de los sitios de muestreo se concentró un archivo con los datos promediados, también se revisó que no hubiera datos erróneos que pudieran causar algún problema al momento de obtener los valores del índice de vegetación utilizado. El índice de vegetación utilizado como base fue el NDVI_{cp}, además de los índices de vegetación β e IVCP. Aunque existe una gran cantidad de IV creados por diferentes autores, la gran mayoría de éstos no aborda correctamente la estructura del problema, por lo que se usó el generado por Paz *et al.*, (2007), ya que éste índice considera la dinámica suelo-vegetación en forma correcta; el NDVI_{cp}, que no se basa en la hipótesis (como si lo hace el NDVI y otros índices) de que las líneas de igual vegetación (Iso-IAF) parten del origen (0,0), lo cual es evidentemente incorrecto como puede observarse en la Figura 1.

En la Figura 1 se muestra el patrón temporal de crecimiento de un cultivo, en el espacio espectral R (rojo) e IRC (infrarrojo cercano), representado por curvas de igual índice de área foliar o IAF (iso-IAF), misma cantidad de vegetación y suelos ópticamente diferentes, la cual se generó usando seis tipos de suelos (S2, S5, S7, S9, S11 y S12; del más oscuro al más claro). Paz *et al.*, (2005a) detallan las simulaciones radiativas mostradas en la Figura 1.

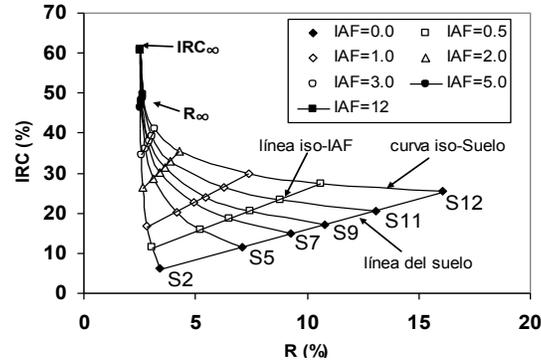


Figura 1. Espacio espectral IRC-R para las simulaciones del cultivo de maíz.

En la Figura 1 se han ajustado líneas rectas (interacciones de primer orden) a los valores iso-IAF de la reflectancia de la vegetación, donde las reflectancias del suelo (línea del suelo) varían. Para un mismo valor de la reflectancia del suelo, la curva iso-Suelo (no lineal) representa una curva de crecimiento (diferentes valores del IAF) de la vegetación. Las curvas iso-Suelo convergen a un mismo valor en el ápice de la Figura 1, representadas por las reflectancias en el infinito o de medio ópticamente denso para las bandas del R e IRC. En este caso, las reflectancias, particularmente en la banda del R están saturadas (no cambian de valor al incrementarse el follaje de la vegetación).

Las curvas iso-IAF mostradas en la Figura 1 se pueden describir como:

$$IRC_{IAF} = a_{0,IAF} + b_{0,IAF}R_{IAF} \quad (1)$$

donde el subíndice IAF se refiere a un valor específico del IAF de la mezcla suelo-vegetación. Los parámetros de la recta definida por la ecuación (1), $a_{0,IAF}$ y $b_{0,IAF}$, dependen del valor de IAF.

El problema fundamental del espacio IRC-R, mostrado en la Figura 1, es que induce un cambio de pendiente en la curvatura del patrón entre a_0 - b_0 , mostrado en la Figura 2, que muchos IV la interpretan como una “saturación” de las bandas. En realidad no hay tal saturación, sólo es consecuencia de que los patrones lineales de algunos índices difieren más y más de los valores del segmento, aproximadamente lineal, asociado a a_0 - b_0 cuando el IAF es mayor que 2.

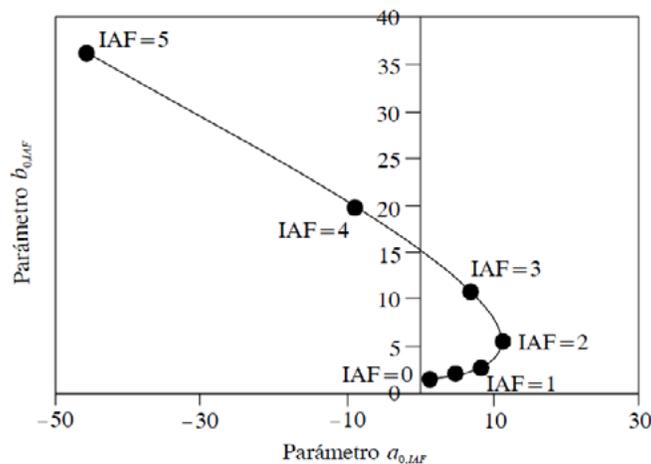


Figura 2. Patrón entre los patrones a_0 y b_0 de las curvas iso-IAF.

La Figura 2 muestra la relación entre los parámetros a_0 y b_0 de la Figura 1, para el ciclo de crecimiento del cultivo que va desde el suelo desnudo hasta la condición de cubrimiento completo del suelo por la vegetación. En esta Figura se observa que en la etapa inicial hay un patrón de comportamiento tipo exponencial, hasta un punto donde la banda del R se satura (no cambia de valor). Después del punto de saturación de la banda del R, el patrón es del tipo lineal. El punto inicial de la curva a_0 - b_0 mostrado en la Figura 2, representa el caso de suelo desnudo ($a_0 = a_s$ y $b_0 = b_s$). El punto donde a_0 alcanza su valor máximo (punto de transición del patrón exponencial al lineal), representa el término de la fase de crecimiento exponencial e inicio de la fase lineal. El punto final del patrón lineal de la curva a_0 - b_0 representa la situación donde la banda del IRC se satura, lo cual ocurre generalmente cuando el IAF alcanza su valor máximo.

Una buena aproximación al comportamiento expo-lineal mostrado en la Figura 2, incluyendo su transición, es usar la siguiente ecuación:

$$\frac{1}{b_0} = c + da_0 \quad (2)$$

Para simplificar el modelo, se supuso un valor de $c = 1.0$ ($a_s=0.0$ y $b_s=1.0$), bajo la consideración de que se desconocen los parámetros de la línea del suelo. Como una primera aproximación semi-empírica de la relación a_0 - b_0 para cultivos, se pueden utilizar los valores $c = 1.0$ y $d = -0.0223$. Paz y Bolaños (2004) discuten esta situación y analizan otros cultivos, y muestran que el uso de los parámetros resulta en ajustes adecuados para otros cultivos, incluidos los pastos.

Para poder realizar estimaciones del IAF o la Bm, es necesario saber a qué línea iso-IAF el punto (R, IRC) pertenece, problema que implica conocer la reflectancia del suelo. Dado que la cantidad de vegetación en un punto es independiente de las propiedades ópticas del suelo o de sus cambios, el diseño de los índices de vegetación se ha basado en la minimización del efecto del suelo (Huete, 1988). Para hacer esto es necesario conocer o, aproximar, la relación entre a_0 y b_0 , Figura 2. Bajo esta perspectiva, Paz *et al.*, (2007) desarrollaron el índice NDVI_{cp}:

$$NDVI_{cp} = \frac{(IRC - a_{0,IAF}) - R}{(IRC - a_{0,IFA}) + R} = \frac{b_{0,IAF} - 1}{b_{0,IAF} + 1} \quad (3)$$

donde b_0 (pendiente de las curvas iso-IAF) se aproxima de la relación (2).

En términos operacionales, el valor de b_0 se estima de (Paz *et al.*, 2007):

$$b_{0,IAF} = \frac{-B + \sqrt{B^2 - 4AC}}{2A} \quad (4)$$

$$A = R$$

$$B = -\left(\frac{c}{d} + IRC\right)$$

$$C = \frac{1}{d}$$

Para conocer el valor de b_0 , solo es necesario usar los valores de la banda del R e IRC, ya que los valores de c y d son supuestos. El valor de b_0 usado en la ecuación (5) para estimar el índice β , se obtiene resolviendo la ecuación (4). Por otro lado, el problema fundamental de la supuesta saturación del espacio IRC-R (mostrado en la Figura 1), es consecuencia del formato de razones usado en la mayoría de los IV con patrones lineales en el espacio paramétrico a_0 - b_0 . Para evitar estas dificultades se puede realizar una transformación del espacio IRC-R al espacio IRC-dIRC ($dIRC = IRC - a_s - b_sR$;

donde el subíndice S se refiere a la línea del suelo), Figura 3. La transformación está dada por Paz *et al.*, (2005a y 2006a):

$$\beta = \frac{90 - \arctan(b_1)}{45}$$

$$b_1 = \frac{b_0}{b_0 - b_s}$$

$$a_1 = a_0(1 - b_1) + a_s b_1 \quad (5)$$

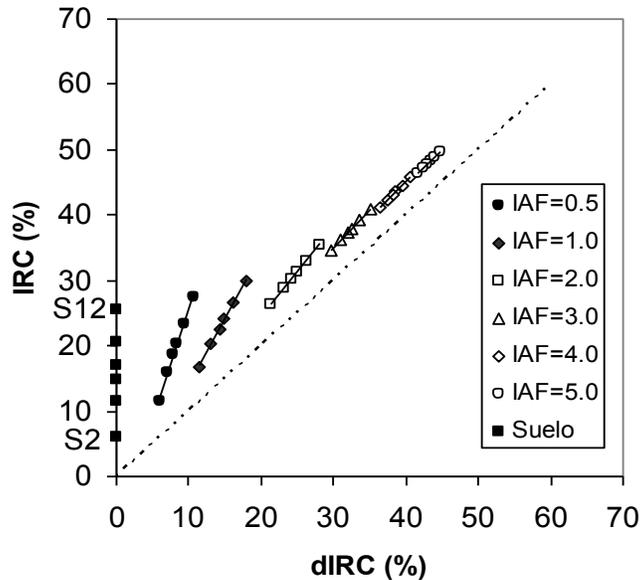


Figura 3. Espacio transformado IRC-dIRC de los datos de la Figura 1.

En el espacio IRC-dIRC, transformación lineal del espacio del IRC-R, las curvas espectrales iso-IAF tienen constantes a_1 y b_1 . En este espacio, la línea del suelo está sobre el eje IRC y la línea del ápice de la Figura 1 tiene una orientación de 45° , Figura 3.

Por otra parte, para usar índices espectrales de la vegetación como indicadores de la biomasa, es necesario el desarrollo de un índice de vegetación espectral que esté relacionado linealmente con ésta (Paz, 2005), de acuerdo ha:

$$Bm = uIV \quad (6)$$

donde u es una constante empírica que depende del tipo de vegetación, productividad forrajera y condiciones de manejo.

La relación (6) permite utilizar en forma directa el IV como un sustituto perfecto de la Bm.

Dada la relación entre $(1/NDVI_{cp})$ y la Bm, (para un experimento con algodón, Huete *et al.*, 1985), es necesario hacer una transformación para obtener una relación similar a la mostrada en la relación (6):

$$IVCP = \left(\frac{1}{NDVI_{cp}} \right)_{min} - \left(\frac{1}{NDVI_{cp}} \right)$$

$$\left(\frac{1}{NDVI_{cp}} \right)_{min} = \left(\frac{1}{NDVI_{cp}} \right)_{Bm=0} \quad (7)$$

El índice de vegetación IVCP desarrollado permite obtener una relación similar a la de la ecuación $B_m = uIV$. El valor de $(1/NDVI_{cp})_{min}$ se puede obtener directamente de la relación $B_m - (1/NDVI_{cp})$, determinando el valor de $(1/NDVI_{cp})$ que hace $B_m = 0$.

La transformación propuesta para el índice $NDVI_{cp}$ permite trabajar directamente con IVCP como un sustituto perfecto de la biomasa.

Procesamiento de imágenes digitales

El procedimiento consistió de dos fases: la primera en delimitar el área de medición con el radiómetro sobre las fotografías (recorte de imágenes, utilizando el programa Corel PHOTO-PAINT); y la segunda en determinar la cobertura vegetal a partir de las imágenes recortadas (utilizando el programa ENVI 4.7).

La cobertura aérea se obtuvo a través de un proceso de clasificación supervisada, usando objetos genéricos: vegetación verde, vegetación seca, inflorescencias, suelo, suelo sombreado, piedras y otros (Figura 4). Sólo la cobertura de la vegetación verde se consideró en los análisis, debido a su relación con los IV.

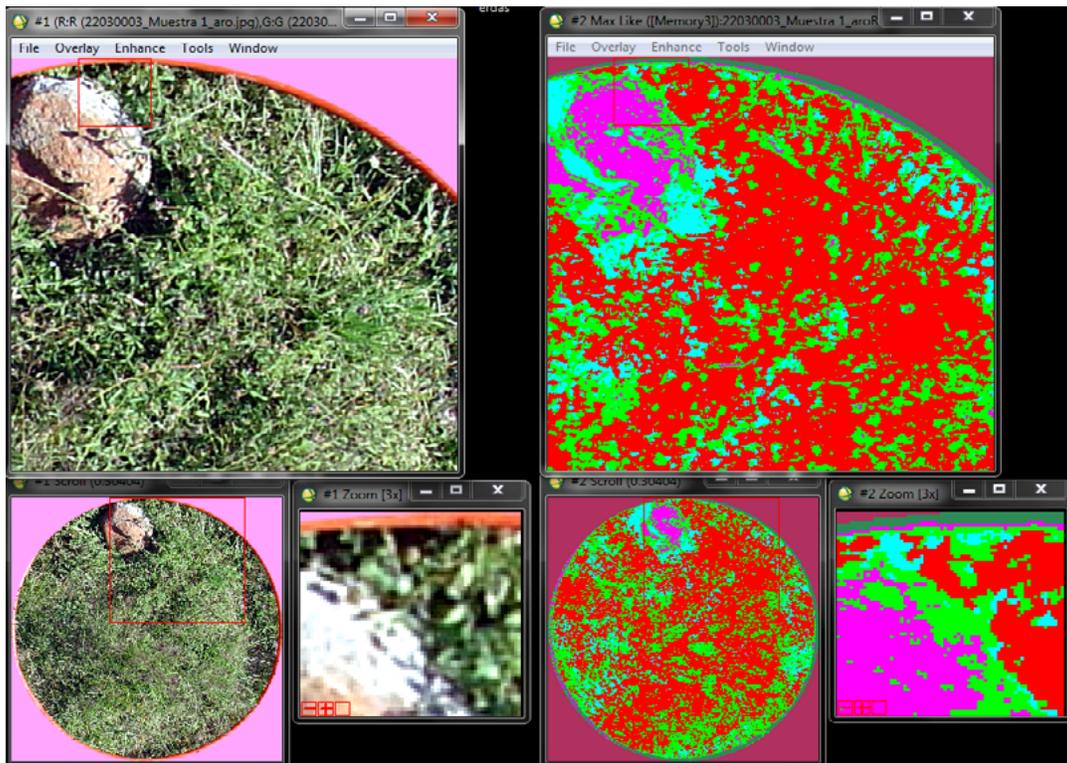


Figura 4. Clasificación supervisada del sitio 03 del estado de Querétaro, referente a la estimación de biomasa.

Una vez clasificada la imagen, se determina el número de píxeles, esto para todas las clases encontradas, incluyendo la parte externa al área de interés.

El valor de cobertura (%) se recalcula posteriormente para las clases que se encuentran dentro del área de muestreo del radiómetro, es decir, eliminando la parte correspondiente al “fondo de imagen”.

Resultados

Para analizar los resultados obtenidos, al plantear una relación directa entre un índice de vegetación y la biomasa aérea, el IVCP puede ser usando como:

$$Bm = uIVCP \quad (8)$$

donde, para este caso (todos los sitios de muestreo en todos los estados), la biomasa (Bm) está dada en $gr/0.5m^2$, ya que ésta fue el área de muestreo delimitada por un círculo con diámetro de 0.8m (área aproximada de $0.5m^2$). Los datos de reflectancia fueron medidos en un círculo de diámetro de 1.5m, así como las coberturas aéreas.

En la Figura 5 se han graficado todos los datos ajustando la relación de cada sitio de muestreo (dividiendo entre el u particular) para hacer comparables las relaciones, donde el IVCP fue estimado de acuerdo con la ecuación ($Bm=uIV$), usando la estimación de IVCP asociado a $Bm = 0$ el valor de la intersección con el eje IVCP de la relación lineal entre $(1/IVCP)-Bm$. En esta Figura se observan los datos medidos en todos los sitios de muestreo para el Estado de México y Querétaro, después de eliminar los incoherentes. El Cuadro 1 muestra los ajustes del modelo de la relación (1) para cada sitio de muestreo.

Cuadro 1. Resultados del ajuste del modelo lineal entre IVCP-Bm por sitio

Estado	Lugar	Sitio	u	R2
México	Monjas	2	5.4893	0.7120
México	Lago de Texcoco	1	4.8939	0.9089
México	CP	3	61.440	0.9363
Querétaro	El Sitio	1	18.737	0.9179
Querétaro	El Sitio	2	45.946	0.9865
Querétaro	Potrero Nuevo	1	32.020	0.9909

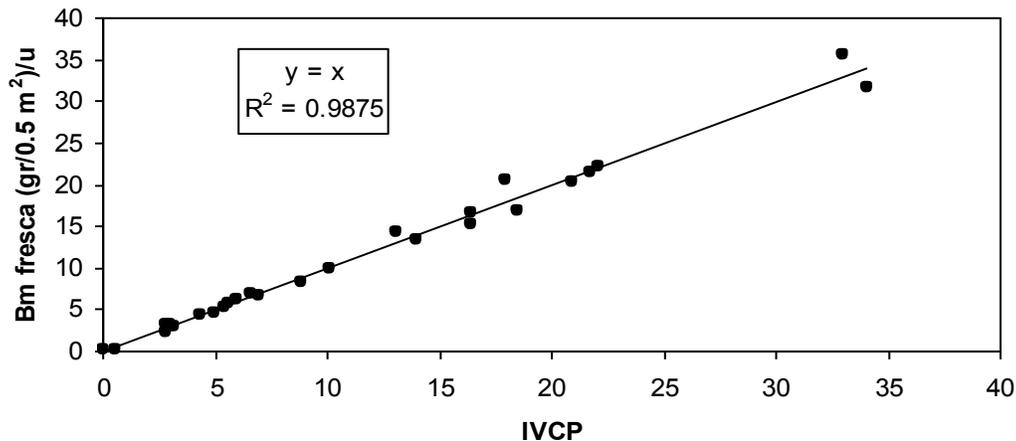


Figura 5. Puntos muestrales del espacio IVCP-Bm fresca estandarizada para todos los sitios de muestreo del Estado de México y Querétaro.

Para poder usar de forma equivalente el índice de vegetación β o COB, el valor de β usado fue estimado del valor de b_0 a partir de las relaciones definidas para el NDVIcp (Paz *et al.*, 2007) y substituido en las relaciones para estimar β . Esto supone una línea del suelo virtual con parámetros $a_s = 0$ y $b_s = 1$ (hipótesis similar usada para la estimación del NDVIcp). En esta circunstancia de no conocer los parámetros de la línea del suelo, la relación entre COB y β estará dada por:

$$\beta = s + tCOB \quad (9)$$

En la Figura 6 se han graficado todos los datos, ajustando la relación de cada sitio de muestreo (restando s y dividiendo el resultado entre el t particular) para hacer comparable la relación COB- β . En esta Figura se muestran los datos muestrales de todos los sitios para el Estado de México y Querétaro, después de eliminar los incoherentes. El Cuadro 2 muestra los ajustes del modelo de la relación (2) para cada sitio de muestreo.

Cuadro 2. Resultados del ajuste del modelo lineal entre COB- β por sitio

Estado	Lugar	Sitio	S	t	R2
México	Monjas	2	0.1185	0.0071	0.9686
México	Lago de Texcoco	1	-0.0449	0.0082	0.9767
México	CP	3	0.0577	0.0023	0.5233
Querétaro	El Sitio	1	0.0094	0.0079	0.9570
Querétaro	El Sitio	2	-0.1291	0.0191	0.8326
Querétaro	Potrero Nuevo	1	0.0204	0.0124	0.8536

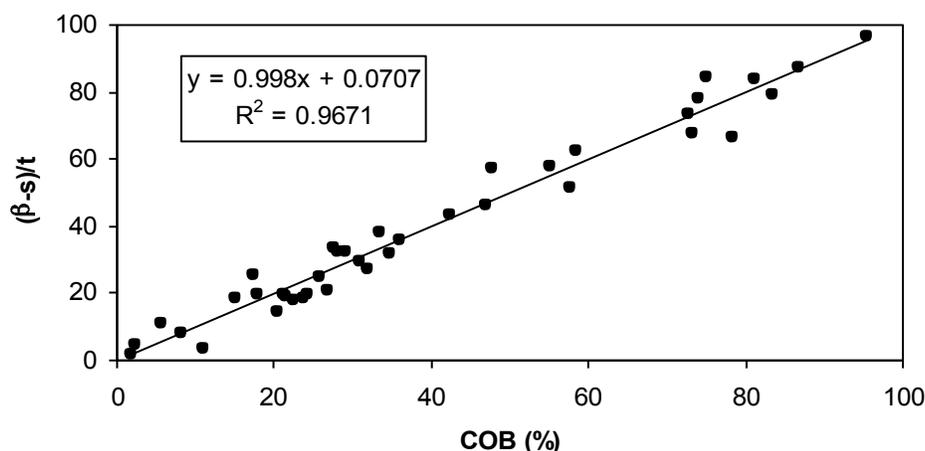


Figura 6. Puntos muestrales del espacio COB- β estandarizada para todos los sitios de muestreo del Estado de México y Querétaro.

A diferencia de los Estados de México y Querétaro, en el resto de los estados no se realizaron mediciones pareadas de biomasa y reflectancias, solo de cobertura-biomasa y cobertura-reflectancias; incluyendo los estados de Querétaro y México.

Por ello, es necesario plantear una relación aproximadamente lineal entre la cobertura aérea y la biomasa, que podría definirse como:

$$Bm = v + wCOB \quad (10)$$

En la Figura 7 se muestra la relación entre COB y Bm para los datos estandarizados (restando v y al resultado dividiendo entre w) para todos los sitios de muestreo analizados. Los valores ajustados para estimar los parámetros v y w para cada sitio de muestreo están reportados en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Parámetros de la relación entre COB-Bm

Estado	Lugar	Sitio	v	w	R ²
Coahuila	Santa Eulalia	1	-16.68	0.98	0.961
Coahuila	Santa Eulalia	2	-77.82	11.57	0.957
Coahuila	Santa Eulalia	3	49.30	6.70	0.710
Coahuila	Santa Eulalia	4	188.62	8.39	0.907
Durango	Rancho Atotonilco	1	27.29	4.32	0.951
Durango	Rancho Atotonilco	2	-9.19	3.29	0.989
Durango	Rancho Atotonilco	3	-48.61	5.07	0.972
Durango	Rancho Atotonilco	4	-13.07	1.40	0.863
Durango	Rancho Atotonilco	5	-1.14	6.23	0.985
Jalisco	Ojuelos	1	-9.66	12.43	0.787
Jalisco	Ojuelos	2	-18.41	9.89	0.971
Jalisco	Ojuelos	3	82.00	2.94	0.901
Zacatecas	Juan Aldama	1	4.57	5.73	0.945
Zacatecas	Juan Aldama	2	-23.66	4.86	1.000
Zacatecas	Juan Aldama	3	9.47	1.22	0.965
Querétaro	El Sitio	1	70.29	3.27	0.939
Querétaro	El Sitio	2	65.73	5.31	0.955
Querétaro	Potrero Nuevo	3	-49.80	4.61	0.891
México	Monjas	1	26.86	15.70	0.882
México	Lago de Texcoco	2	50.09	2.14	0.903
México	CP	3	160.63	4.37	0.875

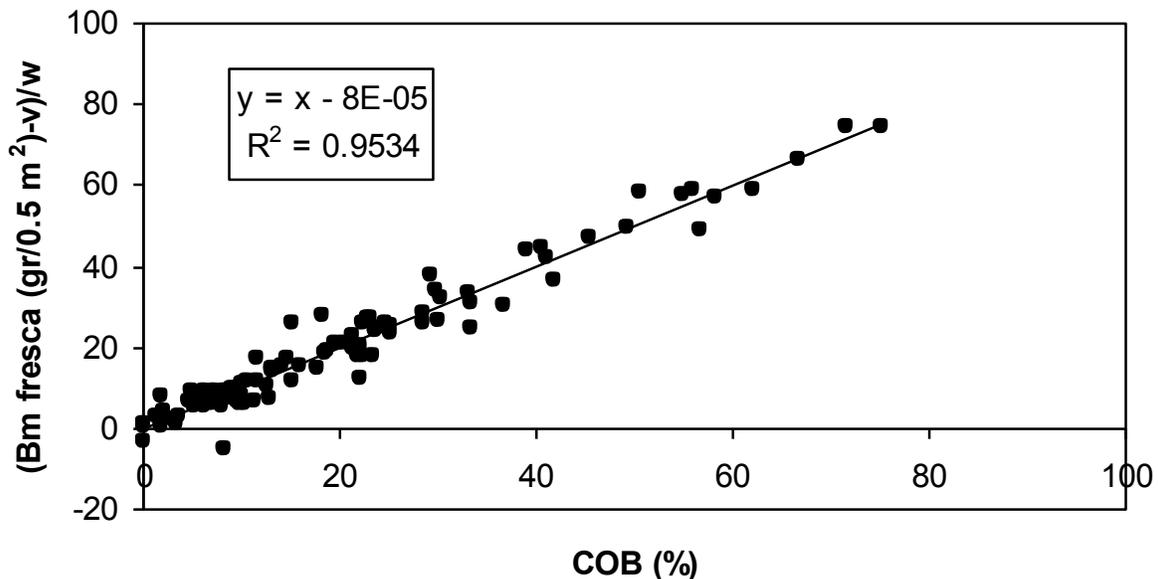


Figura 7. Puntos muestrales del espacio COB-Bm estandarizada para todos los sitios de muestreo.

Discusión

Como se mostró en el apartado de resultados, las relaciones de los IV con la producción de Bm y el porcentaje de COB, arrojan para cada modelo específico de cada sitio, en su mayoría un coeficiente de correlación muy alto (r^2 arriba del 90%), pero en otros casos se encuentra una correlación baja, como es el caso del sitio 3 del Estado de México en donde la r^2 está en un 50% y el caso de los sitios 3 de Coahuila y 1 de Jalisco en donde se obtuvieron resultados de r^2 en un 70%.

Si consideramos la fecha de toma de los datos en campo y su posterior cálculo en gabinete, los factores o causas que influyeron para obtener correlaciones bajas pueden ser varias; el tipo de vegetación, la condición de manejo, las especies encontradas y su estado vegetativo; así como también en la toma de datos (errores de toma de reflectancias en campo o datos de biomasa), el desplazamiento del punto de toma, confusión de objetos en la clasificación del porcentaje de COB, entre otras. Siendo así y tomando sólo como base a la campaña de muestreo es difícil poder obtener una relación más óptima en el modelo.

Para poder estandarizar las relaciones de las variables obtenidas, por medio de regresión lineal se estimaron los valores de los parámetros (u, s, t, v y w). Analizando cada situación en particular, las variables relacionadas se ajustan de muy buena manera, por lo que al estandarizar los modelos obtenidos, se observa que son aplicables para sitios con similares características a los muestreados, ya que al sustituir el valor específico de cada parámetro, el modelo podría aplicarse razonablemente.

Conclusiones

Los resultados indican que al relacionar el IVCP estimado con las mediciones de biomasa y, de la misma forma, el índice β con el porcentaje de COB (alcanzando una $r^2=0.98$ y una $r^2=0.96$ respectivamente), se puede utilizar a los IV como un sustituto en la estimación de biomasa o porcentaje de cobertura vegetal para cada condición, ya que los modelos son aplicables; de tal forma que los índices de vegetación sirvan para monitorear, evaluar y tomar decisiones en el aprovechamiento y manejo de zonas de pastizal y matorral de una forma más eficiente, sin la necesidad de hacer muestreos destructivos.

Con el trabajo realizado, en donde se plantea una metodología que se basó en información espectral para estimar la cantidad de biomasa presente en ecosistemas de pastizal y matorral; de acuerdo a los resultados obtenidos, tiene amplias posibilidades de ser aplicada en forma masiva en nuestro país utilizando la información disponible en imágenes de satélite (esencialmente es la misma información que la captada con los radiómetros utilizados), se tiene la posibilidad de reconstruir la historia de estos recursos (la evolución de los pastizales y matorrales de nuestro país, al menos de los ochentas a la fecha) para que así, en un futuro se puedan actualizar los inventarios en tiempo cuasi-real, sin la necesidad de hacer muestreos de campo, optimizando de esta manera recursos humanos y monetarios.

Bibliografía

- Bolaños M., F. Paz, E. Palacios, E. Mejía, A. Huete. 2007. Modelación de los efectos de la geometría sol-sensor en la reflectancia de la vegetación.
- Gates D. M. 1980. Biophysical Ecology, Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin.
- Harris R. 1987. Satellite remote sensing. An introduction. Routledge and Kegan Paul, London.
- Huete A. R. 1988. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). Remote Sensing of Environment 25:295-309.
- Huete A. R., R. D. Jackson, D. F. Post. 1985. Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds. Remote Sensing of Environment 17:35-53.



- Verdin J., D. Pedreros, G. Eilerts. 2003. Índice Diferencial de Vegetación Normalizado (NDVI). FEWS - Red de Alerta Temprana Contra la Inseguridad Alimentaria, Centroamérica, USGS/EROS Data Center.
- Paz F., E. Palacios, E. Mejía, M. Martínez, L. A. Palacios. 2005a. Análisis de los espacios espectrales de la reflectividad del follaje de los cultivos. Agrociencia.
- Paz F., E. Palacios, E. Mejía, M. Martínez, L. A. Palacios. 2006a. Determinación del estado de crecimiento de cultivos usando la transformada de Hough de las reflectividades del follaje. Agrociencia.
- Paz F., E. Palacios, M. Bolaños, L. A. Palacios, M. Martínez, E. Mejía, A. Huete. 2007. Diseño de un índice espectral de la vegetación: NDVIcp. Agrociencia.
- Paz F., M. Bolaños. 2004. Bases para el diseño de un índice de vegetación generalizado, Reporte octubre-noviembre para AGROASEMEX, Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, México. 155 pp.
- Tucker C. J. 1979. Red and photographics infrared linear combination for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environment 8:127-150.

1.33 Nueva plataforma para el Sistema de Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado (SPIAS-I)

Medrano-Ruedaflores Edgardo¹; Paz-Pellat Fernando¹ y Chávez-Castillo Ernesto¹

¹GRENASER, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C. P. 56230, Texcoco, Estado de México, México. Autor para correspondencia: castilloes@gmail.com

Resumen

El SPIAS anteriormente era un sistema desacoplado que presentaba una serie de inconvenientes de entre los cuales están, un diseño para operar en sistemas de 32 bits (x32), lo cual restringía la capacidad de procesar grandes extensiones geográficas; empleaba una cantidad considerable de tiempo y espacio de disco duro en la escritura y lectura de archivos intermedios. El factor que limitaba el desempeño del sistema es su naturaleza de 32 bits; implicaba utilizar nueve ventanas para cubrir el territorio nacional. Al migrar el sistema de una arquitectura x32 a una x64 resolvió este problema; es decir, una versión del sistema a 64 bits permite procesar todo el territorio nacional en un solo paso. Por otro lado, la arquitectura pasada no contaba con interfaz gráfica; eran aplicaciones en una consola cuya única interacción con el usuario es la solicitud del archivo de configuración correspondiente. Para resolver esta problemática, se logró fusionar en un solo sistema al que se llamó SPIAS Integrado (SPIAS-I). El punto más crítico al mejorar el desempeño del SPIAS, fue eliminar la generación de cualquier archivo intermedio, pasando así, desde las imágenes MODIS en formato HDF, hasta la información estadística en relación a la fenología de la vegetación contenida en cada píxel dentro de cada municipio.

Palabras clave: imagen satelital, sistema, arquitectura x32 & x64, vegetación.

Abstract

The SPIAS previously was a decoupled system had a number of drawbacks among which, a design to operate on 32 bits (x32), which restricted the ability to process large geographical areas; used a considerable amount of time and hard disk space in the writing and reading of intermediate files. The factor limiting the performance of the system is 32-bit nature; involved using nine windows to cover the country. When migrating system architecture x32 to x64 solved this problem; i.e., a version of 64-bits system can process whole country in one step. On the other hand, last architecture lacked graphical interface; were applications on a console whose only interaction with the user is the application of corresponding configuration file. To solve this problem, it was possible to merge into a single system that is called Integrated SPIAS (SPIAS-I). The most critical to improving the performance of SPIAS point, was to eliminate the generation of any intermediate file, thus passing from the HDF MODIS format until the statistical information regarding the vegetation phenology each pixel contained within each municipality.

Keywords: satellite image, system, x32 & x64 architecture, vegetation.

Introducción

El Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado (SPIAS-I) fue desarrollado con la finalidad de resolver la problemática presentada por su antecesor, la cual puede ser postulada con los

siguientes enunciados: 1) procesamiento de la porción continental del territorio nacional fragmentada en nueve pasos; 2) desacoplamiento de los diferentes procesos que realiza el sistema; 3) alto consumo de recursos computacionales (ciclos de procesador y operaciones de entrada/salida a disco duro); 4) redundancia en componentes software y 5) deficiente comunicación entre el sistema y el operador. En Medrano-Ruedaflores (2013a) se discuten a profundidad estas cuestiones y se presentan los elementos necesarios para la construcción del SPIAS-I.

Para resolver esta problemática fue necesario realizar un proceso de reingeniería. Primero, se migró el código original para que operara en plataformas Win64; con este paso se consiguió procesar la totalidad del territorio nacional contenido en una imagen del sensor MODerate resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) en un solo paso. Posteriormente se integraron los módulos que componen el SPIAS para que operaran en una sola línea de procesamiento, evitando así la generación de resultados parciales; esta integración reduce los requerimientos de recursos computacionales en las dos vertientes señaladas en el párrafo anterior. Finalmente, la comunicación entre el operador y el sistema fue mejorada mediante el desarrollo de una interfaz gráfica; el uso de ésta elimina la necesidad de elaborar archivos de configuración y la redundancia de componentes en el sistema.

Por otro lado, en la implementación original del SPIAS, el flujo de operaciones responde a una estructura geográfica estática que representa la división política del país; entidades federativas y municipios pertenecientes a éstas. Si bien es cierto que dicho flujo fue optimizado para estas necesidades de procesamiento, también lo es que una característica deseable en sistemas cuya naturaleza es similar a la del SPIAS es la capacidad de procesar cualquier área geográfica. Las bases de datos geo-espaciales ofrecen una vía de solución para responder a este requerimiento; en Medrano-Ruedaflores (2013a) se presentan los elementos teóricos y técnicos para implementar una base de datos geo-espacial, mientras que Medrano-Ruedaflores (2013c) se describe un caso de uso de esta tecnología. El SPIAS-I ofrece una opción de procesamiento que utiliza una base de datos geo-espacial para gestionar las salidas generadas por el sistema.

El Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado, los sistemas auxiliares y los datos necesarios para su funcionamiento, fueron conjugados en un software instalador.

Materiales y métodos

Primeramente, debido a que las librerías para abrir los archivos HDF (formato que utiliza EOSDIS para distribuir sus productos), están compiladas para trabajar sobre sistemas de 32 bits, se tuvo que obtener el código fuente de éstas para poder compilarlas a 64 bits (Medrano-Ruedaflores, 2013b); con ello se redujo una serie de pasos requeridos para llegar a la parte de generación de raster, comprendido en el módulo de Procesamiento Primario utilizado en la versión anterior del SPIAS, (incluye el lector de imágenes MODIS, convertidor de números digitales a reflectancias, georeferenciador, proyector, estandarización de los efectos de la geometría sol-sensor y clasificador genérico de objetos).

Posterior a esto, el Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado (SPIAS-I), los sistemas auxiliares y los datos necesarios para su funcionamiento, fueron conjugados en un software instalador llamado Instalador SPIAS-I V1.0.0 (Medrano-Ruedaflores, 2013c). En la Figura 1 se muestra el nombre dado al software de instalación del SPIAS-I.

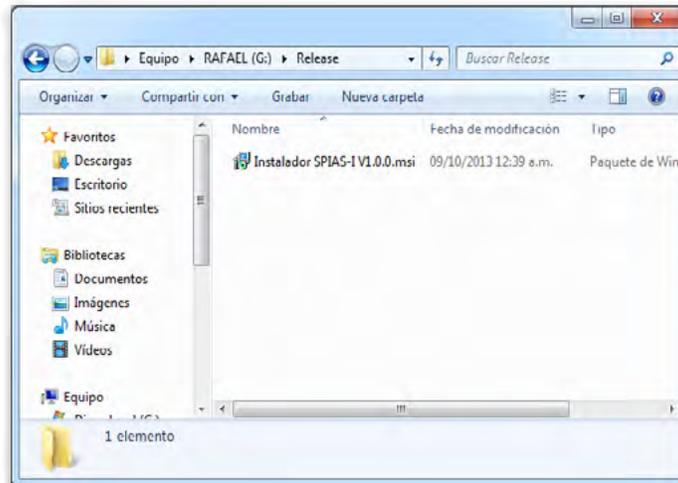


Figura 1. Nombre y ejecutable del instalador SPIAS-I.

Al ejecutar el instalador (seguir la secuencia de instalación); en la Figura 2 se muestra la pantalla de bienvenida al asistente de instalación, para continuar dar clic en el botón Next (siguiente).

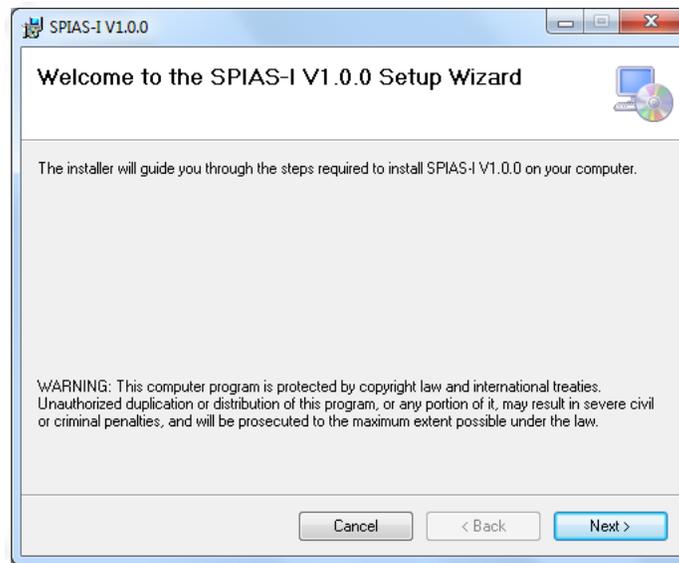


Figura 2. Pantalla de bienvenida al asistente de instalación del SPIAS.

En la Figura 3, seleccionar un directorio para la instalación; utilice el botón **Browse** (*Navegar*) para localizar la ubicación donde desee instalar el sistema y el botón **Disk Cost** (*Costo en disco*) para calcular los requerimientos de espacio en su disco duro. Si la computadora es utilizada por más de un usuario, puede elegir instalar el sistema para todos ellos haciendo clic en la opción **Everyone** (*Todos*), o solo para un usuario eligiendo la opción **Just me** (*Solo yo*). Para continuar hacer clic en el botón **Next** (*Siguiente*).

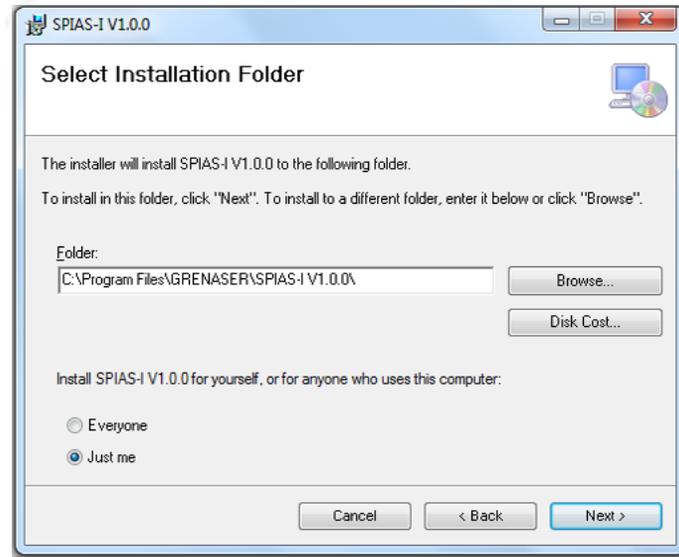


Figura 3. Opciones para la instalación del SPIAS.

Antes de iniciar con el proceso de instalación se le solicitará una confirmación, para ello haga clic en el botón *Next* (*Siguiente*) y esperar a que avance la instalación. Al finalizar el asistente para la instalación del SPIAS notificará que el proceso ha finalizado. Para terminar haga clic en el botón *Close* (*Cerrar*), tal como se muestra en la Figura 4.

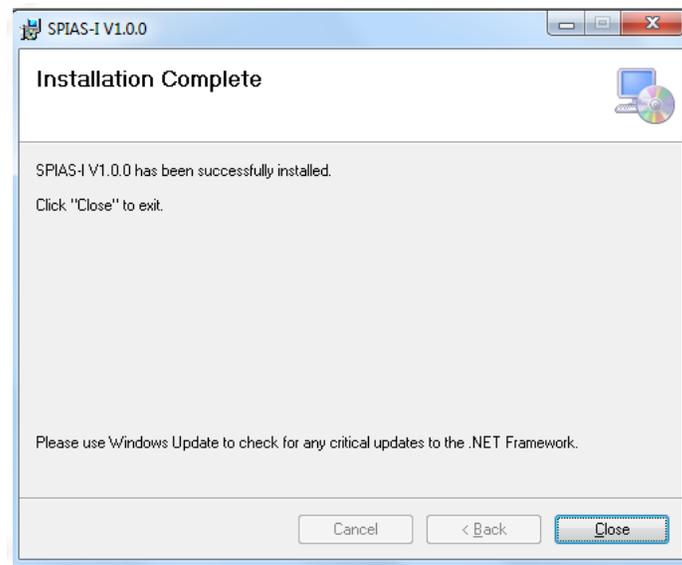


Figura 4. Instalación del SPIAS-I finalizada.

Resultados y discusión

La Figura 5 ilustra los beneficios alcanzados al migrar el Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales de una plataforma Win32 a una Win64. Mediante este esquema, ahora es posible

realizar las tareas involucradas en el módulo Procesamiento Primario del SPIAS en un solo paso, contraste con el enfoque previo de procesar nueve ventanas adyacentes a causa de las limitaciones en acceso a memoria.

En la Figura 6 se sobreponen al archivo raster generado tras procesar una imagen MODIS, los rasters correspondientes a las ventanas 1, 3 y 9. Aquí, resulta claro que ahora la capacidad de procesar la totalidad del territorio nacional, depende de contar con imágenes MODIS que capturen la mayor parte posible del territorio y no del sistema.

Es importante resaltar que los resultados mostrados no constituyen la meta a cumplir por parte del proceso de re-ingeniería que llevara el SPIAS a su versión integrada (SPIAS-I). En última instancia, el SPIAS-I no generará ningún archivo raster, así como tampoco cualquier otro archivo intermedio.

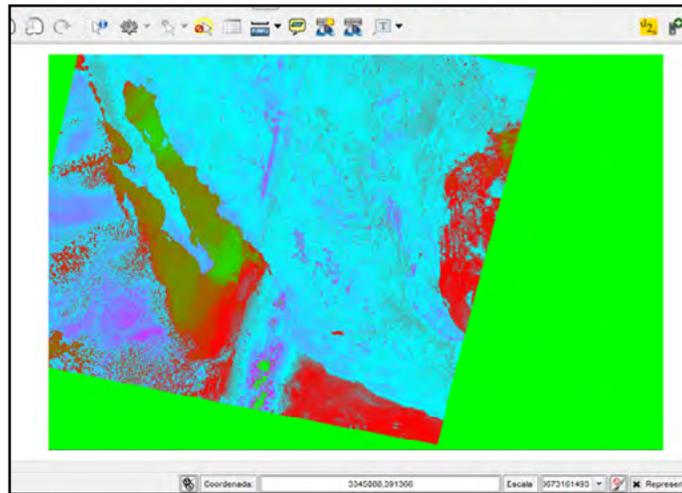


Figura 5. Ejemplo de resultados obtenidos por el módulo Procesamiento Primario del SPIAS a 64 bits.

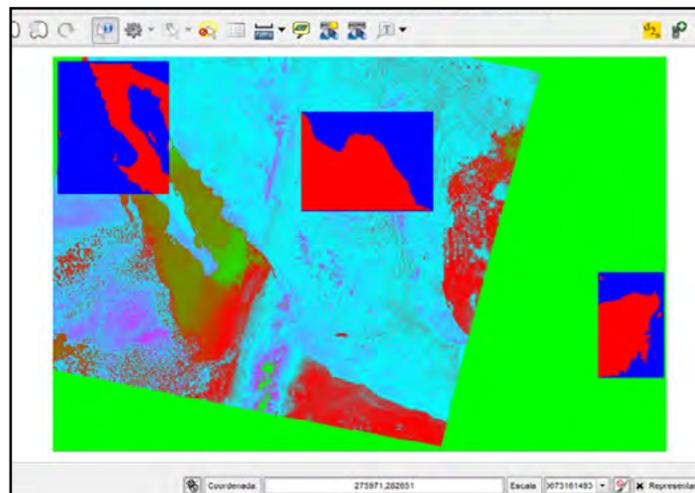


Figura 6. Comparación entre las versiones Win32 y Win64 del módulo Procesamiento Primario

Con la finalidad de extraer la información de las imágenes MODIS en una sola línea de procesamiento, SPIAS-I ofrece al usuario dos modalidades de procesamiento: Seguro Ganadero Paramétrico Satelital (SGPS) y General. Ambas producen las mismas salidas, las cuales son análogas a lo que produce el módulo Organizador Estados-Municipios en la implementación anterior.

En la Figura 7, se muestra la interfaz inicial del SPIAS-I; en la parte superior aparece el botón para activar el procesamiento del Seguro Ganadero Paramétrico Satelital, mientras que en la parte inferior el correspondiente al modo de procesamiento General.

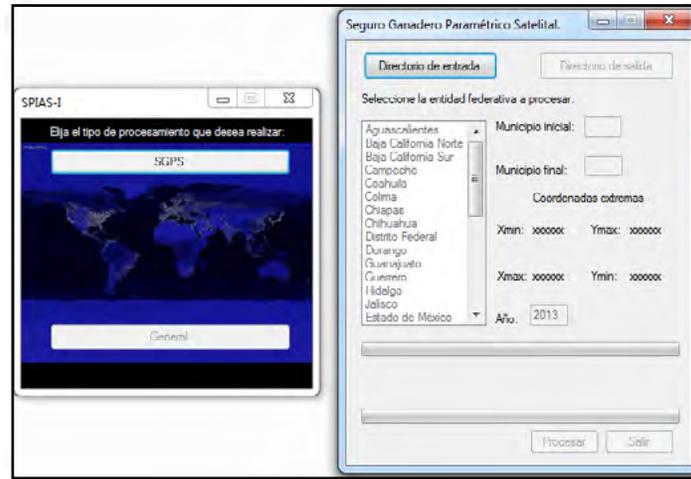


Figura 7. Modo de procesamiento SGPS.

Por ejemplo, para procesar un lote de imágenes MODIS bajo el enfoque del Seguro Ganadero Paramétrico Satelital, se da clic en el botón con la leyenda *SGPS*, posterior a esto se dan las rutas de entrada y salida de datos, se selecciona el estado a procesar y se espera a que finalice el proceso, como se muestra en la Figura 8.

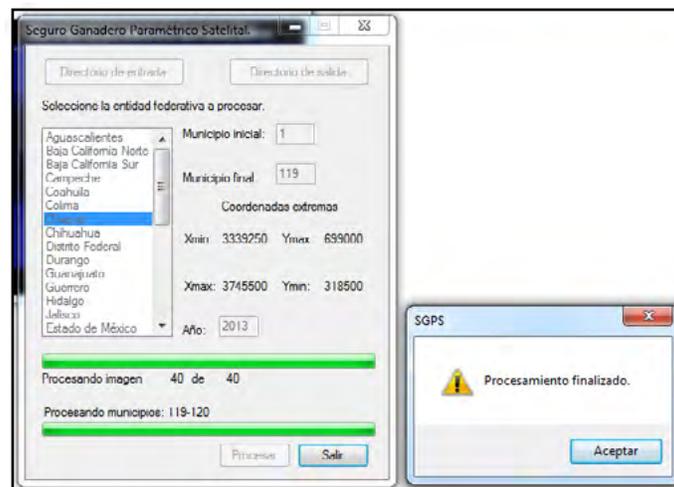


Figura 8. Procesamiento SGPS para el estado de Chiapas.

Los resultados generados para el ejemplo son mostrados en la Figura 9. Se trata de una estructura de directorios en donde se crea una carpeta con las siglas de la entidad federativa que se procesó, dentro de ésta existe otra carpeta con el nombre *pix13*; el número 13 alude al año de procesamiento 2013, para este caso. Dentro de la carpeta 2013 se encuentra un conjunto de carpetas llamadas *pares municipales* y, por último, dentro de cada carpeta par municipal se encuentra un conjunto de archivos que representan los píxeles de los municipios en cuestión.

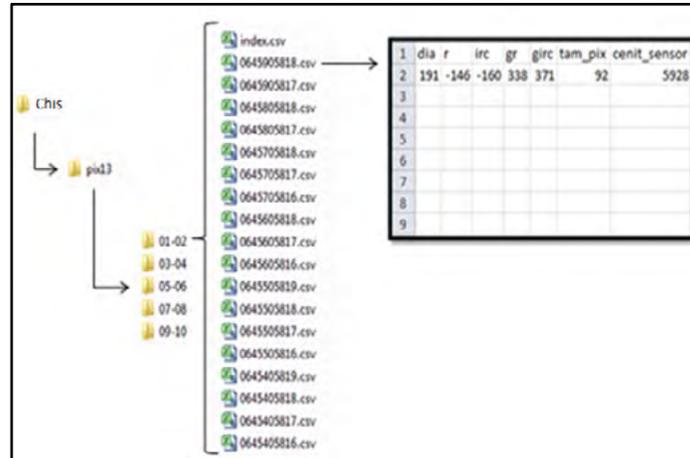


Figura 9. Salidas generadas por el SPIAS-I correspondientes a la rama de procesamiento SGPS.

Conclusiones

El punto más crítico al mejorar el desempeño del SPIAS, fue eliminar la generación de cualquier archivo intermedio, pasando así, desde las imágenes MODIS en formato HDF, hasta la información estadística en relación a la fenología de la vegetación contenida en cada píxel dentro de cada área requerida.

Al migrar a un solo conjunto todo el procesamiento de las imágenes MODIS en una sola línea de trabajo, se redujo de manera significativa el tiempo de extracción de datos, así como de eliminar la generación de archivos intermedios, que en la versión anterior eran indispensables para el siguiente pero en esta última compilación no se requerirían para consultas o procesos posteriores.

Bibliografía

- Medrano-Ruedaflores E. 2013a. Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado (SPIAS-I): Diseño Conceptual. Documento de trabajo. AGROASEMEX- Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México. 25 pp.
- Medrano-Ruedaflores E. 2013b. Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado (SPIAS-I): migración del código a plataformas de 64 bits. Documento de trabajo. AGROASEMEX- Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México. 31 pp.
- Medrano-Ruedaflores E. 2013c. Sistema para el Procesamiento de Imágenes Satelitales Integrado (SPIAS-I): manual de instalación y operación. Documento de trabajo. AGROASEMEX- Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México. 71 pp.



1.34 Almacenes de carbono en la fracción activa de la materia orgánica en suelos de bosques templados con aprovechamiento forestal

Saynes-Santillán Vinisa¹; Campo-Alves Julio²; Etchevers-Barra Jorge D.¹ y Galicia-Sarmiento Leopoldo³

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

Autor para correspondencia: vinisa.saynes@colpos.mx

²Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior s/n, anexo al Jardín Botánico Exterior, C.P. 04510, México, D.F.

³Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior s/n, C.P. 04510, México, D.F.

Resumen

Estrategias de manejo forestal como la extracción arbórea selectiva, frecuentemente son consideradas sostenibles por no ser intensivas. Sin embargo, sus efectos sobre el suelo y específicamente sobre la cantidad de carbono que almacenan están poco documentados. El carbono de los suelos forestales está presente en materia orgánica con características funcionalmente distintas. La materia orgánica activa tiene tasas rápidas de descomposición y funciona como un indicador de cambios derivados del clima y del manejo. Esta investigación se enfocó en explorar los almacenes de carbono en suelos de bosques naturales y con extracción selectiva en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. La fracción activa de la materia orgánica se aisló mediante un fraccionamiento fisicoquímico por diferencias en densidad. Se encontraron impactos fuertes pero transitorios en la fracción activa de bosques con aprovechamiento forestal, por lo que esta variable es un buen indicador de sostenibilidad y de resiliencia en los bosques de Ixtlán de Juárez desde el punto de vista del suelo.

Palabras clave: bosques templados, materia orgánica del suelo, fraccionamiento del suelo.

Abstract

Forest management strategies such as selective cut are frequently considered as sustainable because they are not intensive. However, the effects of selective cut on soil properties and organic carbon storage are poorly documented. Soil organic carbon is stored in organic matter with different functional features. Active soil organic matter has high turnover rates, is highly vulnerable to microbial attack and decomposes easily. For these characteristics active soil organic matter is considered an early indicator of climate and forest management changes. This research focused on the study of soil carbon stores in natural and selective-cut forests located in Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Active soil organic matter was isolated through a density and size separation. We found that selective cut had strong but transitory impacts on active soil organic matter fraction. We considered this fraction is a good indicator of sustainability from the perspective of soil.

Key words: temperate forests, soil organic matter, soil fractionation.

Introducción

La materia orgánica del suelo y sus capitales

A pesar de su importancia para la vida, el suelo no ha recibido de la sociedad la atención que merece. Frecuentemente, el suelo no es incluido en los planes de manejo ni se estudian los impactos sobre su fertilidad. En la actualidad, los científicos se enfrentan al triple desafío de intensificar, preservar e incrementar la capacidad de rendimiento del suelo (Bautista *et al.*, 2004). Para abordar la sostenibilidad de los bosques de forma integral, es necesario incluir en los programas de manejo estudios de sus impactos sobre el suelo, y particularmente sobre sus almacenes de C. El C presente en la materia orgánica de los suelos (MOS) representa aproximadamente 60% de su masa (Brady y Wail, 2004). La MOS es un indicador establecido de la capacidad de los suelos para sostener una cobertura vegetal (Karlen y Cambardella, 1996). La fracción orgánica de los suelos representa una pequeña parte (~ 5%) de la masa total del suelo. A pesar de esta baja contribución en términos de masa, la fracción orgánica de los suelos tiene efectos directos e indirectos que afectan las propiedades de los suelos y el funcionamiento de los ecosistemas (Baldock y Nelson, 2000). La MOS promueve funciones vitales para el funcionamiento del suelo, como su estabilidad estructural, la infiltración y capacidad de retención de agua, la permeabilidad, la actividad biológica y el almacenamiento y liberación de nutrientes (Brady y Weil, 2004) y finalmente, influye sobre la resiliencia de los ecosistemas (Baldock y Nelson, 2000).

Caracterización de la materia orgánica del suelo

Aunque la MOS puede ser evaluada considerando el C orgánico total, este tiende a responder lentamente a cambios derivados del manejo (Mirsky *et al.*, 2005). Esta es una de las razones relevantes para fraccionar la MOS. Varias investigaciones han mostrado que los componentes lábiles de la MOS son más sensibles que la totalidad de la MOS a los cambios inducidos por el manejo y el clima (Álvarez *et al.*, 1998; Balesdent *et al.*, 1998; Loveland y Webb 2003; Wander, 2004; Mirsky *et al.*, 2005). La materia orgánica particulada (MOP) o materia macro orgánica (50-2000 μm) es una estimación de la MOS lábil. La MOP está formada por residuos vegetales sin descomponer que aún conservan estructuras celulares reconocibles, pero también incluye hifas, semillas y esporas (Gregorich y Janzen, 1996). La MOP forma parte del capital activo de la MOS y sus componentes incluyen residuos orgánicos frescos y metabólicos de fácil descomposición y alta concentración de nutrientes (Parton *et al.*, 1994). La MOP tiene un cociente C:N de 15 a 30, por lo que sus tiempos de residencia en el suelo frecuentemente son cortos y varían de meses a ~ 2 años, (Parton *et al.*, 1994) aunque algunos autores reportan hasta 5 años (Carter, 1996). La MOP incluye material sin conexión o conectado laxamente con la matriz mineral del suelo (compuestos orgánicos que no forman complejos organominerales) y estos residuos orgánicos no se encuentran ocluidos en los agregados del suelo (compuestos orgánicos libres no protegidos físicamente) (Meijboom, *et al.* 1995). Aunque ~ 90% del COS superficial se ubica dentro de agregados (Jastrow *et al.*, 1996), el 10% remanente que correspondiente a la MOP libre tiene un papel ecológico fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas ya que es la fuente principal de C y de nutrientes disponibles para los microorganismos y para las plantas. La materia orgánica del capital activo sostiene la mayor parte de la actividad biológica en los suelos y favorece el mantenimiento de su estabilidad estructural ya que promueve la macro agregación transitoria (Brady y Wail, 2004). Por sus características químicas (compuestos orgánicos lábiles), físicas (no sujetos a protección física, no ocluido dentro de agregados) y fisicoquímicas (sin formación de complejos organominerales) la MOP es una fracción de la MOS que puede ser modificada fácilmente por los microorganismos desintegradores y puede reflejar cambios producidos incluso durante una estación de crecimiento (Brady y Wail, 2004). Además, las prácticas de manejo afectan los residuos orgánicos de la MOP y por lo tanto el funcionamiento del suelo antes de que se detecten cambios en la totalidad de la MOS o en el C total (Álvarez y Álvarez, 2000; Franzluebbers *et*



al., 2000; Carter, 2002). La detección de cambios en los capitales del C edáfico resultantes del manejo, el clima, o cambio de uso en el suelo es compleja, por la magnitud relativamente pequeña de estos cambios en comparación con el tamaño del almacén total de C de los ecosistemas forestales (Carter, 2002; Wander, 2004). Las técnicas de fraccionamiento de la MOS aumentan los límites de detección de los cambios en el contenido de C en el suelo, aislando las fracciones que son más sensibles a cambios en el clima y en el uso del suelo (Six *et al.*, 2002).

Efectos del aprovechamiento forestal en la dinámica de la materia orgánica particulada

Ha sido ampliamente estudiado que fracciones lábiles de la MOS como la MOP funcionan bien como indicadores sensibles del manejo y de cambios en el uso del suelo, particularmente en ecosistemas agrícolas (Álvarez *et al.*, 1998; Six *et al.*, 2000; Wander, 2004; Mirsky *et al.*, 2005; Lichter *et al.*, 2008) y en pastizales (Hassink, 1995). En los ecosistemas forestales el aislamiento de la MOP ha sido utilizado para evaluar los efectos de la transformación de bosques a cultivos y a pastizales, así como de cultivos a ecosistemas forestales. La evaluación de la transformación de cultivos a ecosistemas forestales tales como plantaciones (Garten, 2002), bosques sucesionales (Grandy y Robertson, 2007) y bosques aforestados (Degryze *et al.*, 2004) resulta en altos incrementos iniciales en la MOP. La transformación de ecosistemas forestales en sistemas de cultivos o en pastizales frecuentemente reduce la contribución de la MOP al C total (Balesdent *et al.*, 1998; Six *et al.*, 2002). Sin embargo, el uso de la MOP como un indicador sensible de la intensidad del manejo en ecosistemas forestales ha sido escasamente documentado. Sarkhot y colaboradores (2008) reportaron que la MOP fue un indicador sensible de cambios derivados de la intensidad del manejo y de la composición de especies en bosques de pino. En otro caso, Hernández y colaboradores (2008) aislaron la MOP para evaluar los efectos de la reforestación de bosques degradados con especies exóticas (comparados con bosques maduros). Los autores concluyeron que la MOP fue un buen indicador al mostrar una reducción en los bosques reforestados. En la presente investigación, la MOP fue separada con el objetivo de utilizarla como un indicador de la extracción forestal selectiva y del tiempo de abandono de los bosques desde la extracción. Para ello se determinaron la concentración y el contenido de C del suelo sin fraccionar.

Objetivos

1. Determinar la concentración y el contenido de C del suelo sin fraccionar.
2. Cuantificar la masa, la concentración y el contenido de C de las siguientes fracciones:
 - 2.1. Fracciones ligeras de 2000-150 μm (FL-1, FL-2 y FL-3 con $\rho < 1.1$, 1.1-1.3, y $> 1.3 \text{ g cm}^{-3}$, respectivamente).
 - 2.2. Fracción pesada de 2000-150 μm .
 - 2.3. Fracción fina $< 150 \mu\text{m}$.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en la Sierra de Juárez, que se caracteriza por tener un clima templado y estacional (García, 1988). Los sitios experimentales se localizan 63 km al Noreste de la ciudad de Oaxaca, en la comunidad de Ixtlán de Juárez. Esta comunidad está incluida en la provincia fisiográfica denominada Sistema Montañoso del Norte de Oaxaca, y se ubica entre los paralelos 17° 18'16" y 17° 34'00" de latitud Norte y los meridianos 96° 21'29" y 96° 20'00" de longitud Oeste. Presenta una topografía accidentada con pendientes entre 40 y 60% y su altitud en 2200 a 2800. Los suelos

predominantes en la región incluyen acrisoles, luvisoles y cambisoles (INEGI, 1984). Particularmente, en los bosques estudiados el tipo de suelo dominante es el acrisol húmico, caracterizado por ser ácido y por la acumulación de arcillas en el subsuelo, con textura media y fina. La temperatura media varía de 12 a 17 °C, y el promedio anual de precipitación de 800 a 1400 mm (García, 2000). Ixtlán de Juárez es una comunidad campesina forestal de origen zapoteca que tiene en posesión 19 180 hectáreas. Este estudio se realizó dentro del área ocupada por bosques de pino-encino. La vegetación en esta área es dominada por las siguientes especies de pinos: *Pinus oaxacana*, *P. pseudostrobus*, *P. patula*, *P. patula* var. *Longipendunculata*, *P. rudis*, *P. teocote*, *P. ayacahuite*, *P. duglasiana* y *P. leiophylla*. Las especies de encinos presentes son *Quercus crassifolia*, *Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Q. castanea*, *Q. peduncularis*, *Q. obtusata*, *Q. oleoides*, y *Q. conspersa*.

Manejo forestal: extracción selectiva

El sistema de manejo forestal en la Comunidad Ixtlán de Juárez, es una combinación de diversas prácticas enfocadas en promover la sostenibilidad del aprovechamiento maderable. Predominantemente se aplica el sistema de cortas intermedias mejor conocido como método de “árboles padres” o árboles semilleros. Este método consiste en formar bosques de semillas que vienen de estos árboles. En este método se seleccionan los mejores árboles, buscando que puedan crecer y desarrollarse en las mejores condiciones para lo cual se van derribando todos los árboles no seleccionados dejando un solo árbol padre cada 30 o 40 metros. Cuando estos árboles han crecido y sus semillas se transformaron en árboles juveniles que son capaces de resistir perturbaciones (p.e. el paso del ganado o incendios leves), se cosechan para que los árboles juveniles puedan desarrollarse. Este proceso se llama corta de liberación. Posteriormente conforme crecen árboles nuevos se extraen algunos para que no queden demasiado juntos; a lo que se llama corta de aclareo. Por último se hace la corta de regeneración, que consiste en derribar los árboles no seleccionados, dejando un solo árbol semillero cada 30 o 40 metros. El turno de corta es de 50 años, con ciclos de 20 años, y al finalizar cada ciclo se elabora un nuevo programa forestal (www.smartwood.org).

Bosques de referencia y bosques manejados con diferente régimen de lluvia anual

Dentro del área ocupada por bosques de pino-encino se ubicaron dos regiones donde el material parental, la altitud, y la pendiente fueron muy similares. Estas regiones, sin embargo reciben cantidades distintas de lluvia anual debido al efecto orográfico. Los bosques de la parte con mayor precipitación (región húmeda, RH) tienen un promedio de lluvia anual de 1221 mm (Figura 1).

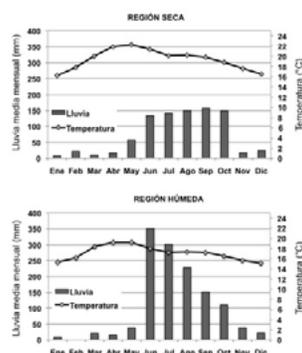


Figura 1. Lluvia media mensual y temperatura media mensual en las regiones seca y húmeda (Datos históricos 1955-1995 proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional).

Los bosques localizados en la parte con menor cantidad de lluvia (región seca, RS) presentan una lluvia de 807 mm anuales. En la Figura 1 se muestran los climogramas de ambas regiones. En la RH y RS se localizó un bosque de referencia (BRef) con más de 50 años sin aprovechamiento forestal, un bosque con un año de abandono después del aprovechamiento (B1) y un bosque con 20 años después del aprovechamiento (B20).

Mediciones

En cada uno de los bosques se midieron las siguientes variables:

Propiedades fisicoquímicas de los suelos

- pH, textura, densidad aparente
- Contenido de humedad del suelo
- Concentración de carbono total

Materia orgánica particulada: se determinaron la masa, la concentración y el contenido de C de las siguientes fracciones:

- Fracciones ligeras (FL) de 2000-150 μm (FL-1, FL-2 y FL-3 con $\rho < 1.1$, 1.1-1.3, y $> 1.3 \text{ g cm}^{-3}$, respectivamente).
- Fracción pesada (FP) de 2000-150 μm .
- Fracción fina (FF) $< 150 \mu\text{m}$.

Fraccionamiento físico: separación de la MOS por tamaño de partícula y por densidad

El fraccionamiento físico se realizó mediante el método de separación reportado por Meijboom *et al.*, (1995). Este método (Figura 2) consta de tres fases, la separación por tamaño de partícula, la suspensión en agua y la suspensión en Ludox. Inicialmente el suelo se separó en dos fracciones con diferentes tamaños de partícula, la fracción 2000-150 μm y la fracción $< 150 \mu\text{m}$. El fraccionamiento por densidad se realizó en la fracción 2000-150 μm . El objetivo de este fraccionamiento era encontrar una fracción que respondiera rápidamente a los cambios derivados del clima y del aprovechamiento forestal. Las fracciones finas se caracterizan por ser estables (la MOS se encuentra protegida por mecanismos físicos y químicos). Por esta razón el fraccionamiento se realizó en la fracción 2000-150 μm donde se encuentra la MOP libre. El método de fraccionamiento por densidad utilizado en esta investigación separa a la MOP flotante referida como FL de la fracción pesada que incluye la parte mineral y organomineral del suelo referida como FP. Posteriormente subdivide a la FL en tres fracciones con densidades distintas: la FL-1 (densidad $< 1.13 \text{ g cm}^{-3}$), la FL-2 (densidad 1.13 - 1.37 g cm^{-3}) y la FL-3 (densidad $> 1.37 \text{ g cm}^{-3}$). La materia orgánica fue separada en fracciones suspendiéndola en Ludox, un líquido denso formado por una dispersión coloidal acuosa de cristales de silicio. Las partículas de Ludox son inertes químicamente y resistentes al calor (Meijboom *et al.*, 1995). Se eligió Ludox para fraccionar la materia orgánica por no ser tóxico, por ser barato y porque el tiempo de separación de la materia orgánica en Ludox es corto ($\sim 10 \text{ min}$). Para la separación de la MOS por densidad se utilizaron muestras de suelo frescas. Las muestras fueron tamizadas (tamaño de malla de 2 mm) y las raíces visibles fueron removidas manualmente. Antes del fraccionamiento cada muestra fue homogenizada en un garrafón plástico (1L) durante 3 min.

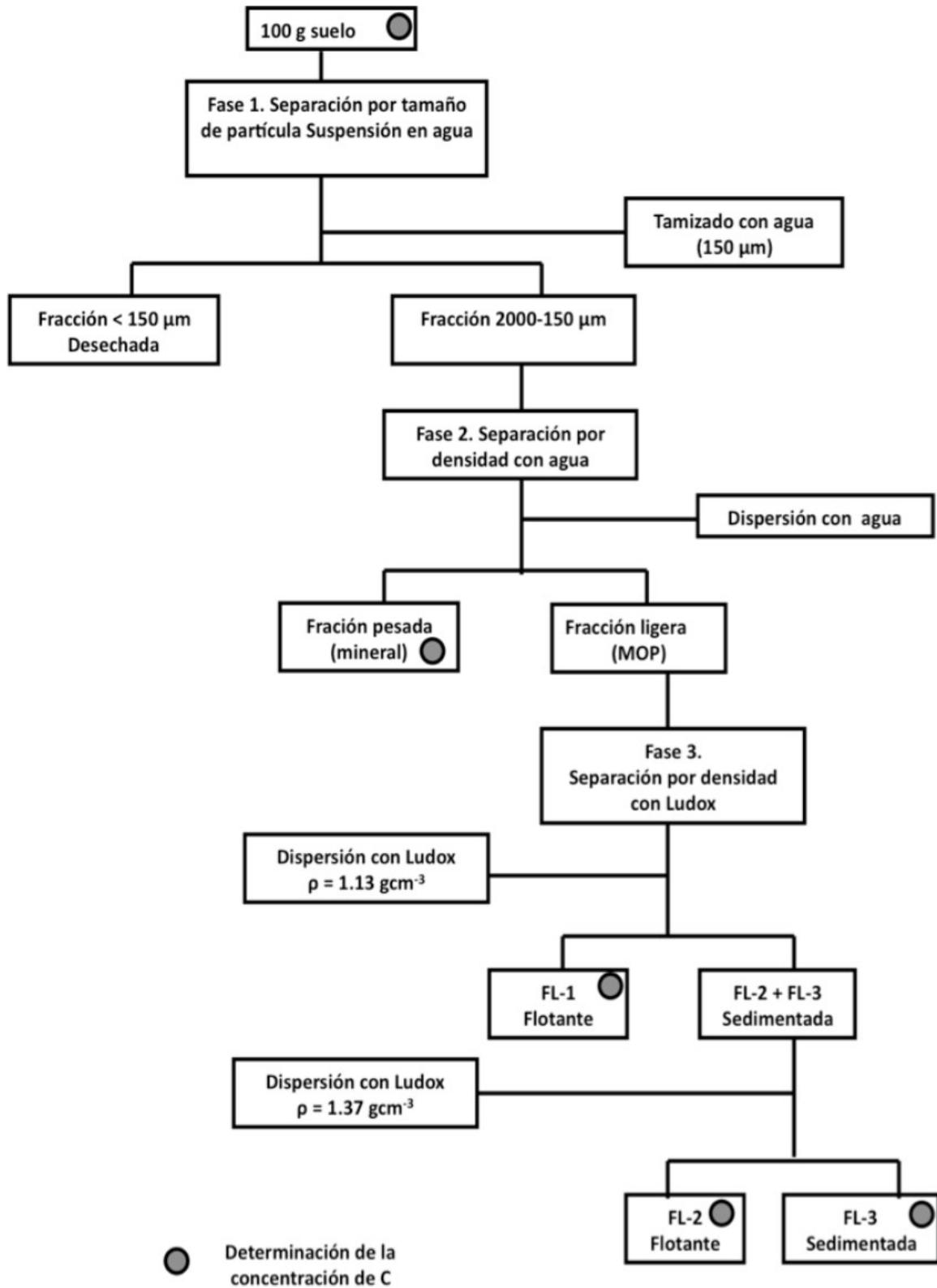


Figura 2. Fraccionamiento físico del suelo por tamaño de partícula y por diferencias en densidad (modificado de Meijboom *et al.*, 1995).

Como resultado del fraccionamiento se obtuvieron 5 fracciones (Figura 2):

1. Fracción ligera- FL-1 con una densidad $< 1.13 \text{ g cm}^{-3}$;
2. Fracción ligera- FL-2 con una densidad entre 1.13 y 1.37 g cm^{-3} ;
3. Fracción ligera- FL-3 con una densidad $> 1.37 \text{ g cm}^{-3}$;
4. Fracción pesada- FP $> 150 \mu\text{m}$ (no flotante en agua)
5. Fracción fina- F $< 150 \mu\text{m}$

Las fracciones FL-1, FL-2, FL-3 y FP fueron molidas y se les determinó la concentración de C total.

Resultados

Carbono en los suelos

La concentración de C en los suelos de los bosques de Ixtlán de Juárez varió entre 153 y 166 mg C g^{-1} (10 cm de profundidad). La cantidad de C en los suelos de bosques de Ixtlán de Juárez ($\sim 116 \text{ Mg C ha}^{-1}$) fue comparable con otros bosques templados de México (Cuadro 1). Estudios de los efectos del aprovechamiento forestal sobre el C del suelo reportan una reducción inicial en el C del suelo, y posteriormente, su acumulación incrementa con el tiempo de abandono (i.e. patrón de acumulación en forma de U; Sun *et al.*, 2004, Gough *et al.*, 2007, Gaudisnki *et al.*, 2000, Law *et al.*, 2001).

En los bosques con aprovechamiento de Ixtlán de Juárez, la cantidad de lluvia pareció regular la acumulación de C, ya que el patrón de acumulación en forma de U se observó únicamente en la RS (Cuadro 2). En esta región, los almacenes de C en el suelo del bosque recién aprovechado disminuyeron drásticamente. Esta reducción podría ser resultado de una baja integración de C desde el mantillo (por una restricción en la descomposición del mantillo en la RS). Esta baja integración fue consistente con la reducción del 43% de la MOP en el bosque recién aprovechado de la RS. Los residuos orgánicos de la MOP son el sustrato principal para el mantenimiento de la actividad microbiana (Berg, 2000).

La reducción de estos residuos orgánicos en el bosque recién aprovechado probablemente restringió la metabolización del poco C que hay en este suelo de este bosque. Estos resultados también son consistentes con la reducción del 32% en la actividad microbiana y del 13% la respiración del suelo (Saynes *et al.*, 2012), indicadores de la baja descomposición y de la baja metabolización de la MOS, así como de una falta de sustratos de C lábiles. Estos resultados indicaron que a pesar del incremento en el ingreso de los residuos orgánicos provenientes del mantillo, estos no se están integrando al horizonte de fermentación ni a la fracción orgánica del suelo en el bosque recién aprovechado de la RS.

En la RH probablemente la mayor cantidad de lluvia favoreció la descomposición de los residuos orgánicos del piso forestal y su incorporación al suelo, ya que no hubo indicios de una reducción en la tasa de descomposición en el piso forestal ni una reducción en la integración del C del horizonte de fermentación al suelo. En el bosque recién aprovechado de la RH la cantidad total de C en el suelo, la MOP y la respiración del suelo incrementaron 14, 41 y 26%, respectivamente; indicando una mayor metabolización de la MOS en este bosque. Este incremento de C en el suelo del B1 fue temporal y probablemente ocurrió como consecuencia de la aceleración de la descomposición de la MOS, con efectos adversos a largo plazo, ya que en el B20 se observó que el contenido de C fue 40% menor que el BRef (Cuadro 2).

Cuadro 1. Lluvia anual, tipo de suelo, concentración y cantidad de C en el suelo de los bosques de Ixtlán de Juárez y de otros bosques templados

Sitio	Temperatura (°C)	Lluvia anual (mm año ⁻¹)	Tipo de suelo	Profundidad (cm)	Concentración de C/cantidad de C	Referencia
Concentración de C en el suelo (mg C g⁻¹)						
Ixtlán de Juárez, México	12-17	800-1300	Inceptisol/Ultisol	10	153-166	Saynes <i>et al.</i> , 2012
Oaxaca, México	10-18	774-1974	Luvisol/Acrisol	20	54	Vergara y Etchevers, 2000
Maine, USA	9-20	800-1500	Spodosol	10	35	Schulp <i>et al.</i> , 2008
Veracruz, México	12	603-1175	Andosol	10	113-177	Gamboa y Galicia, 2011
Cantidad de C en el suelo (Mg C ha⁻¹)						
Ixtlán de Juárez, México	12-17	800-1300	Inceptisol/Ultisol	10	35-116	Saynes <i>et al.</i> , 2012
Oaxaca, México	10-18	774-1974	Luvisol/Acrisol	10	133	Monreal <i>et al.</i> , 2005
Michigan, USA	5-10	817	Spodosol	80	5-10	Gough <i>et al.</i> , 2007
Ontario, Canadá	8	832	Luvisol	15	37	Peichl y Arain, 2006
Maine, USA	9-20	800-1500	Spodosol	10	70	Schulp <i>et al.</i> , 2008
Michoacán, México	12-18	900-2000	Andosol	30	42-189	Ordóñez <i>et al.</i> , 2008
Hidalgo, México	14	2047	Andosol	15	66-85	Avilés <i>et al.</i> , 2009
Oaxaca, México	10-18	774-1974	Luvisol/Acrisol	20	90-133	González <i>et al.</i> , 2010
Sierra Manantlán, México	16-22	1700	Regosol/Feozem	20	146	Cruz y Etchevers, 2011
Veracruz, México	12	603-1175	Andosol	10	52-76	Gamboa y Galicia, 2011



Cuadro 2. Densidad aparente (Mg m^{-3}), concentración de C orgánico (mg C g^{-1}) y cantidad de C (Mg C ha^{-1}) del suelo de 0-10 cm de profundidad en bosques templados bajo aprovechamiento selectiva en dos regiones con diferente cantidad de lluvia anual en Ixtlán de Juárez, México.

Tiempo desde el abandono	Región seca (RS) (Lluvia media anual 807 mm)			Región húmeda (RH) (Lluvia media anual 1221 mm)		
	Bosque 1 año (B1)	Bosque 20 años (B20)	Bosque Referencia (BRef)	Bosque 1 año (B1)	Bosque 20 años (B20)	Bosque Referencia (BRef)
Densidad aparente	0.8 (0.02) 1	0.5 (0.02) 1	0.5 (0.03) 1	0.4 (0.02) 1	0.7 (0.05) 1	0.6 (0.04) 1
Concentración de C	51.2 (7.4) 4**	153.2 (8.0) 2	164.7 (11.4) 2	193.4 (25.1) 1	102.3 (14.6) 3	166.6 (2.9) 2
Almacén de C	35.7 (4.5) 4**	107.6 (4.1) 2	114.6 (6.8) 2	134.6 (15.1) 1	81.9 (12.9) 3	115.9 (1.8) 2

Los valores son promedios de $n=5$, con su E.E. entre paréntesis. Las diferencias significativas (* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$) entre bosques (horizontal) se indican con números diferentes.

Carbono en las fracciones del suelo

La mayor parte de la masa del suelo se distribuyó en las fracciones FP (31-40%) y FF (65-83%), mientras que la MOP representó ~ 2 al 8%. Estos resultados son similares a otros reportados en bosques templados con una contribución de la MOP del 2 al 6% (Balesdent *et al.*, 1998) y del 97% en las fracciones minerales (Sarkhot *et al.*, 2008). Aunque la MOP representó una parte minoritaria de la masa del suelo, su concentración de C fue más alta (370 - 490 mg C g^{-1} suelo) que la de las fracciones FP y FF (61 -120 mg C g^{-1} suelo). Este también ha sido un patrón consistente en varias investigaciones (Balesdent *et al.*, 1998; Quideau *et al.*, 2000; Kaiser *et al.*, 2002; Rovira y Vallejo, 2003; Swanston *et al.*, 2005, Sarkhot *et al.*, 2008; Bu *et al.*, 2012). El aprovechamiento forestal y las diferencias en la cantidad de lluvia anual modificaron la masa, concentración y cantidad de C de la MOP (FL-1) (Cuadro 3). El mantillo es la vía de ingreso de los residuos orgánicos hacia el horizonte de fermentación, y éste, a su vez, provee directamente de materia orgánica al suelo mineral (Currie *et al.*, 2003). El aprovechamiento forestal modificó este ingreso de residuos orgánicos en el horizonte de fermentación, con efectos negativos en el B1 de la RS y positivos en el mismo bosque de la RH. La MOP está formada por la materia orgánica fresca de reciente ingreso proveniente del piso forestal (Sarkhot *et al.*, 2008), por lo que no es raro que los incrementos y reducciones en el C de la MOP hayan sido consistentes con los observados en el horizonte de fermentación. En la RS la reducción en la concentración y en la cantidad de C en el horizonte de fermentación del B1 fueron consistentes con la drástica reducción de la MOP en este bosque. En la RH, el B1 presentó un incremento en la concentración y en la cantidad de C en el horizonte de fermentación, que fue consistente con el incremento de la MOP en este bosque.

Cuadro 3. Almacenes de C (Mg C ha^{-1}) en el suelo de 0-10 cm de profundidad y recuperación de la MOP (porcentaje que representó la MOP del total de suelo que se separó en fracciones) de bosques templados bajo aprovechamiento en dos regiones con diferente cantidad de lluvia anual en Ixtlán de Juárez, México.

Tiempo desde el abandono/fracción	Región seca (RS) (Lluvia media anual 807 mm)			Región húmeda (RH) (Lluvia media anual 1221 mm)		
	Bosque 1 año (B1)	Bosque 20 años (B20)	Bosque Referencia (BRef)	Bosque 1 año (B1)	Bosque 20 años (B20)	Bosque Referencia (BRef)
FL-1	6.0 (0.8) b**2**	9.4 (2.1) c**1	9.8 (1.6) c**1	8.3 (1.1) c**1	2.9 (0.5) d**3	5.4 (1.4) c**2

Cuadro 3. Continuación

Tiempo desde abandono/fracción	Región seca (RS) (Lluvia media anual 807 mm)			Región húmeda (RH) (Lluvia media anual 1221 mm)		
	Bosque 1 año (B1)	Bosque 20 años (B20)	Bosque Referencia (BRef)	Bosque 1 año (B1)	Bosque 20 años (B20)	Bosque Referencia (BRef)
FL-2	2.7 (0.2) c1	2.4 (0.4) d1	3.1 (0.5) d1	4.2 (0.4) d1	2.3 (0.2) d1	3.0 (0.8) c1
FL-3	1.1 (0.1) c1	0.9 (0.1) e1	1.0 (0.1) e1	1.3 (0.1) e1	0.9 (0.1) c1	0.7 (0.03) d1
Recuperación MOP	27.8 (1.1)	12.7 (2.8)	12.0 (1.6)	10.3 (0.4)	7.8 (0.2)	7.8 (2.1)
FP	5.4 (0.8) b3**	13.2 (0.8) b2	13.1 (1.2) b2	20.5 (1.9) b1	12.8 (4.1) b2	12.0 (1.2) b2
FF	20.4 (2.8) a3**	81.8 (3.6) a1	87.7 (6.5) a1	100.3 (14) a1	62.9 (8.7) a2	94.6 (1.8) a1

Los valores son promedios de $n=5$, con su E.E. entre paréntesis. Las diferencias significativas ($*P < 0.05$, $**P < 0.01$) entre bosques (números, horizontal) y entre fracciones para un mismo bosque (letras minúsculas, vertical) se indican con letras diferentes. FL-1 2000-150 μm : Fracción ligera 1; FL-2: Fracción ligera 2 2000-150 μm ; FL-3: Fracción ligera 3 2000-150 μm ; FP: Fracción pesada 2000-150 μm ; FF: Fracción fina $< 150 \mu\text{m}$. MOP: materia orgánica particulada, equivalente a las fracciones ligeras.

Conclusiones

En el suelo los efectos del aprovechamiento forestal en los almacenes de carbono fueron dependientes de la región. En la región seca los almacenes de C registraron una pérdida a corto plazo (un año después del aprovechamiento forestal) y una recuperación a largo plazo (20 años de abandono después del aprovechamiento). En la región húmeda los almacenes de C en el suelo incrementaron a corto plazo, pero después de 20 años se observó una reducción en el carbono contenido en el suelo. La materia orgánica particulada se modificó en los bosques con aprovechamiento siguiendo el mismo patrón del almacén de carbono del suelo (patrón dependiente de la región). El aprovechamiento forestal no solo afectó las fracciones orgánicas, también afectó las fracciones minerales (macroagregados) y las fracciones finas (microagregados). La alteración de la materia orgánica particulada (masa y cantidad de carbono) restringió la formación de agregados, reduciendo la conservación de carbono en el suelo de los bosques con aprovechamiento.

Bibliografía

- Álvarez C. R., R. Álvarez, M. S. Grigera, R. S. Lavado. 1998. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 6:767-773.
- Álvarez R., C. R. Álvarez. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Science Society of America Journal* 64:184-189.
- Avilés-Hernández V, A. Velázquez-Martínez, G. Ángeles-Pérez, J. D. Etchevers-Barra, H. de los Santos, T. Llanderal. 2009. Variación en almacenes de carbono en suelos de una toposecuencia. *Agrociencia* 43:457-464.
- Balesdent J., E. Besnard, S. Arrouays, C. Cheng. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soils in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201:49-57.
- Bautista A, J. D. Etchevers, R. F. del Castillo, C. Gutiérrez. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas* 13:90-97.
- Berg B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in Northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133:13-22.
- Brady N. C., R. R. Weil. 2004. *The Nature and Properties of Soil*. Pearson Prentice Hall, USA. 965 pp.



- Carter M. C., J. Dean, M. Zhou, M. G. Messina, Z. Wang. 2002. Short term changes in soil C, N, and biota following harvesting and regeneration of loblolly pine (*Pinus taeda* L.). *Forest Ecology and Management* 164:67-88.
- Cruz-Flores G, J. D. Etchevers-Barra. 2011. Organic carbon content of shallow soils in pine and spruce forests located in Mexican protected areas. *Agrociencia* 45:849-862.
- Currie W.S., R. D. Yanai, K. B. Piatek, C. E. Prescott, C. L. Goodale. 2003. Processes affecting carbon storage in the forest floor and in downed Woody debris. *In: J. M. Kimble, Heath L. S, Birdsey R. A y Lal R. The Potential of US Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect.* 135-151 pp. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA
- Degryze S, J. Six, K. Paustian, E. Paul, R. Merckx. 2004. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Global Change Biology* 10:1120-1132.
- Franzluebbers A. J., J. A. Stuedemann, H. H. Shomberg, S. R. Wilkinson. 2000. Soil organic C and N pools under long term pasture management in the southern Piedmont USA. *Soil Biology and Biochemistry* 32:469-478.
- Gamboa A. M., L. Galicia. 2011. Differential influence on land use/cover change on top soil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forests. *Agriculture Ecosystems and Environment* 142: 280-290.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México.
- Garten C. 2002. Soil carbon storage beneath recently established tree plantations in Tennessee and South Carolina, USA. *Biomass and Bioenergy* 23:93-102.
- Gaudinski J. B., S. E. Trumbore, E. A. Davidson, S. Zheng. 2000. Soil carbon cycling in a temperate forest: radiocarbon – based estimates of residence times, sequestration rates and partitioning of fluxes. *Biogeochemistry* 51:33-69.
- González L., J. D. Etchevers, F. Paz, R. Valdéz, J. M. González, C. Moreno. 2010. Estimación de cambios de carbono orgánico del suelo en sistemas de ladera a escala regional. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12:57-67.
- Gough C. M., C. S. Vogel, C. Kazanski, L. Nagel, C. E. Flower, P. S. Curtis. 2007. Coarse woody debris and the carbon balance of a north temperate forest. *Forest Ecology and Management* 244:60–67.
- Grandy S, G. Robertson. 2007. Land-Use Intensity Effects on Soil Organic Carbon Accumulation Rates and Mechanisms. *Ecosystems* 10:58-73.
- Gregorich E. G., H. H. Janzen. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. *In: Carter M. R., B. A. Stewart (ed.) Structure and organic matter storage in agricultural soils.* pp. 167–192. *Advances in Soil Science* CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hernández-Hernández R. M., E. Ramírez, I. Castro, S. Cano. 2008. Cambios en indicadores de calidad de suelos de ladera reforestados con pinos (*Pinus caribaea*) y eucaliptos (*Eucalyptus robusta*). *Agrociencia* 42:253-266.
- INEGI. 1984. Carta Geológica. Escala 1: 250 000. Oaxaca. E14-19. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D.F., México.
- Jastrow J. D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 28:665-676.
- Kaiser K., C. Eusterhues, C. Rumpel, G. Guggenberger, I. Kögel-Knabner. 2002. Stabilization of organic matter by soil minerals-investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165:451-459.
- Karlen D. L., C. A. Cambardella. 1996. Conservation strategies for improving soil quality and organic matter storage. *In: Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils.* Carter M. R. and B. A. Stewart. *Advances in Soil Science.* CRC. Lewis, Boca Raton, FL. pp. 395-420.
- Law B. E., P. E. Thornton, J. Irvine. 2001. Carbon storage and fluxes in ponderosa pine forests at different developmental stages. *Global Change Biology* 7:755–777.
- Lichter K., B. Govaerts, J. Six, K. Sayre, J. Deckers, L. Dendooven. 2008. Aggregation and C and N contents of soil organic matter fractions in a permanent raised-bed planting system in the Highlands of Central Mexico. *Plant and Soil* 305:237–252.
- Loveland P., J. Webb. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research* 70:1-18.
- Meijboom F. W., J. Hassink, M. Van Noordwijk. 1995. Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions. *Soil Biology and Biochemistry* 27:1109-1111.
- Mirsky S. B., L. E. Lanyon, B. A. Needelman. 2005. Evaluating Soil Management Using Particulate and Chemically Labile Soil Organic Matter Fractions. *Soil Science Society of America Journal* 72:180-185.
- Monreal C. M., J. D. Etchevers, M. Acosta, C. Hidalgo, J. Padilla, R. M. López, L. Jiménez, A. Velázquez. 2005. A method for measuring above-and below-ground C stocks in hillside landscapes. *Canadian Journal of Soil Science* 85:523-530.
- Ordóñez J. A. B., B. H. J. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez, O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255:2074–2084.
- Parton W. J., D. S. Ojima, C. V. O. N. Cole, D. S. Schimel. 1994. A general model for soil organic matter dynamics:

- sensitivity to litter chemistry, texture and management. En: R. B. Bryant, Arnold R. W. Quantitative modeling of soil forming processes. Soil Science Society of America Special Publication 39, SSSA, Madison, WI. pp. 147–167.
- Peichl M., M. A. Arain. 2006. Above- and belowground ecosystem biomass and carbon pools in an age-sequence of temperate pine plantation forests. *Agriculture Forest and Meteorology* 140:51–63.
- Quideau S. A., M. A. Anderson, R. C. Gram., O. A. Chadwick, S. E. Trumbore. 2000. Soil organic matter processes: characterization by ^{13}C NMR and ^{14}C measurements. *Forest Ecology and Management* 138:19-27.
- Rovira P., V. R. Vallejo. 2003. Physical protection and biochemical quality of organic matter in Mediterranean calcareous forest soils: a density fractionation approach. *Soil Biology and Biochemistry* 35:245–261.
- Sarkhot D. V., E. J. Jokela, N. B. Comerford. 2008. Surface soil carbon size-density fractions altered by loblolly pine families and forest management intensity for a Spodosol in the southeastern US. *Plant and Soil* 307:99-111.
- Saynes V., J. D. Etchevers, L. Galicia, C. Hidalgo, J. Campo. 2012. Soil carbon dynamics in high-elevation temperate forests of Oaxaca (Mexico): thinning and rainfall effects. *Bosque* 33:3-11.
- Schulp C. J. E., G. J. Nabuurs, P. H. Verburg, R. W. de Waal. 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management* 256:482–490.
- Six J., E. Conant, A. Paul, K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Soil Science Society of America Journal* 241:155-176.
- Six J., E. T. Elliott, K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32:2099-2103.
- Sun O. J., J. Campbell, B. E. Law, V. Wolf. 2004. Dynamics of carbon stocks in soils and detritus across chronosequences of different forest types in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology* 10:1470–1481.
- Swanston C. W., M. S. Torn, P. J. Handon, J. R. Southon, C. T. Garten, E. M. Hanlon, L. Ganio. 2005. Initial characterization processes of soil carbon stabilization using forest stand-level radiocarbon enrichment. *Geoderma* 128:52-62.
- Vergara-Sánchez M. A., J. D. Etchevers-Barra. 2006. Relación entre el uso de la tierra y su fertilidad en las laderas de la sierra norte de Oaxaca, México. *Agrociencia* 40:557-567.
- Wander M. 2004. Soil Organic Matter Fractions and their Relevance to Soil Function. En: Magdoff F., R. R. Weil. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press. Boca Raton, Florida. USA. 398 pp.



1.35 Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de huertos de guayaba en Calvillo, Aguascalientes

Rojas-García Fabiola¹; Meraz-Jiménez Antonio J.²; Galarza-Mendoza José L.²; Torres-González Jorge A.³ y González-Montiel Elizabeth⁴

¹Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No. 8 Interior A, Col. Lomas de Cristo, C.P. 56230, Texcoco, Estado de México, México.
Autor para correspondencia: fabiosxt01981@gmail.com.

²Departamento de Disciplinas Agrícolas, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Av. Universidad #940, Ciudad Universitaria, C.P. 20131, Aguascalientes, Aguascalientes.

³Instituto Tecnológico de Torreón, Km75 Carr. Torreón- San Pedro, C.P. 27170, Torreón Coahuila.

⁴Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, Batalla 5 de mayo s/n Esquina Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, C.P. 09230, México Distrito Federal.

Resumen

El cultivo de guayabo es la principal actividad agrícola en el municipio de Calvillo, Aguascalientes. El objetivo de este trabajo es estimar el carbono almacenado en la biomasa aérea de huertos de guayabos bajo manejo convencional. Para ello se generaron ecuaciones alométricas para determinar biomasa y carbono en *Psidium guajava* L., de la forma $Y = b X^k$, donde Y es la biomasa (B) o el contenido de carbono (C), y X el diámetro a la altura del pecho (DAP). Para estimar los valores b y k del modelo se utilizaron datos de 18 árboles representativos de los huertos de guayaba, con un intervalo de DAP de 3.8 a 57.7. Se determinó la biomasa y carbono de los componentes de cada árbol (fuste, brazos, ramas y follaje). La concentración de biomasa aérea se distribuye con 76 % en el fuste y 23% en las ramas y follaje. La concentración promedio de carbono por árbol fue de 56 %. Las ecuaciones resultado son $B=1.2063 * DAP^{1.4255}$ y $C=0.6867 * DAP^{1.4209}$. Ambas ecuaciones presentaron un coeficiente de determinación de 0.83. Las ecuaciones se utilizaron para evaluar 50 huertos de guayaba, con cuatro densidades de plantación. Se encontró que los huertos con densidades de individuos más altas almacenan una menor cantidad de carbono (467 árboles contienen 98.17 MgCha^{-1}) y los huertos con arbolado más espaciado contienen más carbono en su biomasa aérea (156 árboles almacenan $132.42 \text{ MgCha}^{-1}$). El sistema agroforestal de guayaba es eficiente como almacén de carbono, en estos términos, equiparable a los bosques naturales y otras plantaciones.

Palabras clave: contenido de carbono, ecuaciones alométricas, plantación, *Psidium guajava*.

Abstract

The cultivation of guava is the main agricultural activity in the municipality of Calvillo, Aguascalientes. The goal of this work is to estimate the carbon stored in aboveground biomass guava orchards under conventional management. For this allometric equations were generated to determine biomass and carbon of *Psidium guajava* L., $Y = b X^k$, where Y is the biomass (B) or carbon (CC), and X the diameter at the height of chest (DAP). To estimate the model data b and k values of 18 representative trees of guava orchards were used, with a DAP range from 3.8 to 57.7. Biomass and carbon components of each tree (stem, arms, branches and foliage) was determined. The concentration of above-ground biomass is distributed with 76% in the stem and 23% in the branches and foliage. The average carbon concentration was 56% tree. The equations result is $B=1.2063 * DAP^{1.4255}$ and $C=0.6867 * DAP^{1.4209}$. Both equations presented a coefficient of determination of 0.83. The equations were used to evaluate 50 guava orchards, with four plant densities. It was found that the orchards with higher densities of individuals stored less carbon (467 trees contain 98.17 MgCha^{-1}) and orchards with

more spaced trees contain more carbon in their biomass (trees store $156\ 132.42\ \text{MgCha}^{-1}$). The guava agroforestry system is efficient and store carbon in these terms, comparable to natural forests and other plantations.

Key words: allometric equations, carbon content, plantation, *Psidium guajava*.

Introducción

El cultivo de guayaba (*Psidium guajava* L.) es la principal actividad agrícola en el municipio de Calvillo, Aguascalientes. México es el segundo productor mundial de guayaba después de la India, con poco más de 22.6 mil ha (INIFAP, 2009; SIAP-SAGARPA, 2011). Calvillo ocupa el 2° lugar en la producción a nivel nacional con 106,288 t, con una superficie plantada de 6,734 ha (SIAP-SAGARPA, 2011). Sin embargo, se ha reducido el margen de utilidad del agricultor haciéndolo más vulnerable a factores externos naturales y económicos; y mucho más dependiente de los subsidios estatales. Por esos motivos, un mayor número de productores abandonan los huertos, y buscan opciones de manejo diversificado, que incluya la valoración de servicios ambientales y genere ingresos adicionales a los guayaberos.

El carbono (C) contenido en biomasa de las especies arbóreas se determina a través de métodos destructivos para generar ecuaciones alométricas, donde se relaciona el cambio de simetría de varias partes de un organismo vivo como resultado de su crecimiento (Acosta *et al.*, 2011). Sin embargo, no se dispone de información que permita cuantificar de manera rápida y confiable la biomasa aérea acumulada por árboles de guayaba de diferente condición. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue generar ecuaciones alométricas para predecir la biomasa aérea y el C almacenado en guayabos bajo manejo convencional.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el municipio de Calvillo localizado en la parte suroeste del estado de Aguascalientes, entre las coordenadas $21^{\circ}41'59.17''$ y $22^{\circ}7'59.69''$ latitud Norte y $102^{\circ}29'57.72''$ y $102^{\circ}54'1.05''$ longitud Oeste a una altitud de 1,630 m (Figura 1). Presenta clima semiseco con lluvias en verano, con una temperatura media anual entre los 18° y 22°C y una precipitación media anual de 660 mm (García, 2004). El sitio se encuentra dentro de la provincia de la Sierra Madre Occidental y pertenece a la subprovincia Sierras y Valles Zacatecanos. La vegetación dominante es matorral subtropical y bosque de encino, también se practica la agricultura de riego y de temporal (Rzedowski, 1978). Los suelos predominantes son castañozem, pheozem, litosol y luvisol.

Se seleccionaron 18 árboles de *Psidium guajava* L. libres de daño y representativos de las huertas de la región, para generar las ecuaciones alométricas. A cada árbol se le midió altura, diámetro a la altura del pecho (DAP), y diámetro de copa. Debido a que el tronco es ramificado se sumó el DAP de cada brazo para obtener un solo valor para cada árbol (Gómez, 2008). Posteriormente se derribaron y clasificaron en brazos, ramas secundarias y terciarias, follaje y raíces para pesar cada componente por separado; los frutos se eliminaron para no incluirlos dentro del peso de la biomasa aérea. Se estimó el contenido de biomasa en el peso seco y el contenido de carbono por ignición (NMX-FF-109-SCFI-2008 14/24).

Las ecuaciones generadas permitieron estimar el contenido de carbono de 50 huertos de guayaba con diferentes densidades de plantación.



Figura 1. Localización del área de estudio Calvillo, Aguascalientes.

Resultados y discusión

Las dimensiones y formas de un organismo brindan estabilidad estructural para soportar su propio peso y con propiedades fisiológicas específicas, en las que el incremento en la biomasa es dependiente de la capacidad de sus componentes para tomar los recursos necesarios para el crecimiento (Niklas, 1994).

La biomasa aérea de los árboles muestreados varió de 8.52 a 351.64 kg, se presentaron alturas entre 2.3 y 5.5 m y el DAP de los árboles varió de 3.8 a 57.7 cm.

Se determinó la biomasa y carbono de los componentes de cada árbol (fuste, brazos, ramas y follaje). La proporción de biomasa de los árboles de *Psidium guajava* se distribuyó 76 % en el fuste y 23% en las ramas y follaje.

Las ecuaciones que relacionan la biomasa aérea y el contenido de carbono, en función del DAP tuvieron un coeficiente de determinación de 0.83. De acuerdo con Gómez (2008), es un valor de R^2 aceptable para especies que se bifurcan antes del 1.3 m. Los parámetros del modelo y la dispersión de los valores de biomasa aérea observada se presentan en la Figura 2A y 2B.

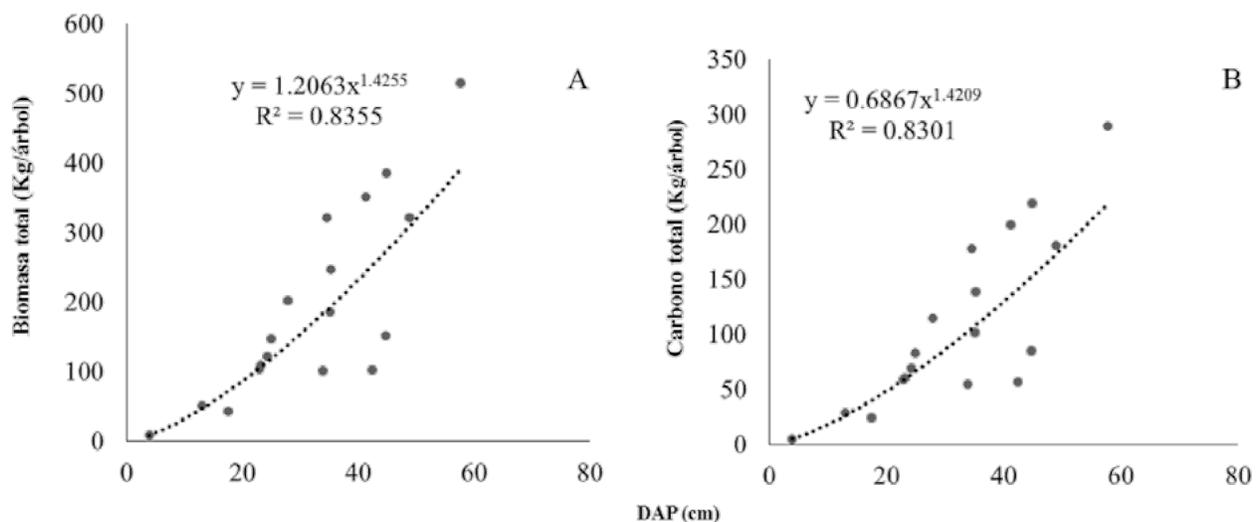


Figura 2. Ecuaciones para estimar biomasa y contenido de carbono en árboles de guayaba.

Las ecuaciones se utilizaron para evaluar 50 huertos de guayaba, con cuatro densidades de plantación (Figura 3).

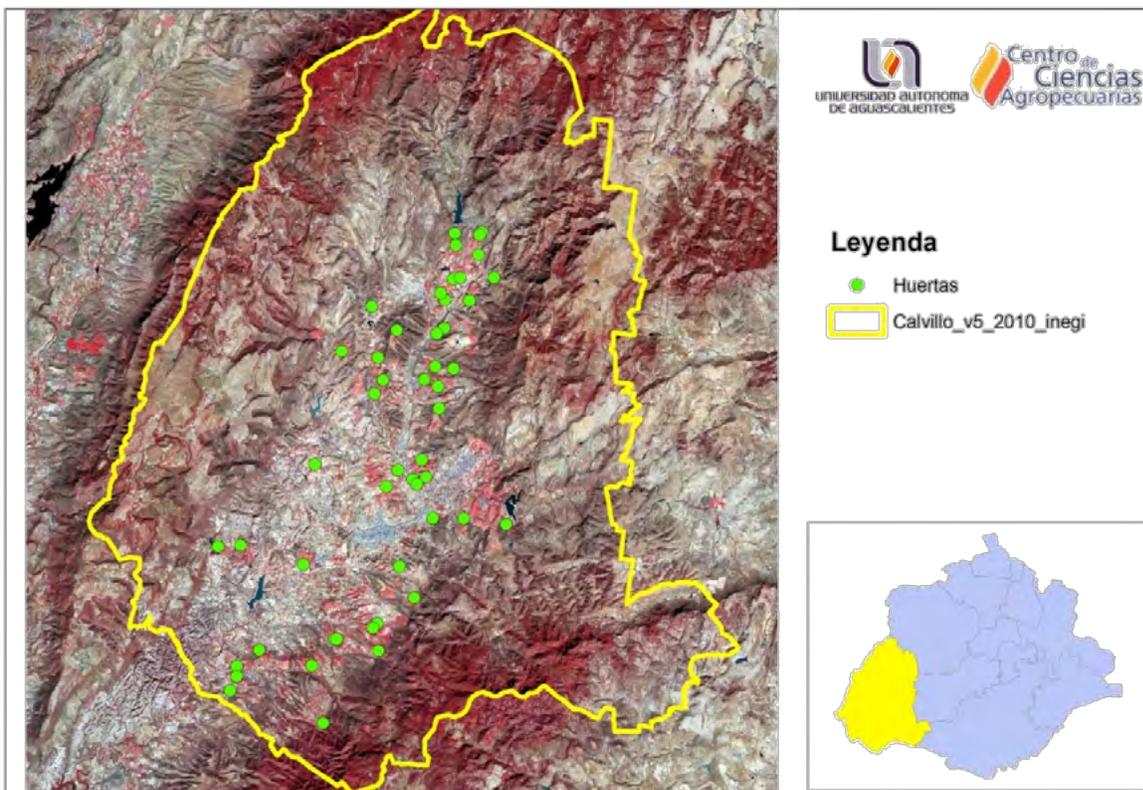


Figura 3. Ubicación de cincuenta huertos de guayaba evaluados.

Se evaluaron cuatro densidades de plantación, cada cinco, seis, siete y ocho metros de distancia. Se encontró que los huertos con densidades de individuos más altas almacenan una menor cantidad de carbono y los huertos con arbolado más espaciado contienen más carbono en su biomasa aérea (ver Cuadro 1).

Cuadro 1. Contenido de carbono en huertos de guayaba con diferentes densidades de plantación

Densidad de plantación	Promedio de número de árboles	Contenido de carbono MgC/ha
5 * 5	467	98.2
6 * 6	278	117.8
7 * 7	213	121.4
8 * 8	156	132.4

Conclusiones

Se promueve el manejo diversificado, que considere el pago por servicios ambientales que genere ingresos adicionales a los guayaberos. El sistema agroforestal de guayaba es eficiente como almacén de carbono, en estos términos, equiparable a los bosques naturales y otras plantaciones.



Bibliografía

- Acosta M., A. Carrillo, V. Gómez. 2011. Estimación de biomasa y carbono en dos especies de Bosque Mesófilo de Montaña. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 2:529-543.
- García E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía-UNAM. México.
- INIFAP. 2009. Programa Estratégico de Mediano Plazo 2009-2013 del INIFAP Aguascalientes. México. Consultado en: <http://www.inifap-aguascalientes.gob.mx/PMP%2009-13%20AGUASCALIENTES.pdf>. Fecha de consulta 11/05/2011.
- Gómez D. 2008. Determinación de los almacenes de carbono en los compartimentos aéreo y subterráneo de dos tipos de vegetación en la Reserva de la Biosfera “Sierra de Huautla”, Morelos, México Tesis Doctoral Colegio de Postgraduados, México.
- Niklas K. 1994. Plant allometry. The scaling of form and process. Chicago and London: University of Chicago Press. U.S.A.
- NMX-FF-109-SCFI. 2008. Humus de Lombriz (lombricomposta)-Especificaciones y Métodos de Prueba. México.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, México.
- SIAP-SAGARPA. 2011. Consulta en línea sobre la estadística de la producción de guayaba en México. <http://w2.siap.sagarpa.gob.mx:19000/workspace/ihtml/OpenDoc?DocInstanceID=1&DocUUID=0000012e91c8e49e-0000-bb17-0a0b0236&DocVersion=1&isSmartcut=true>. (Consulta 11/05/2011).

1.36 Modelos de la dinámica temporal del carbono orgánico de los suelos asociada a cambios de uso del suelo en ecosistemas forestales

Paz Fernando¹; Covalada Sara²; Etchevers Jorge³ y de Jong Ben⁴

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, 56230, México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C., Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

³Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, 56230, México.

⁴El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 x 61 No. 264, Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche.

Resumen

El carbono orgánico de los suelos (COS) en ecosistemas forestales asociados a cambios de uso no forestales presenta patrones de ganancias, pérdidas o neutrales que resultan en confusión sobre su dinámica. A diferencia de la biomasa aérea de los bosques asociada a cambios de usos del suelo, el COS presenta dos dinámicas superpuestas: la pérdida del COS de sistemas deforestados y la ganancia asociada al nuevo uso del suelo, que puede presentar los tres patrones discutidos; sin que sean incorrectos. Para comprender la dinámica del COS en procesos de deforestación, en este trabajo se presente un esquema de modelación compuesto que permite interpretar la evolución temporal del carbono para cambios de uso del suelo forestal a cultivos agrícolas o pastizales. El modelo bi-exponencial es simplificado usando un modelo logístico asimétrico, permitiendo su uso en forma operativa en modelos de estados y transiciones asociadas al manejo de acahuales. Finalmente se discute sobre la parametrización de las cinéticas lineales de primer orden usando información de la distribución del COS en fracciones físicas del suelo, para el desarrollo de un modelo simplificado para su aplicación en predicciones de la dinámica del carbono de dinámicas más complejas.

Palabras clave: modelo bi-exponencial, modelo logístico asimétrico, parametrización estática, COS, acahuales.

Introducción

Uno de los mayores retos en la dinámica del carbono en los ecosistemas terrestres es modelar los cambios en el carbono orgánico de los suelos (COS). El COS tiene un alto potencial de secuestrar carbono en forma económicamente viable (Lal, 2004; Post y Kwon, 2000). Aunque es posible utilizar modelos elaborados de la dinámica del COS, los requerimientos de datos son elevados, generalmente.

Los modelos simples de la dinámica del COS buscan caracterizar la evolución temporal en términos de funciones matemáticas con parámetros fijos (West *et al.*, 2004), usando calibraciones basadas en experimentos publicados. En lo general, estos modelos, para el cambio de bosque a vegetación herbácea (cultivos o pastizales), muestran una caída rápida del COS en los primeros 4-6 años y después una caída menos intensa en los siguientes años, hasta alcanzar condiciones de equilibrio en 20-30 años; aunque en algunos casos la estabilización es en alrededor de los 50 años. Este tipo de enfoque es genérico y representa relativamente bien los patrones temporales de evolución del COS.

La dinámica del COS de las transiciones de bosques a herbáceas, usando datos experimentales publicados, ha generado controversias, ya que dependiendo del tiempo y tipo de cultivo herbáceo (cultivo agrícola o pastizal), los resultados muestran pérdidas, ganancias o son neutros en relación al COS (Guo y Gifford, 2002).

Dinámica del COS en la transición de bosque a cultivo agrícola

En la perspectiva de los Modelos de Estados y Transiciones o METs (Paz, 2012) para la biomasa viva aérea, el esquema planteado de modelación de la dinámica del carbono en la transición de un estado (uso del suelo o actividad) a otro, Figura 1, solo requiere la biomasa asociada a cada estado y el tiempo de paso asociado a la transición. Este tipo simplificado de modelación supone que las biomazas (y otros almacenes de carbono) iniciales y finales están en equilibrio (estado estacionario), permitiendo así el uso sólido de modelos con un mínimo de información y relativamente fácil de adquirir en campo.



Figura 1. Elementos básicos de los Modelos de Estados y Transiciones.

La Figura 2 muestra un caso de una transición de bosque a cultivo de maíz (Arrouays *et al.*, 1994 y 1995), donde el COS asociado al bosque y al cultivo fue estimado usando técnicas de ^{13}C . La dinámica de la Figura 2 muestra que el bosque pierde COS a una tasa rápida y el cultivo gana COS a una tasa más lenta. El COS total (suma de pérdidas y ganancias) describe un patrón similar al descrito por West *et al.* (2004).

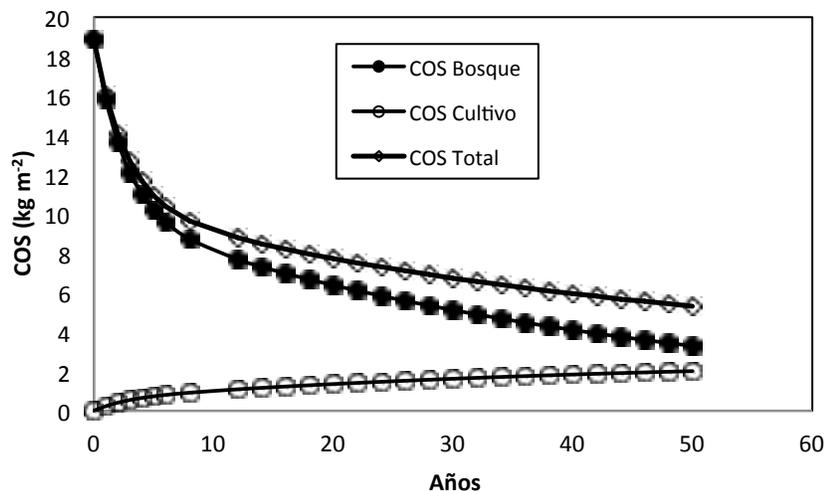


Figura 2. Dinámica del COS en una transición de bosque a cultivo de maíz (Arrouays *et al.*, 1994 y 1995).

El patrón temporal del COS, tanto para sus componentes y el total, puede ser modelado por una función bi-exponencial (Arrouays *et al.*, 1995 y 1995; Arrouays y Pelissier, 1994; Jovilet *et al.*, 1997; West *et al.*, 2004):

$$COS_f = COS_i [\omega_1 \exp(-k_1 t) + \omega_2 \exp(-k_2 t)] \quad (1)$$

donde ω_1 es la fracción lábil del COS y ω_2 la fracción recalcitrante. Los parámetros k de las fracciones del COS son las tasas de cambio y t es el tiempo en años. Los subíndices del COS son i = inicial y f = final. Las fracciones suman a la unidad ($\omega_1 + \omega_2 = 1$).

Modelación simplificada de la dinámica del COS en los METs

Paz (2012) muestra la parametrización de los METs (biomasa aérea viva) usando un modelo de crecimiento sigmoide asimétrico (Yin *et al.*, 2003), también llamado modelo beta:

$$Y = Ymx \left(1 + \frac{t_p - t}{t_p - t_m} \right) \left(\frac{t}{t_p} \right)^{\frac{t_p}{t_p - t_m}}, \quad 0 \leq t \leq t_p$$

$$Y = Ymx, \quad t > t_p$$

$$\frac{dY}{dt} = C_M \left(\frac{t_p - t}{t_p - t_m} \right) \left(\frac{t}{t_p} \right)^{\frac{t_p}{t_p - t_m}}$$

$$C_M = Ymx \left(\frac{2t_p - t_m}{t_p} \right) \left(\frac{t_m}{t_p} \right)^{\frac{t_p}{t_p - t_m}} \quad (2)$$

donde t_p es el tiempo “de paso” cuando Y es el valor máximo (Ymx), t_m es el tiempo donde ocurre la tasa absoluta máxima del crecimiento (C_M), con $t_m \leq t_p$. La Figura 3 muestra el modelo introducido.

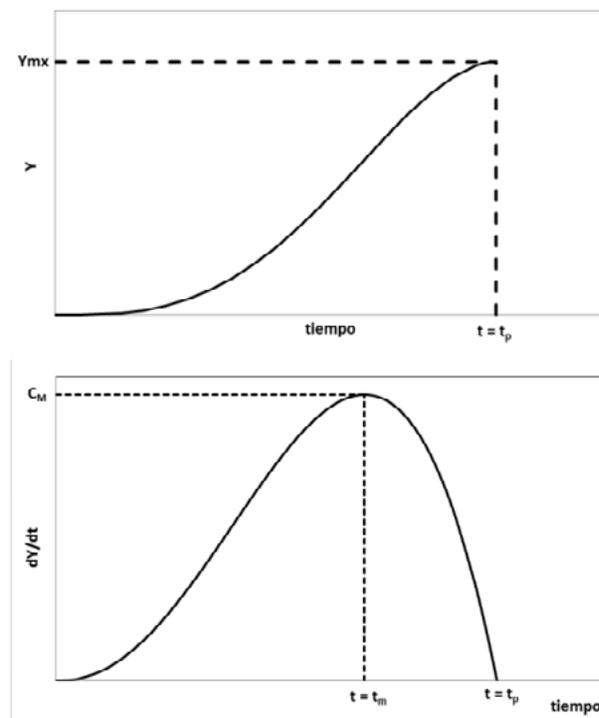


Figura 3. Modelo de crecimiento sigmoide asimétrico y sus parámetros.

El modelo de la relación (3) puede ser puesto como (C = carbono):

$$C_t = C_i + (C_f - C_i) \left(1 + \frac{t_f - t}{t_f(1 - f_t)} \right) \left(\frac{t - t_i}{t_f - t_i} \right)^{\frac{t_f - t_i}{t_f(1 - f_t)}}, \quad 0 \leq t \leq t_p \quad (3)$$

$$C = C_f, \quad t > t_p$$

donde t_i es el tiempo de inicio de la transición y tiempo final $t_f = t_i + t_p$. Las restricciones de la ecuación (2) son: $C_f > C_i$ y $t_i \leq f_t t_f < t_f$ ó $0 \leq f_t < 1$. El parámetro $f_t = t_m / (t_f - t_i)$ define la posición de t_m en relación a $t_p (= t_f - t_i)$

La ventaja del modelo asimétrico es que, dados t_i y t_f o t_i y t_p , solo requiere de un parámetro (f_t) para ser parametrizado por completo.

En el caso de la dinámica del COS, a diferencia de la biomasa aérea, el modelo es de decrecimiento (perdida de COS) para la transición de bosque a vegetación herbácea. Esto solo implica un cambio de signo para f_t .

Usando diferentes cronosecuencias de la transición de bosque a cultivo agrícola (Arrouays *et al.*, 1994 y 1995; Jolivet *et al.*, 1997; Arrouays y Pelissier, 1994; Balesdent *et al.*, 1998; Kimetu *et al.*, 2009), el modelo beta fue ajustado al modelo bi-exponencial bajo el supuesto de $f_t = 1$ ($t_m = t_f - t_i$). La Figura 4 muestra los resultados obtenidos con esta parametrización, donde los ajustes son aceptables, con un sesgo mínimo.

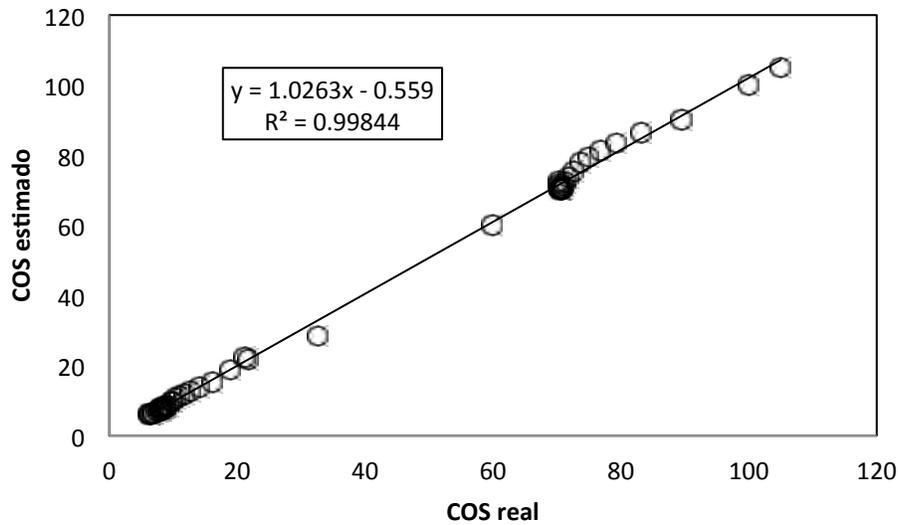


Figura 4. Comparación del modelo bi-exponencial (COS real) y el modelo beta ($f_t = 1$) (COS estimado), para diferentes cronosecuencias de la transición de bosque a cultivo agrícola.

Modelación de la dinámica del COS asociada a fracciones físicas

Paz *et al.* (2012 y 2013) desarrollaron un modelo de la distribución del carbono orgánico por fracciones del suelo. Partiendo de una cinética lineal del carbono en los suelos de acuerdo con los planteamientos de Stewart *et al.* (2008), que establecieron una relación entre el carbono, C_f de la fracción (física) f del suelo en relación al C total (C_t):

$$\omega_f = \frac{C_f}{C_t} \quad (4)$$

donde ω_f es la fracción de carbono en relación al total, desarrollaron un modelo de la distribución del carbono por fracciones físicas del suelo:

$$C_f = C_t - C_t(1 - \omega_m) \left(\frac{T_m}{T_f} \right) \quad (5)$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo; ω_m es la fracción de asociada al tamaño mínimo de las partículas, T_m , considerado; el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$).

La Figura 5 muestra la distribución del COS por fracciones físicas de una cronosecuencia de bosque a maíz (Balesdent *et al.*, 1998), donde el modelo de la relación (3) fue ajustado por partes: carbono orgánico particulado (fracción arena) y órgano-mineral (fracción limo + arcilla). Para el caso del COS de la fracción limo más arcilla, este es alrededor del 80% del carbono total (COS particulado es 20 % del COS total).

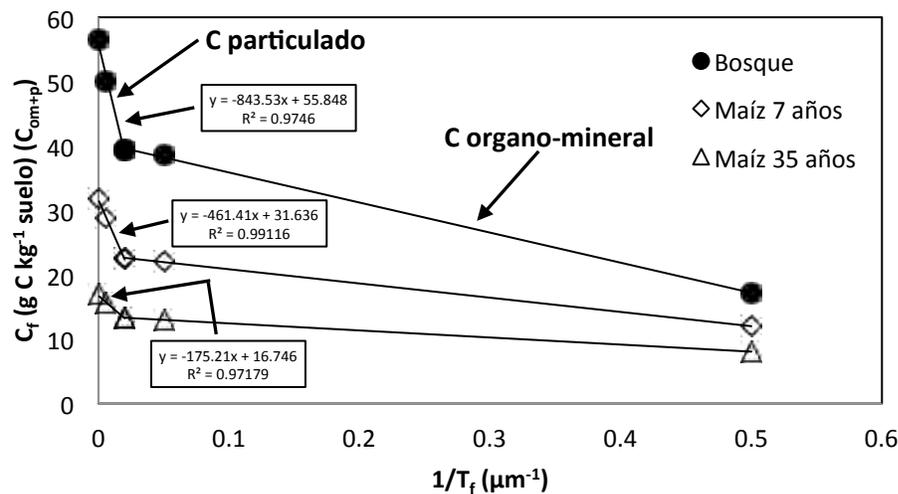


Figura 5. Ajuste del modelo de distribución de carbono orgánico por fracciones físicas en una cronosecuencia de bosque-cultivo de maíz, caso de carbono órgano-mineral y particulado.

De acuerdo al modelo bi-exponencial (dos cinéticas lineales sin interacciones), relación (1), la fracción lábil (COS particulado) es 0.4 (Arrouays *et al.*, 1995) o 0.22 (Jolivet *et al.*, 1997), concordando esta última con el valor de 0.2 establecido por West *et al.* (2004). De esta evidencia, es posible establecer $\omega_1 = 0.2$ y $\omega_2 = 0.8$.

Conclusiones

El modelo bi-exponencial de la dinámica del COS fue aproximado por el modelo beta con buenos resultados, facilitando su implementación en los modelos de estados y transiciones.

La dinámica bi-exponencial del COS fue propuesta para parametrizar usando dos tipos de reservorios genéricos: fracción lábil (arenas) y la recalcitrante (limo + arcilla), donde la proporción del COS de la fracción limo + arcilla, en relación al COS total puede dejarse como fija con un valor de alrededor de 0.8. Esta parametrización, aparentemente con cierto nivel de universalidad, simplifica la modelación de la dinámica del COS.

Bibliografía



- Arrouys D., J. Balesdent, A. Mariotti, C. Girardin. 1995. Modelling organic carbon turnover in cleared temperate forest soils converted to maize cropping using ^{13}C natural abundance measurements. *Plant and Soil* 173:191-196.
- Arrouys, D., and P. Pelissier. 1994. Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant and Soil* 160: 215-223.
- Balesdent, J., E. Besnard, D. Arrouys, and C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201: 49-57.
- Guo, L.B., and R.M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8: 345-360.
- Jolivet, C., D. Arrouys, F. Andreux, and J. Leveque. 1997. Soil organic carbon dynamics in cleared temperate forest spodosols converted to maize cropping. *Plant and Soil* 191: 225-231.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-22.
- Paz, F. (Coordinador). 2012. Estudio de factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas- Informe preparado para Conservation International México. Programa Mexicano del Carbono. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 148 p. + Anexos.
- Paz, F., S. Covalada, y J. Etchevers. 2012. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5 pp. 230-239.
- Paz, F., S. Covalada, C. Hidalgo, y J. Etchevers. 2013. Modelación de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas de los suelos usando solo el carbono orgánico total. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (editores). Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México pp. 85-91.
- Post, W.M., and K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6: 317-328.
- Stewart, C. E., A. F. Plante, K. Paustian K., R. C. Conant, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72; 379-392.
- West, T.O., G. Marland, A.W. King, W.M. Post, A.K. Jain, and K. Andrasko. 2004. Carbon management response curves: estimates of temporal soil carbon dynamics. *Environmental Management* 33: 507-518.
- Yin, X., J. Goudriaan, E.A. Lantinga, J. Vos, and H.J. Spiertz. 2003. A flexible sigmoid function of determinate growth. *Annals of Botany* 91:361 – 371.

1.37 Modelo general del dimensionamiento de los almacenes de carbono orgánico en los suelos por fracciones físicas y su parametrización simplificada

Paz Fernando¹; Covalada Sara²; Hidalgo Claudia³ y Etchevers Jorge³

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, 56230, México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C., Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

³Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México. 56230, México.

Resumen

La modelación de la distribución del carbono orgánico en los suelos (COS) de México es un requerimiento para el análisis de escenarios asociados a políticas públicas relacionadas con acciones de mitigación y adaptación ante el Cambio Climático. En esta perspectiva, la información masiva disponible en México sobre los suelos solo contiene información del COS total y textura, principalmente. Esta restricción de información impone serias limitaciones en el uso de modelos de la dinámica del COS, aun para los más simples como el RothC y SOCRATES. Partiendo de las restricciones de información discutidas, se presenta un modelo general para el dimensionamiento de los almacenes de carbono en los suelos asociados al tamaño de las partículas (textura), el cual es producto de cinéticas lineales y balances de masas. El modelo divide al suelo en dos grupos de almacenes: uno asociado a las arenas o de carbono particulado y otro a la fracción limo y arcilla o carbono órgano-mineral. Estos grupos pueden dividirse en cualquier número de sub-almacenes y modelarse en forma completa. El modelo usa fraccionamientos físicos del carbono en el suelo producto de su desintegración completa usando técnicas de sonificación, por los que los almacenes físicos son los mismos que los del modelo. El modelo es validado con bases de datos experimentales de México y otras partes del mundo, obteniéndose excelente resultados. No obstante lo anterior, con fines de implementación operativa al caso de información incompleta, es necesario estimar dos parámetros para su utilización, los cuales son aproximados con relaciones genéricas, datos de México, para estimar la fracción del carbono de la materia macro-orgánica (particulada) y de la fracción limo y arcilla. Usando estas aproximaciones, se muestran los ajustes del modelo simplificado, donde los resultados son aceptables.

Palabras clave: fraccionamiento físico, tamaño de partículas, macro-materia orgánica, carbono limo y arcilla.

Introducción

Los modelos de la dinámica del carbono orgánico de los suelos (COS), tales como el RothC (Coleman y Jenkinson, 1996), SOCRATES (Grace *et al.*, 2006), Century (Parton *et al.*, 1998), usan ecuaciones cinéticas de primer orden y reservorios virtuales para caracterizar el COS asociado a cambios de uso del suelo y esquemas de manejo. Aunque el RothC y SOCRATES son considerados como modelos con pocas necesidades de parametrización con datos, sus requerimientos de iniciación y caracterización de cambios en el pasado complican sus aplicaciones. Elliot y Paustian (1996) han descrito un esquema para aislar reservorios significantes para su modelación a través de mediciones analíticas, permitiendo así modelar lo medible. Aunque ha habido numerosos intentos de asociar los reservorios virtuales a los físicos (Buyanovsky *et al.*, 1994; Balesdent, 1996; Zimmermann *et al.*,

2007), estos han sido relativamente poco exitosos. Estos trabajos han tratado de asociar los reservorios virtuales, cinéticamente definidos, con fracciones físicas o químicas del COS. En particular, el fraccionamiento físico del suelo en materia orgánica particulada (MOP), complejos órgano-minerales primarios (arcilla, limo y arena) y complejos órgano-minerales secundarios (micro-agregados y macro-agregados; entre otros) (Christensen, 2001), ha sido la base de estos esfuerzos de asociar cinéticas de descomposición / asimilación a las fracciones físicas del suelo.

Modelo simplificado de cinética lineal

Los desarrollos presentados en esta sección están basados en Paz *et al.* (2012a y 2013), para el caso de complejos órgano-minerales primarios. Usando modelos de cinética lineal entre fracciones del carbono en los suelos, Stewart *et al.* (2008) han planteado una relación entre el carbono (C_f), kg C kg⁻¹ suelo, de una fracción física del suelo y el C total (C_t), kg C kg⁻¹ suelo:

$$\omega_f = \frac{C_f}{C_t} \quad (1)$$

La relación (1), en cinéticas lineales, implica que la concentración de C en cualquier fracción (en términos acumulados) es función lineal de la concentración total y dependiente de la proporción de C de ingreso en cada fracción y sus tasas de descomposición (Stewart *et al.*, 2008).

El modelo de la distribución del carbono por fracciones físicas T (tamaño de las partículas), basado en balances de masa de la cinética lineal, está dado por:

$$C_f = C_t - C_t(1 - \omega_m) \left(\frac{T_m}{T_f} \right) \quad (2)$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo; ω_m es la fracción de asociada al tamaño mínimo de las partículas, T_m , considerado; el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$).

La relación (2) puede ser reescrita como:

$$\omega_f = 1 - (1 - \omega_m) \left(\frac{T_m}{T_f} \right) \quad (3)$$

Fraccionamiento físico de los suelos

El modelo de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas presentado para los complejos órgano-minerales plantea la dispersión completa del suelo y sin problemas de contaminación. La dispersión del suelo en partículas primarias órgano-minerales y de materia orgánica particulada usando ultrasonido ha sido usada ampliamente para el fraccionamiento físico del carbono en los suelos (North, 1976; Christensen, 1992). Aunque los métodos de disrupción del suelo usando energía ultrasónica permiten lograr un buen nivel de dispersión sin la introducción de elementos químicos o de cambio de las condiciones (*e.g.*, pH) del medio (Christensen, 1992), el fraccionamiento de C de las fracciones físicas de los suelos es dependiente del tipo de tratamiento utilizado en las muestras de suelos (Oorts *et al.*, 2005), por lo que es necesario definir un criterio objetivo para determinar cuando el fraccionamiento es mínimamente producto de la energía de dispersión y no presenta contaminación entre fracciones. El uso de un nivel bajo de energía de dispersión puede provocar la dispersión incompleta del suelo y, en el otro extremo, un nivel alto puede producir la abrasión de los complejos primarios órgano-minerales (Christensen, 1992). Uno de los problemas de la dispersión del carbono orgánico total por fracciones órgano-minerales y particuladas es la

contaminación de las fracciones menores (Baldock y Skjemstad, 2000; Balesdent *et al.*, 1998). En el caso de la fracción arcilla, la inclusión de la materia orgánica particulada y de partículas de limo y microagregados puede ser importante y ocasionar patrones erráticos en el modelo propuesto. La combinación de fracciones órgano-minerales y particuladas (suelo mineral y no suelo mineral, respectivamente) presenta tasas de descomposición dependientes de condiciones locales (incorporación de residuos vegetales que se convierten en materia orgánica particulada) (Christensen, 1996), por lo que resulta más complejo caracterizarlas. Paz *et al.* (2012b) y Hidalgo *et al.* (2013) analizan el efecto de las energías de dispersión en el modelo de cinética lineal y definen criterios para considerar cuando la dispersión del suelo está completa.

Patrones del modelo de cinética lineal

Para el modelo presentado, la relación implica un equilibrio meta-estable entre las tasas de descomposición, transferencia y asimilación, las cuales varían de acuerdo a los ingresos de carbono (evaluado indirectamente como carbono orgánico total, solo el órgano-mineral). Esto es más claro si se analiza la cronosecuencia de bosque a maíz de Balesdent *et al.* (1998), Figura 1. Esta Figura muestra la distribución del COS en función de los tamaños de las fracciones físicas de los suelos. Al perder carbono el suelo (bosque a cultivo), la pendiente del modelo se modifica en forme acorde, manteniendo las proporciones constantes (Paz *et al.*, 2012a y 2013). Así, con solo el conocimiento del carbono total y el de la fracción mínima (medido o inferido), es posible modelar en forma completa la distribución del carbono por fracciones físicas cualesquiera (Paz *et al.*, 2012a y 2013). La existencia de dos cinéticas en el carbono orgánico del suelo (órgano-mineral primario y particulado), puede visualizarse fácilmente si se realiza un análisis similar al de la Figura 1, pero ahora considerando el carbono orgánico total, incluyendo la POM. La Figura 2 muestra esta situación, donde el carbono de la fracción inferior a la arcilla más limo permanece igual al considerar o no a la POM, ya que esta fracción supuestamente no contiene materia orgánica particulada. De acuerdo al patrón lineal de la Figura 1, es necesario conocer dos puntos (tamaño y carbono) para caracterizar la línea recta, partiendo de que solo se conoce el C total y el C min (no particulado) total es conocido. Algo similar sucede con la Figura 2, donde con el conocimiento del C total, es necesario conocer el C de la fracción limo + arcilla para caracterizar el patrón de la POM. Cono el conocimiento del $C_{arc+lim}$, es necesario conocer el C de alguna fracción menor a la del limo ($T < 50$ micras) para caracterizar este patrón.

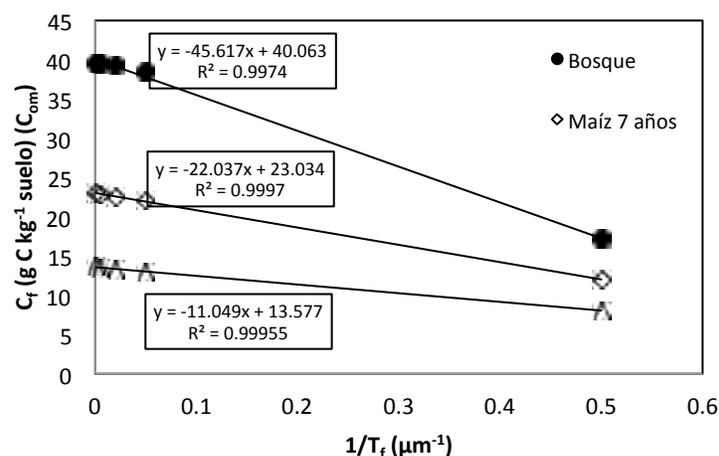


Figura 1. Ajuste del modelo de distribución de carbono orgánico por fracciones físicas en una cronosecuencia de bosque-cultivo de maíz, caso de solo carbono órgano-mineral.

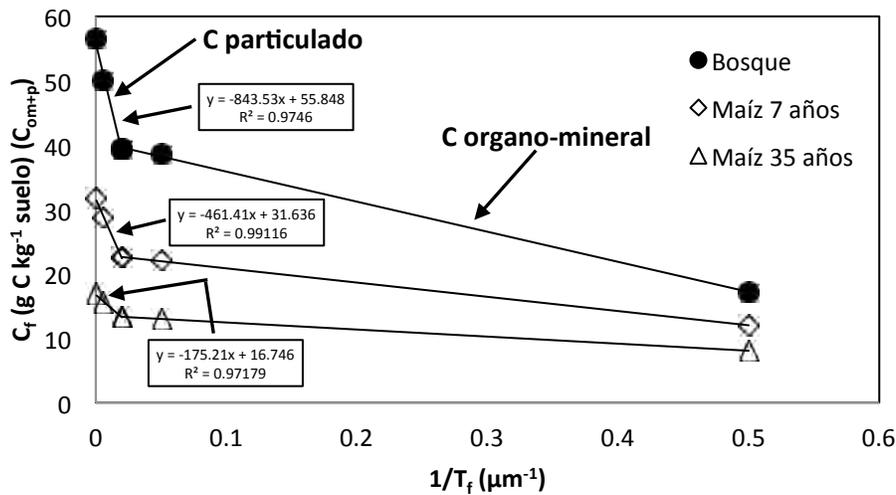


Figura 2. Ajuste del modelo de distribución de carbono orgánico por fracciones físicas en una cronosecuencia de bosque-cultivo de maíz, caso de carbono órgano-mineral y particulado.

Relaciones universales para simplificación de la modelación

Para analizar diferentes relaciones para parametrizar el modelo de cinética lineal, en lo siguiente se analizan las bases de datos de diferentes tipos de suelo, prácticas de manejo, usos del suelo, clima, mineralogía en México (Baez *et al.*, 2011; Covalada *et al.*, 2011; Matus *et al.*, 2011), discutidas previamente en el contexto de modelación (Paz *et al.*, 2012a y b, 2013, Hidalgo *et al.*, 2013)

En el modelo RothC (Coleman y Jenkinson, 1996), uno de sus reservorios más críticos es el carbono orgánico inerte (COI) que tiene tiempos medios de residencia mayores de 50,000 años. Este modelo aproxima el COI usando una relación derivada por Fallon *et al.* (1998):

$$COI = 0.049C_t^{1.139} \quad (4)$$

que ha sido reevaluada para definir intervalos de confianza que permiten caracterizar de mejor forma la incertidumbre de esta aproximación (Fallon *et al.*, 2000).

La ecuación (4) puede representarse de acuerdo al modelo desarrollado como:

$$COI = \omega_{COI} C_t \quad (5)$$

De acuerdo a la Figura 1 y suponiendo como conocido C_{min} , Paz *et al.* (2013) parametrizaron el modelo con $\omega_m = \omega_{COI} = 0.117$ y $T_m = T_{COI} = 1.913 \mu m$, donde para valores de energías altas de dispersión los ajustes experimentales resultan buenos. Por otro lado, dejando fija $\omega_m = \omega_{COI} = 0.117$, Hidalgo *et al.* (2013) estimaron el tamaño de partícula asociada de acuerdo a la relación (3), usando un proceso de minimización del error cuadrático de estimación usando la función Solver^{MR} de Excel^{MR}. La Figura 3 muestra los resultados obtenidos de este tipo de parametrización.

El esquema de parametrización del modelo usando ω_{COI} y T_{COI} resulta en aproximación aceptables para $T > 2$ micras, con mayor variabilidad en la fracción arcilla. Esta situación puede ser explicada en parte por los problemas de contaminación de las fracciones más pequeñas en el proceso de sonificación.

Adicionalmente al uso del COI, podemos establecer relaciones entre el C de la fracción arcilla + limo (Carc+lim) con el C total (Ctot), para definir la posición de la unión del patrón particulado y el órgano-mineral mostrado en la Figura 2. Bajo diferentes argumentos, es esperado que esta relación sea estable para diferentes tipos de suelos, diferentes climas, diferentes usos del suelo, diferentes prácticas de manejo y diferentes mineralogías de los suelos.

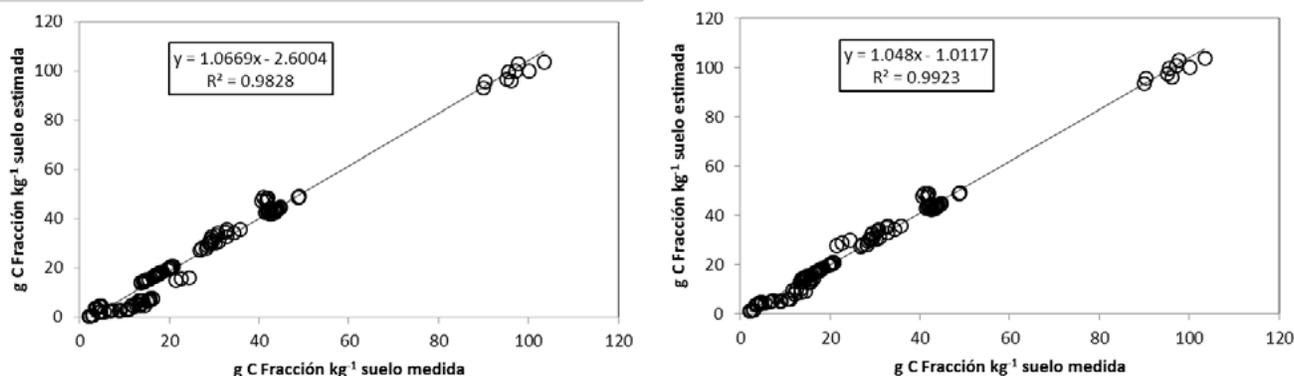


Figura 3. Ajuste experimental del modelo de distribución del C orgánico por fracciones físicas de los suelos, para energías de dispersión de $1,365 \text{ J ml}^{-1}$, a partir de la fracción arcilla. (a) $T_{\text{COI}} = 1.913$ y (b) T_{COI} optimizado.

Para los suelos descritos en Covalada *et al.* (2011) y Matus *et al.* (2011), la Figura 4 muestra la relación entre el COS de la fracción arcilla + limo y el total, donde se obtiene un ajuste experimental bueno. La relación fue forzada a pasar por el origen, dado que la constante aditiva es despreciable.

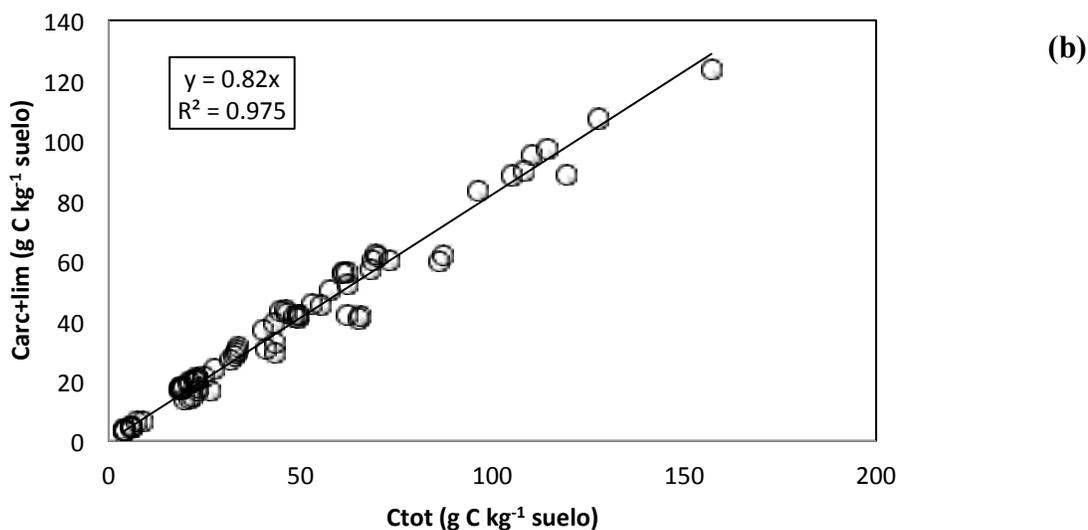


Figura 4. Relación entre Carc+lim y Ctot para suelos de México.

Para el caso de la relación entre Cmin y Ctot, la Figura 5 muestra esta relación para los mismos suelos de la Figura 4, donde también se obtiene un buen ajuste experimental.

Para ampliar la base de datos de fraccionamiento de los suelos en México, se consideró la técnica de fraccionamiento por densidades de Meijboom *et al.* (1995), donde se fracciona por densidad únicamente la fracción del suelo entre 2000 y 150 μm mediante un tamizado en húmedo previo. Esta

fracción (2000-150 μm) se suspende con agua obteniendo una fracción flotante (fracción ligera, compuesta por residuos vegetales) y una fracción sedimentada (fracción pesada, principalmente agregados, la parte mineral del suelo). De datos experimentales de Saynes *et al.* (2005) y Cuevas *et al.* (2103a), descritos en Cuevas *et al.* (2013b), la Figura 6 muestra la relación entre C_{min} (150 micras) y C_{tot} . El ajuste experimental es bueno y define otra relación con características universales que puede usarse para parametrizar el modelo de cinética lineal discutido en este trabajo.

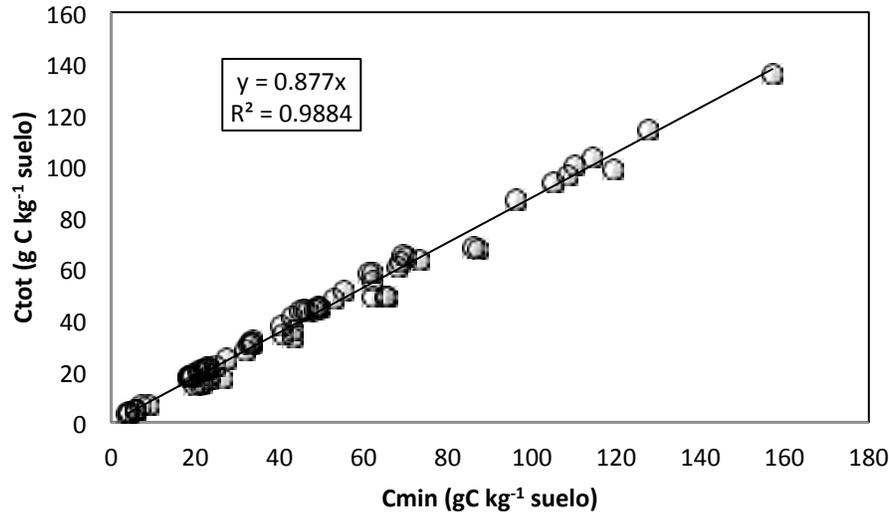


Figura 5. Relación entre C_{min} y C_{tot} para los mismos datos de la Figura 4.

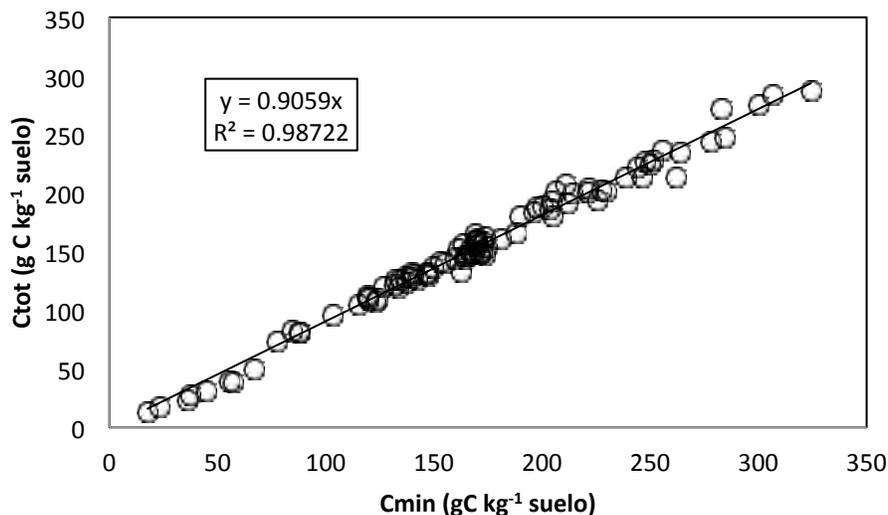


Figura 6. Relación entre C_{min} (150 micras) y C_{tot} para suelos mexicanos.

Bajo la consideración de que la diferencia entre las relaciones entre el C_{min} (50 micras) y C_{min} (150 micras) con el C_{tot} muestra diferencias del 3 %, Figuras 5 y 6, los datos de la Figura 5 fueron multiplicados por 0.97 para tener una estimación de C_{min} (50 micras). La Figura 7 muestra los resultados de la base de datos de la Figura 5 y la Figura 6 combinadas. La relación se mantiene con respecto a la Figura 5.

En forma similar a C_{min} , se estimó la conversión de C_{min} (150 micras) a $C_{arc+lim}$ de la Figura 6, para combinar los datos con los de la Figura 4. La Figura 8 muestra los resultados obtenidos en este proceso, donde la relación es similar a la Figura 4.

Los análisis mostrados plantean relaciones definidas por $\omega_{arc+lim} = 0.82$, $\omega_{min} = 0.88$ y $\omega_{150} = 0.91$. Estas relaciones pueden ser usadas para parametrizar el modelo de cinética lineal, tal como se discute en el siguiente apartado.

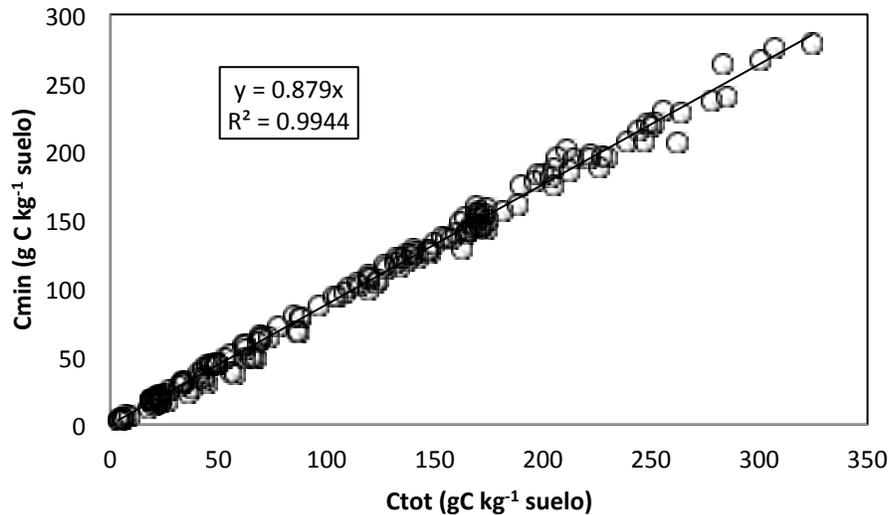


Figura 7. Relación entre C_{min} (50 micras) y C_{tot} combinando las bases de datos de la Figura 5 y 6.

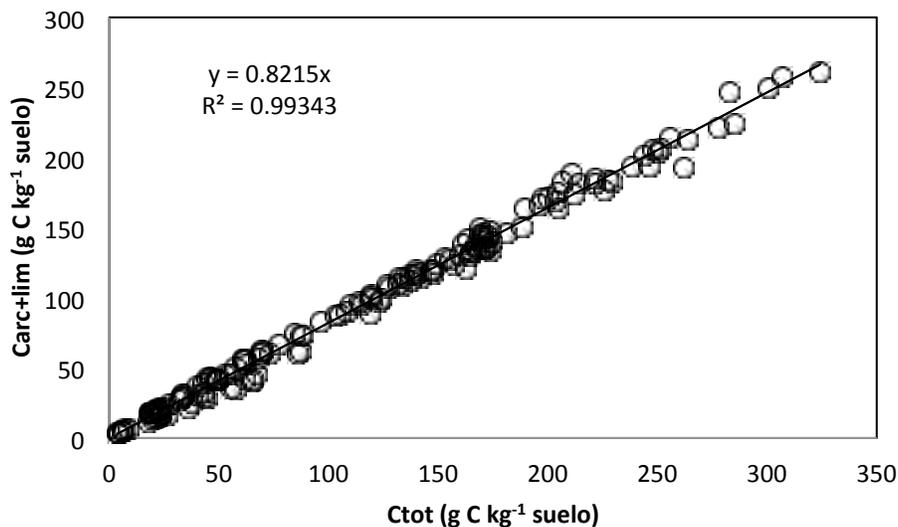


Figura 8. Relación entre $C_{arc+lim}$ y C_{tot} combinando las bases de datos de la Figura 4 y 6.

Parametrización simplificada del modelo de cinética lineal

En este apartado solo se considera el patrón de la Figura 1 (solo C órgano-mineral), por lo que se usara $\omega_{\text{arc+lim}} = 0.82$, $\omega_{\text{min}} = 0.88$ (total) para caracterizar la línea recta mostrada en la Figura. La Figura 9 muestra estos resultados, donde los casos mayores o iguales a $C_{\text{arc+lim}}$ se modelan adecuadamente, pero no la fracción arcilla, dado el error de ajustar la recta con valores de C de la fracción arcilla más limo y el total.

Una alternativa es utilizar la relación de la pendiente de la línea recta de la Figura 1 con respecto al C_{tot} ($C_{\text{min}} = 0.88 C_{\text{tot}}$), tal como se muestra en la Figura 10. Usando esta relación, además de C_{min} (asociada a $T = 1/2000$), podemos parametrizar el modelo. La Figura 11 muestra los resultados obtenidos, que son aceptables dadas las incertidumbres de los datos de insumo.

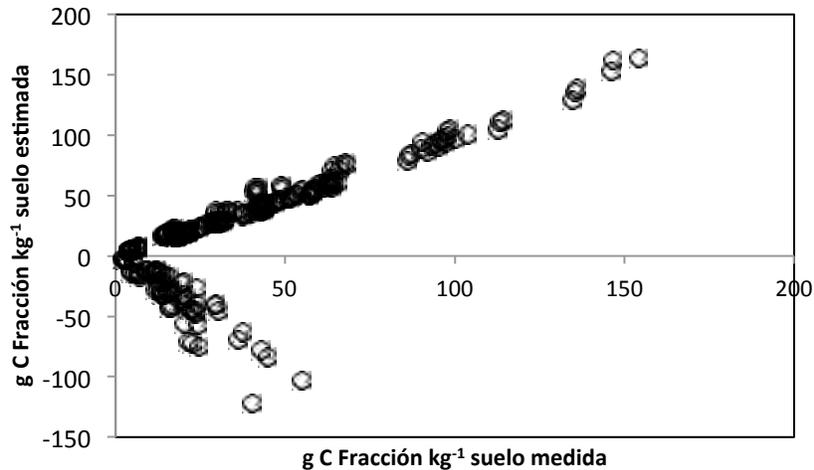


Figura 9. Resultados de la parametrización usando $\omega_{\text{arc+lim}} = 0.82$, $\omega_{\text{min}} = 0.88$.

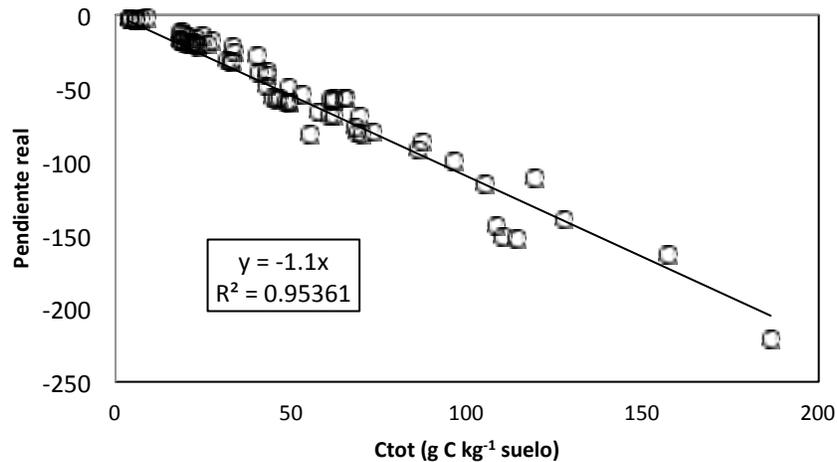


Figura 10. Relación entre el C_{tot} y la pendiente de la relación mostrada en la Figura 1.

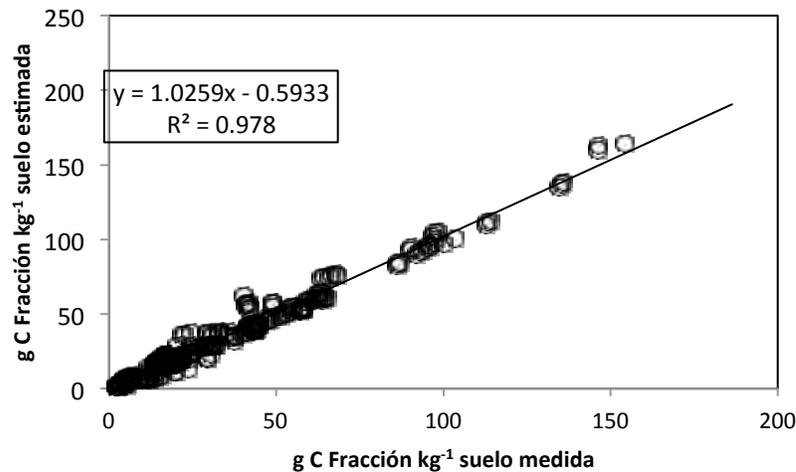


Figura 11. Resultados de la parametrización usando la relación de la Figura 10 y $\omega_{\min} = 0.88$.

Conclusiones

Los resultados presentados en este trabajo definen una vía para la parametrización simplificada del modelo de dinámica lineal simple presentado, por lo que es posible hacer operativo modelos de la dinámica del carbono orgánico de los suelos a partir de solo el conocimiento del carbono total.

Bibliografía

- Baez A., C. Hidalgo, F. Matus, C. Prat, J. Etchevers. 2011. Fraccionamiento y acumulación de carbono orgánico en tres suelos volcánicos degradados de México. In: J.A. Gallardo (Ed.). *Materia Orgánica Edáfica y Captura de Carbono en Sistemas Iberoamericanos*. Red POCAIBA. SiFyQA, Salamanca, España. pp: 61-79.
- Baldock J. A., J. O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31:697-710.
- Balesdent J. 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modeling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 47: 485-493.
- Balesdent J., E. Besnard, D. Arrouays, C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201:49-57.
- Buyanosky G. A., M. Aslam, G. H. Wagner. 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Science Society of American Journal* 58:1167-1173.
- Christensen B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20:1-90.
- Christensen B. T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: M.R. Carter, and B. A. Stewart (Eds.). *Advances in Soil Science. Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Lewis Publisher/CRC Press. Boca Raton, FL. pp: 97-165.
- Christensen B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52:345-353.
- Coleman K., S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. In: D. S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (Eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets*. Springer-Verlag. Berlin. Volume 38. pp. 237-246.
- Covaleda S., J. F. Gallardo, F. Garcia-Oliva, H. Kirchmann, C. Pratt, M. Bravo. 2011. Land-use effects on the distribution of soil organic carbon within particle-size fractions of volcanic soils in the Transmexican Volcanic Belt (Mexico). *Soil Use and Management* doi:10.1111/j.1475-2743.2011.00341.x.



- Cuevas R. M., C. Hidalgo, F. Payan, J.D. Etchevers, J. Campo. 2013a. Precipitation influences on active fractions of soil organic matter in seasonally dry tropical forests of the Yucatan: regional and seasonal patterns. *Eur. J. Forest Res.* Doi: 10.1007/s10342-013-0703-4.
- Cuevas R. M., V. Saynes, F. Paz. 2013b. Modelación de las fracciones de carbono en la materia orgánica del suelo separadas por diferencias en densidad. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (editores). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo.* Texcoco, Estado de México, México. pp. 180-189.
- Elliot E. T., T. K. Paustian. 1996. Modelling the measurable or measuring the modelable: a hierarchical approach to isolating meaningful soil organic fractionation. In: D.S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (Eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Long-Term Datasets. NATO ASI Series 1: Global Environment Change*, 38, Springer-Verlag, Heidelberg. pp. 161-179.
- Fallon P., P. Smith, K. Coleman, S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1207-1211.
- Fallon P., P. Smith, K. Coleman, S. Marshall. 2000. How important is inert organic matter for predictive soil carbon modelling using the Rothamsted carbon model?. *Soil Biology and Biochemistry* 32:443-436.
- Grace P. R., J. N. Ladd, G. P. Robertson, S. H. Gage. 2006. SOCRATES – A simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 38:1172-1176.
- Hidalgo C., F. Paz, J. Etchevers. 2013. Efecto de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas del suelo. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (editores). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo.* Texcoco, Estado de México, México. pp. 66-72.
- Matus F., C. Hidalgo, C. Monreal, I. Estrada, M. Fuentes, J. Etchevers. 2011. Land use impacts on physical-based soil organic matter fractions on three hillside ferrasols in Mexico. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:283-292.
- Meijboom F. W., J. Hassink, M. Van Noordwijk. 1995 Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions *Soil Biology and Biochemistry* 27:1109-1111.
- North P. F. 1976. Towards an absolute measurement of soil structural stability using ultrasound. *Journal of Soil Science* 27:451-459.
- Oorts K., B. Vanlauwe, S. Recous, R. Merckx. 2005. Redistribution of particulate organic matter during ultrasonic dispersion of.
- Parton W. J., J. W. B. Stewart, C. V. Cole. 1988. Dynamic of C, N, P and S in grassland soil: a model. *Biogeochemistry* 5:109-131.
- Paz F., S. Covalada, J. Etchevers. 2012a. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología.* Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 230-239.
- Paz F., S. Covalada, C. Hidalgo, J. Etchevers. 2013. Modelación de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas de los suelos usando solo el carbono orgánico total. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (editores). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo.* Texcoco, Estado de México, México. pp. 85-91.
- Paz F. C. Hidalgo, J. Etchevers. 2012b. Análisis y modelación de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico en los suelos por fracciones físicas. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología.* Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 240-247.
- Saynes V., C. Hidalgo, J. D. Etchevers, J. Campo. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology* 29: 282-289.
- Stewart C. E., A. F. Plante, K. Paustian K., R. C. Conant, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72:379-392.
- Zimmermann M., J. Leifeld, W. W. I. Schmidt M., P. Smith., J. Fuhrer. 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Sciences* 58:658-667.

1.38 Modelos de estados y transiciones (METs) compuestos para la modelación anual de la dinámica de carbono

Paz Fernando¹ y Covaleda Sara²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Estado de México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C., Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristóbal de las Casas, CP 29210, Chiapas, México.

Resumen

Los modelos de estados y transiciones (METs) elaborados para Chiapas, principalmente, hasta ahora consideraban, como primera aproximación, una dinámica entre “estados puros”; es decir, parten de un estado inicial en el año inicial que tras un determinado número de años se transforma en un estado final después de sufrir una transición a consecuencia de uno o varios factores (METs simples). Sin embargo, muchos estados iniciales evolucionan en el tiempo pasando por diferentes fases (agricultura, acahual, etc.) y hay sistemas productivos que incluyen prácticas de extracción parcial de biomasa (claras), por lo que, con el fin de considerar la dinámica anual de los estados iniciales de una manera más cercana a la realidad, se elaboraron METs compuestos que proyectan la información de carbono (y la económica) de cada estado hacia un horizonte temporal de 30 años. Para modelar la dinámica del carbono en términos anuales se utilizó un modelo de crecimiento sigmoide asimétrico simple que requiere de un solo parámetro para su ajuste, por lo que puede utilizarse en términos operacionales en los METs. Tanto para los METs simples como para los compuestos se realizaron varios ejercicios de análisis con el fin de estimar el carbono (total y de cada almacén).

Palabras clave: sistemas simples versus compuestos, acahuales, crecimiento vegetación, transiciones, modelo sigmoide asimétrico.

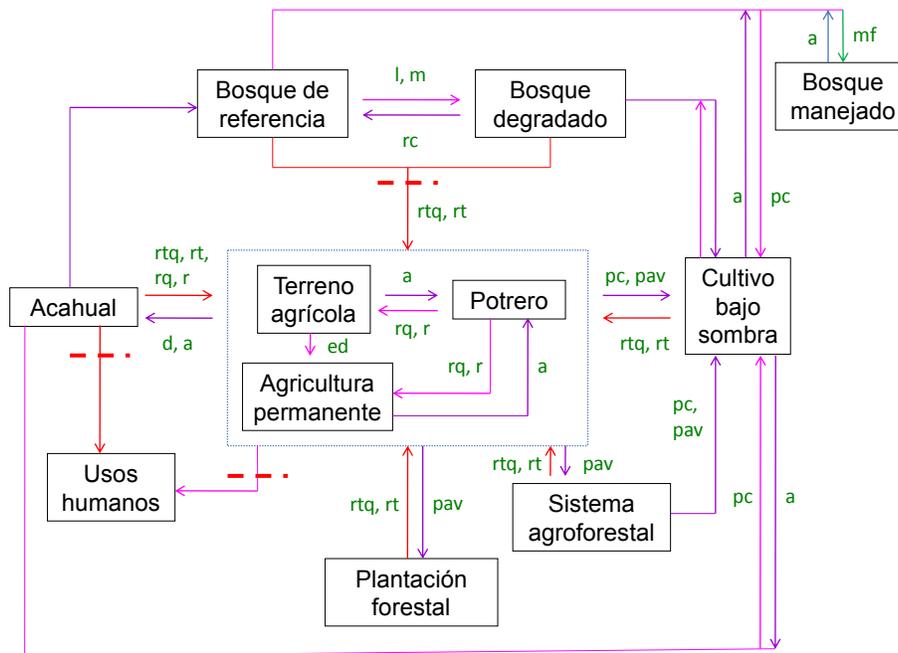
Introducción

Para entender la dinámica de uso del suelo en un área determinada (comunidad, municipio, región, etc.) se puede utilizar el marco conceptual de los Modelos de Estados y Transiciones o METS (Paz, 2009; Covaleda, 2010; Covaleda *et al.*, 2012a y b).

Los METs se pueden emplear identificando estados que representen diversos tipos de ecosistemas naturales y manejados (tipos de vegetación/usos del suelo) y, al tratarse de modelos conceptuales que se representan de manera esquemática, pueden constituirse en herramientas sencillas de toma de decisiones en cuanto al manejo de los recursos naturales a diferentes escalas.

Para Chiapas se ha elaborado un MET genérico simplificado que muestra las principales dinámicas de uso del suelo que se dan en el estado. Además, se han elaborado METs regionales, más detallados, que se presentan en el Anexo E de este informe. El modelo genérico (al igual que los regionales) parte de un bosque de referencia o bosque con perturbación mínima que, a consecuencia de varios procesos de transición (expresados por flechas, que indican la dirección del cambio), puede transformarse en otros estados (Figura 1), los cuales, a su vez, pueden ser objeto de nuevas transiciones.

En Chiapas, un bosque conservado puede sufrir transiciones a otros estados por procesos de degradación a causa de la transición provocada por la extracción continuada de leña o madera, principalmente (transformándose en bosques degradados), introducción de cultivos perennes o corta de la vegetación arbórea para la utilización del suelo con fines agrícolas o pecuarios.



Estados: Cuadros (tipos de vegetación/ usos del suelo); **Transiciones (letras verdes):** l: extracción de leña; m: extracción de madera; rc: recuperación; mf: manejo forestal; rtq: roza-tumba-quema; rt: roza-tumba; rq: roza-quema; r: roza; a: abandono; d: descanso; ed: eliminación del descanso; pc: plantación de café; pav: plantación de árboles de valor. **Dirección de la transición (flechas):** rojo: deforestación; rosa: degradación; morado: incremento de los almacenes de carbono; verde: manejo forestal sustentable; azul: conservación. **Umbrales:** Líneas rojas discontinuas

Figura 1. Modelo de estados y transiciones (MET) genérico para Chiapas. Fuente: Covalada, 2010.

El sistema de agricultura itinerante de roza-tumba-quema (y sus variantes), ampliamente utilizado en el estado, consiste en la tala de vegetación arbórea y/o roza de vegetación arbustiva y herbácea, que luego es quemada con el fin de limpiar terrenos para la producción agrícola o ganadera y para favorecer la incorporación de cenizas al suelo, mejorando la disponibilidad de nutrientes. También hay zonas donde únicamente se roza y tumba sin quemar. En estos sistemas el terreno es cultivado durante un periodo de años, dejando después la zona en descanso por un tiempo para que el suelo recupere su fertilidad y durante este tiempo la cobertura vegetal se va restableciendo en forma de acahual (herbáceo, arbustivo y arbóreo). Posteriormente el terreno puede volver a ser cultivado o utilizado como potrero o, si cesan los disturbios, por sucesión vegetal se recuperaría el bosque originario (pero modificado). El problema es que la presión por el uso de la tierra, derivada de la necesidad de producir alimentos, ha hecho que se acorten los periodos de descanso, llegando incluso a eliminarlo, no permitiendo una recuperación adecuada de la fertilidad edáfica para el nuevo ciclo de cultivo.

Por otra parte, la utilización de sistemas agroforestales o silvopastoriles, las plantaciones forestales y la implementación de sistemas agrícolas mejorados (como la labranza de conservación o el sistema de maíz intercalado con árboles frutales o MIAF) constituyen alternativas de producción más sustentable y con mejores opciones de captura de carbono. El gobierno del estado, por su parte, ha estado impulsando fuertemente en los últimos años las plantaciones de biocombustibles (palma de aceite y piñón), por lo que estos usos del suelo han sido también considerados en los modelos.

Modelación de la dinámica de la biomasa aérea viva – estados simples

Para modelar la dinámica del carbono en términos anuales, es necesario expandir el uso de los METs, ya que éstos solo aportan información del carbono para un estado inicial (C_i) y otro final (C_f), además del tiempo de paso (t_p) de uno a otro. Por ello, considerando la información disponible, se utilizó un modelo de crecimiento sigmoide asimétrico (Yin *et al.*, 2003), modelo beta, para caracterizar la dinámica anual del carbono en los METs:

$$C_t = C_i + (C_f - C_i) \left[1 + \frac{t_p - t}{t_p - t_m} \right] \left[\frac{t}{t_p} \right]^{t_p - t_m} \quad (1)$$

El parámetro t_m del modelo fue ajustado, después de varios análisis, como $t_m = t_p/ff$, donde ff es un factor de forma de la curva de crecimiento. Los valores para ff fueron, para la biomasa en degradación: $ff=3$; para la biomasa en regeneración: $ff=2$; para el suelo en degradación: $ff=20$; y, para el suelo en regeneración: $ff=1.5$. La Figura 2 muestra ejemplos de la parametrización empleada.

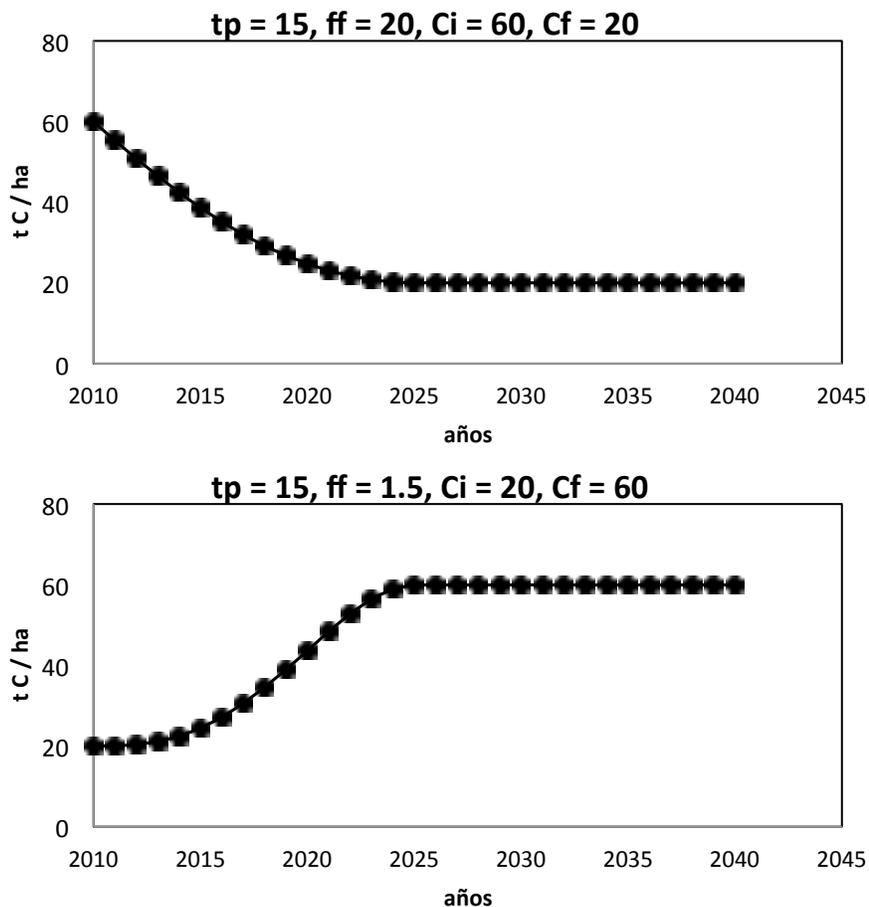


Figura 2. Ejemplos de la parametrización del modelo sigmoide asimétrico usado.

El modelo es bastante simple, ya que requiere de un solo parámetro para su ajuste, por lo que puede utilizarse en términos operacionales en los METs. En el caso de la etapa post-madura de la biomasa aérea, se consideró que permanece constante.

Modelación de la dinámica de la biomasa aérea viva – estados compuestos

El modelo presentado en el apartado anterior muestra la dinámica entre “estados puros”; es decir, se parte de un estado inicial en el año 1 que tras un determinado número de años se ha transformado en otro estado tras sufrir una transición a consecuencia de uno o varios factores. Sin embargo, si se considera una dinámica temporal continua, un estado inicial puede evolucionar en el tiempo pasando por diferentes fases, por ejemplo: una milpa de agricultura itinerante puede cultivarse durante 4 años, tras lo cual se abandona y se transforma en un acahual herbáceo que evoluciona a arbustivo y arbóreo. Otros estados, por el contrario, en ausencia de perturbación permanecerían estables en el tiempo, como los bosques de referencia. Por esta razón y con el fin de poder ligar la información de carbono contenida en los METs con la información económica-financiera asociada a los estados proyectada a 30 años y poder modelar conjuntamente la dinámica de carbono y la económica, se elaboraron METs compuestos que permiten conocer la evolución de los estados iniciales considerados en cada región. El Cuadro 1 muestra un ejemplo de un MET compuesto, que fue usado en el análisis económico-financiero.

Cuadro 1. MET compuesto para la región Selva Zoque

EDO_Año0	EDO_INI_C	EDO_Año1	EDO_Año2	EDO_Año3	EDO_Año4	EDO_Año5	EDO_Año6	EDO_Año7	EDO_Año8	EDO_Año9
Aa-troph	AA-troph	Ah-troph	Aa-troph	Aa-troph	Aa-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph
Aa-troph	AM-troph	Ah-troph	Aa-troph	Aa-troph	Aa-troph	AM-troph	AM-troph	AM-troph	AM-troph	AM-troph
Aa-troph	AM-troph-NMA	Ah-troph	Aa-troph	Aa-troph	Aa-troph	AM-troph	AM-troph	AM-troph	AM-troph-NMA	AM-troph-NMA
Ah-troph	Aa-troph	Aa-troph	Aa-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph
AI-MF-troph	Ah-troph	Aa-troph	Aa-troph	Aa-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph	AA-troph
Ah-troph	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop
AA-troph	AI-MF-troph	AI-MF-troph	AI-MF-troph	AI-MF-troph	AI-MF-troph	Ah-troph	Aa-troph	Aa-troph	Aa-troph	AA-troph
Ah-troph	AP-MF	AP-MF	AP-MF	AP-MF	AP-MF	AP-MF	AP-MF	AP-MF	AP-MF	AP-MF
AA-troph	ATA-MF-troph	ATA-MF-troph	ATA-MF-troph	ATA-MF-troph	ATA-MF-troph	Ah-troph	Aa-troph	Aa-troph	Aa-troph	AA-troph
AP-MF	MIAF-limon	MIAF-limon	MIAF-limon	MIAF-limon	MIAF-limon	MIAF-limon	MIAF-limon	MIAF-limon	MIAF-limon	MIAF-limon
AP-MF	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC
AP-MF	Ty-trop	Ty-trop	Ty-trop	Ty-trop	Ty-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop	PFo-trop

Usando el esquema de los METs de la Figura 1, el modelo beta puede ser puesto como:

$$C_t = C_i + (C_f - C_i) \left(1 + \frac{t_f - t}{t_f(1 - f_i)} \right) \left(\frac{t - t_i}{t_f - t_i} \right)^{\frac{t_f - t_i}{t_f(1 - f_i)}}, \quad 0 \leq t \leq t_p \quad (2)$$

$$C = C_f, \quad t > t_p$$

donde t_i es el tiempo de inicio de la transición y tiempo final $t_f = t_i + t_p$. Las restricciones de la ecuación (60) son: $C_f > C_i$ y $t_i \leq f_i t_f < t_f$ ó $0 \leq f_i < 1$.

La parametrización definida por la ecuación (2) permite el seguimiento temporal de actividades o METs compuestos. Por ejemplo, en la Figura 3 se simuló el comportamiento del sistema acahual-milpa, usando un proceso de regeneración del bosque (selva) con $B_i = 0$, $B_f = 100$ ($B =$ biomasa aérea viva, $B = C$ en la relación 2), $t_i = 0$, $t_p = 20$, $f_i = 0.6$. Se parte que el bosque fue cortado (roza y tumba) totalmente en el año 0 y se regeneró hasta el año 10, donde fue cortado para sembrar una milpa de maíz; la cual fue mantenida por 4 años (año 14) y en el año 15 se restableció el acahual que fue mantenido por 15 años y después se volvió a convertir a milpa (año 31) y permaneció así por 4 años, para ser abandonada finalmente (año 35), permitiendo que la vegetación se regenerara a su condición inicial después de 20 años (año 54).

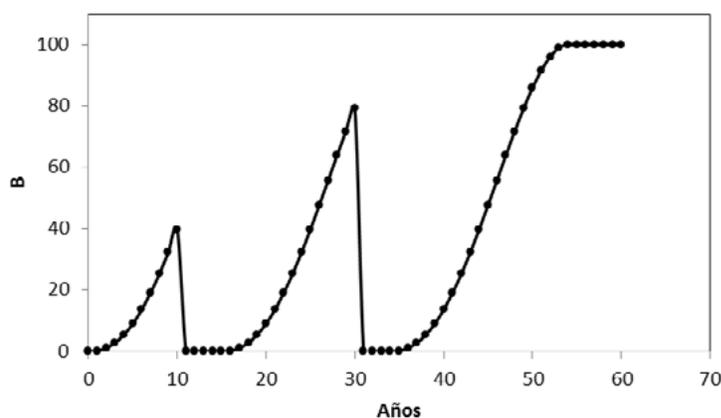


Figura 3. Secuencia de regeneración de bosque-milpa-achahual-milpa-bosque secundario.

Otro ejemplo está mostrado en la Figura 4, mismos parámetros del bosque como en la Figura 3. El proceso inició en el año 0 cuando el bosque tenía una biomasa de 50 y se dejó crecer por 10 años (biomasa = 69.9) y en el año 11 se realizó una extracción de biomasa del 20 %, en el año 12 una del 10 % y finalmente en el año 13 se extrajo 10 adicional (todas las extracciones con referencia a la biomasa en el año 10). A partir del año 14, el bosque fue dejado para regenerarse por 20 años (año 33) y después fue cortado totalmente para establecer una milpa que duró 7 años, para finalmente abandonarla en el año 41 para que el bosque se regenerara y pasara a bosque secundario.

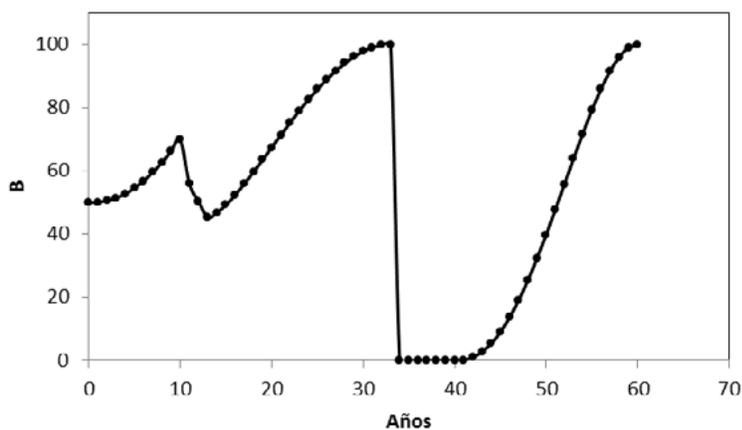


Figura 4. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achahual-milpa-bosque secundario.

El caso de la Figura 4 tiene el problema de que al usarse la ecuación (60) en forma directa, se supone que la biomasa inicial (B_i) en cualquier tiempo del crecimiento está en estado estacionario. Para evitar esta situación, es necesario reajustar los tiempos iniciales (t_i) para que reflejen el estado previo del crecimiento. Así, para el año 0 el tiempo asociado a $B = 50$ es 11.3 años y para $B = 64.8$ (remanente después de las extracciones – después del ajuste al crecimiento inicial antes de las extracciones) es 13.1 años. La Figura 5 muestra los resultados después de los ajustes mencionados.

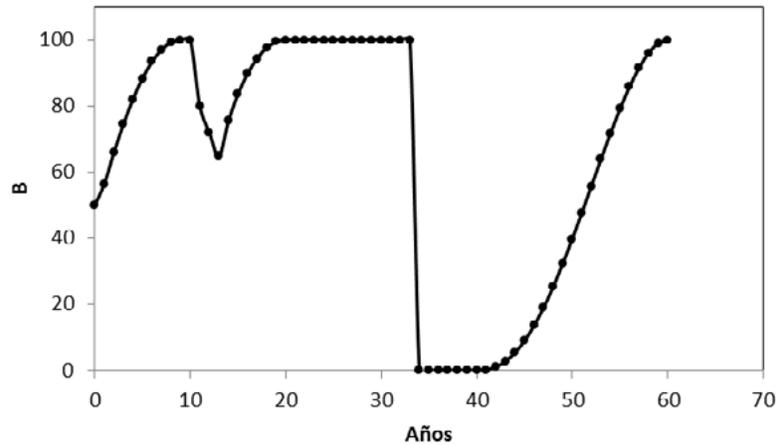


Figura 5. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achahual-milpa-bosque secundario, con ajustes en los inicios del crecimiento.

El problema de los ajustes se resuelve fácilmente si se considera como requisito en la parametrización del modelo, además de la definición del estado inicial, el saber cuánto tiempo ha estado en ese estado. Este tiempo de permanencia en el estado inicial previo a la transición al estado final define t_i y con este valor se estima B_i en el año 0. Así, bajo esta consideración tenemos que $t_f = t_p$ en la ecuación (2).

Conclusiones

La modelación de la dinámica de la biomasa aérea viva de modelos simples o compuestos de los METs ha sido aproximada usando el modelo beta con diferentes parametrizaciones para aproximar las diferentes transiciones, y usos extractivos, asociados a cambios de actividades. La propuesta de modelación es simple y operativa.

Bibliografía

- Covaleda S. 2010. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono en las principales regiones de Chiapas. Reporte de estancia postdoctoral en El Colegio de la Frontera Sur y el Colegio de Postgraduados. S.C.L.C., Chiapas. 61 p. + anexos
- Covaleda S., F. Paz, B. de Jong. 2012a. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 356-363.
- Covaleda S., F. Paz, B. de Jong. 2012b. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 773-739.
- Paz F. 2009. Proyecto piloto “Una REDD para Chiapas” (bases metodológicas y estrategias de implementación), Borrador 0.5, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Documento no publicado.
- Paz F. (Coordinador). 2012. Estudio de factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas- Informe preparado para Conservation International México. Programa Mexicano del Carbono. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 148 p. + Anexos.

Yin X., J. Goudriaan, E. A. Lantinga, J. Vos, H. J. Spiertz. 2003. A flexible sigmoid function of determinate growth. *Annals of Botany* 91:361-371.



1.39 Acoplamiento de la dinámica de distribución del carbono y nitrógeno por fracciones físicas en los suelos y su modelación

Paz Fernando¹; Hidalgo Claudia² y Etchevers Jorge²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, 56230, México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, 56230, México.

Resumen

El contenido del nitrógeno (N) de los suelos es una variable crítica para el crecimiento de la vegetación e impone restricciones en la dinámica del carbono orgánico de los suelos (COS) y su distribución. En este contexto, bajo la hipótesis de acoplamiento de las dinámicas del N y la del COS, es esperado que los modelos de distribución del carbono por fracciones físicas sean aplicables al nitrógeno. En este trabajo se utiliza un modelo general de distribución del carbono orgánico por fracciones físicas de los suelos asociadas a un proceso de fragmentación completa de los mismos usando la técnica de sonificación. Usando una base de datos de fraccionamiento físico de diferentes suelos y usos del suelo analizada previamente para validar el modelo del COS, se presenta evidencia experimental para la expansión del modelo al caso del N, con resultados similares o mejores. Adicionalmente se discute la dinámica acoplada de la relación CxN y se pone en contexto el uso enfoques empíricos de calibración de almacenes virtuales de modelos dinámicos de la COS clásicos (cinéticas lineales), enfatizando limitaciones de esta estrategia.

Palabras clave: fraccionamiento físico, tamaño de partículas, partículas órgano-minerales, balance de masas, calibración empírica

Introducción

La descomposición del mantillo, como ingreso de materia orgánica al suelo, está fuertemente controlada por el clima y la calidad (carbono y nitrógeno, principalmente) de éste (Melillo *et al.*, 1982; Heal *et al.*, 1997; Cleveland *et al.*, 2006). Al incrementarse el nitrógeno (N) en el mantillo, incrementando su calidad, éste se vuelve un agente modulador de la descomposición (Knorr *et al.*, 2005). De esta discusión, resulta importante caracterizar (modelar) el comportamiento del N orgánico y su relación con el carbono orgánica del suelo (COS). Para aproximar esta caracterización, en este trabajo se parte de un modelo de distribución del COS por fracciones físicas (Paz *et al.*, 2012a y b, 2013). El modelo de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas del suelo para los complejos órgano-minerales plantea la dispersión completa del suelo y sin problemas de contaminación. La dispersión del suelo en partículas primarias órgano-minerales y de materia orgánica particulada (MOI) usando ultrasonido ha sido ampliamente para el fraccionamiento físico del carbono (C) en los suelos (North, 1976; Christensen, 1992). Uno de los problemas de la dispersión del carbono orgánico total por fracciones órgano-minerales y particuladas es la contaminación de las fracciones menores (Baldock y Skjemstad, 2000; Balesdent *et al.*, 1998). En el caso de la fracción arcilla, la inclusión de la materia orgánica particulada y de partículas de limo y microagregados puede ser importante y ocasionar patrones erráticos en el modelo propuesto por Paz *et al.* (2012a y b, 2103). La combinación de fracciones órgano-minerales y particuladas (suelo mineral y no suelo mineral, respectivamente) presenta tasas de descomposición dependientes de condiciones locales (incorporación

de residuos vegetales que se convierten en materia orgánica particulada) (Christensen, 1996), por lo que resulta más complejo caracterizarlas.

Paz *et al.* (2012a y b, 2013), partiendo de una cinética lineal del carbono en los suelos de acuerdo con los planteamientos de Stewart *et al.* (2008), que establecieron una relación entre el carbono, C_f , de la fracción (física) f del suelo en relación al C total (C_t):

$$\omega_f = \frac{C_f}{C_t} \quad (1)$$

donde ω_f es la fracción de carbono en relación al total, plantearon un modelo de la distribución del carbono por fracciones físicas del suelo:

$$C_f = C_t - C_t(1 - \omega_m) \left(\frac{T_m}{T_f} \right) \quad (2)$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo; ω_m es la fracción de asociada al tamaño mínimo de las partículas, T_m , considerado; el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$).

El modelo de distribución de C por fracciones físicas es extendido en los apartados siguientes para su uso para el N orgánico del suelo (NOS), así como la relación entre C y N.

Materiales y métodos

Para analizar la validación del modelo se revisó un caso estudio de suelos Ferrasoles en las regiones Mixe, Cuicateca y Mazateca de Oaxaca, México, con tratamientos de cultivos tradicionales de maíz o frijol y bosques en regeneración como contraste a los cultivos. Matus *et al.* (2011) describen los sitios y procesos realizados para muestreo y laboratorio. El Cuadro 1 muestra la localización y características de los sitios de Oaxaca.

Cuadro 1. Localización y características de los sitios en Oaxaca

SITIOS	LATITUD N	LONGITUD O	ALTITUD (msnm)	Prec. Media (mm)	Temp. Media (°C)	Uso del Suelo ^a
Cuicateca	17°50'20"	96°51'55"	2,180	700	19	CC (<30), BQ (40) ^b
Mazateca	18°08'57"	96°05'30"	1,689	2,000	22	CC (60), BL (40)
Mixe	17°00'45"	95°54'10"	1,422	1,500	22	CC (9), BP (40)

^a CC = cultivo convencional de maíz y frijol; BQ = bosque de encino; BP = bosque de pino, BL = bosque de liquidámbar

^b Los números entre paréntesis se refieren a los años de cultivo o al segundo crecimiento del bosque después de su abandono a partir de un sistema agrícola.

Resultados

Usando solo la referencia de carbono orgánico total del suelo; la parte asociada a los complejos órgano-minerales, sin considerar la parte particulada, la Figura 1 muestra el ajuste de experimental del modelo de la relación (2) para los suelos de Oaxaca. El ajuste del modelo a los datos experimentales es bueno.

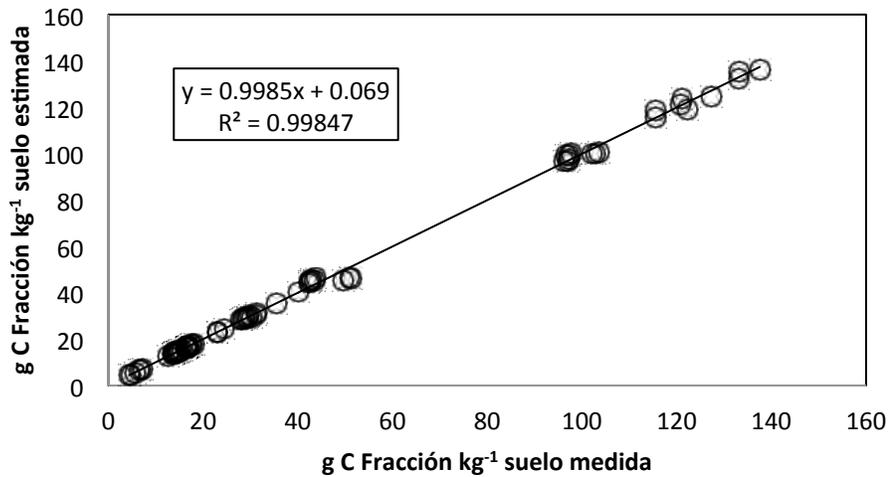


Figura 1. Ajuste del modelo de distribución de COS por fracción física.

En el caso del NOS, la Figura 2 muestra el ajuste del modelo, donde los resultados muestran un buen ajuste, mejor que el caso del COS.

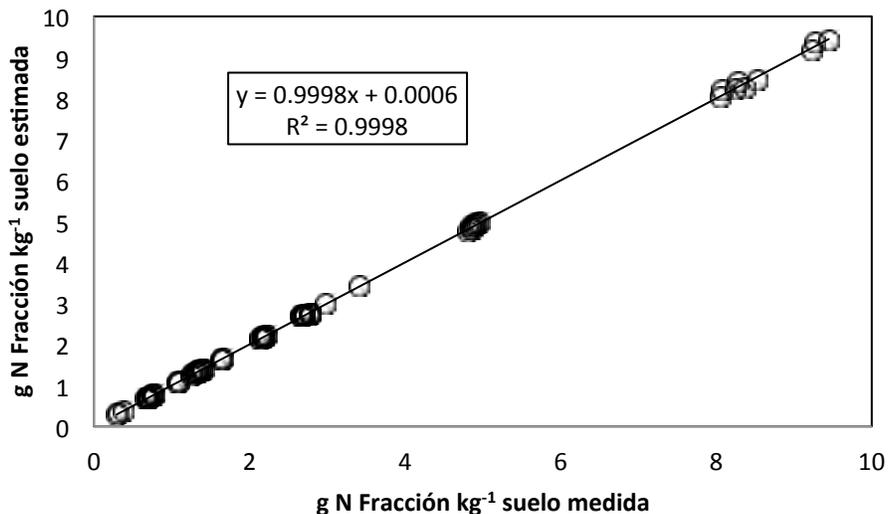


Figura 2. Ajuste del modelo de distribución de NOS por fracción física.

Para analizar la relación entre el C y N, generalmente se utiliza la razón C/N. Esta razón plantea problemas en su modelación, ya que pueden presentarse casos donde la relación (2) no es válida y es dependiente del patrón específico de distribución de C y N en las fracciones. Una solución a esta situación es usar CxN, la cual no tiene los problemas asociados a C/N.

La Figura 3 muestra el resultado de la aplicación del modelo a CxN, donde los resultados muestran buenos ajuste estadísticos.

En lo general, la aplicación del modelo del COS al NOS y la relación CxN muestra buenos resultados, acoplando así dos dinámicas del ciclo biogeoquímico.

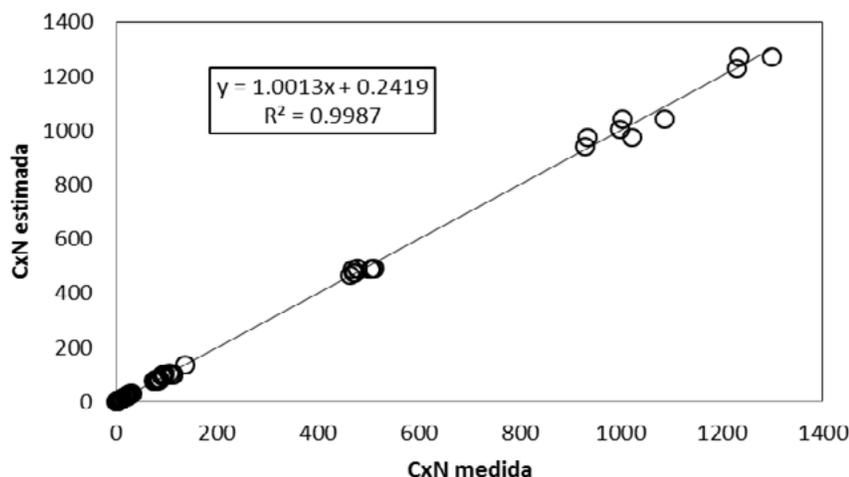


Figura 3. Ajuste del modelo de distribución de CxN por fracción física.

Carbono orgánico inerte

En el modelo RothC (Coleman y Jenkinson, 1996), uno de sus reservorios más críticos es el carbono orgánico inerte (COI) que tiene tiempos medios de residencia mayores de 50,000 años. Este modelo aproxima el COI usando una relación derivada por Fallon *et al.* (1998):

$$COI = 0.049C_t^{1.139} \quad (3)$$

La ecuación (3) puede representarse de acuerdo al modelo desarrollado como:

$$COI = \omega_{COI} C_t \quad (4)$$

Paz *et al.* (2013) parametrizaron el modelo con $\omega_m = \omega_{COI} = 0.117$ y $T_m = T_{COI} = 1.913 \mu\text{m}$. Por otro lado, dejando fija $\omega_m = \omega_{COI} = 0.117$, Hidalgo *et al.* (2013) estimaron el tamaño de partícula asociada a esta fracción usando un proceso de minimización del error cuadrático de estimación. Una forma alternativa de estimar el COI es analizando cronosecuencias de degradación. En esta perspectiva, la Figura 4 muestra una cronosecuencia de bosque a maíz (Balesdent *et al.*, 1998), con la distribución del COS en función de los tamaños de las fracciones físicas de los suelos.

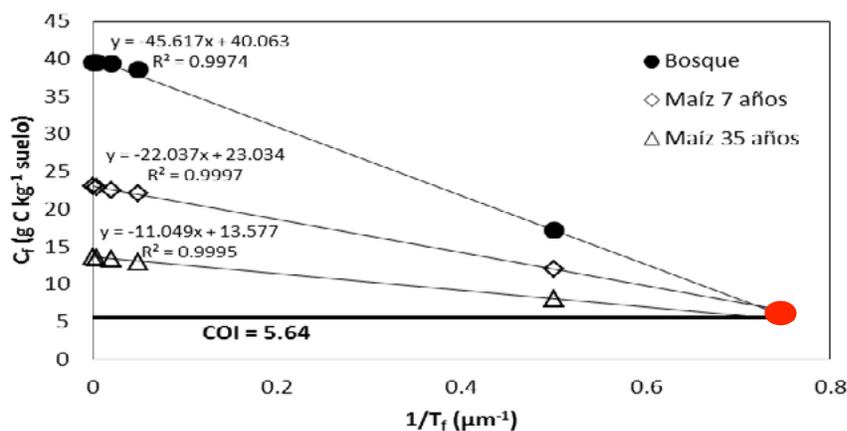


Figura 4. Distribución del COS órgano-mineral en una cronosecuencia de bosque a maíz.

Partiendo de la propiedad de que un conjunto de líneas rectas ($Y = a + bX$) que se intersectan en un punto en común, la relación entre los parámetros a y b define una línea recta. Así, en la Figura 5 se muestra la relación entre b y a de las líneas rectas ajustadas a los patrones de la Figura 4. La recta generada muestra una intersección igual a al valor de C del punto de intersección (5.64) y la pendiente es el valor $1/T$ asociado ($T = 1.32$).

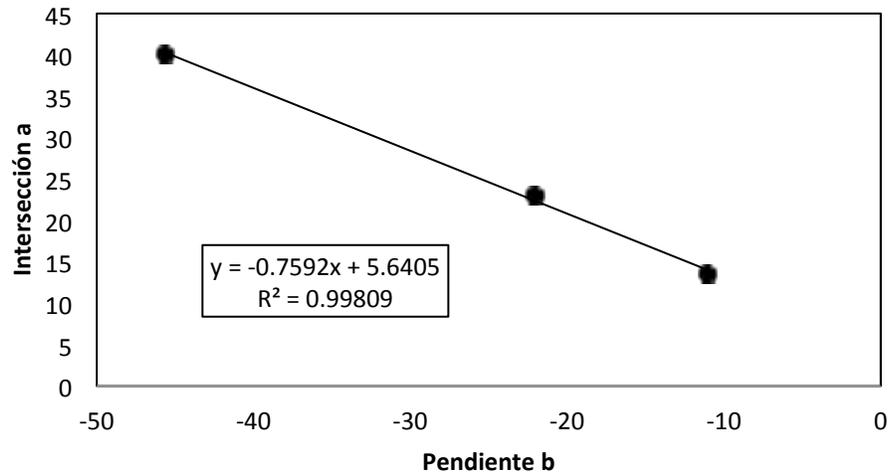


Figura 5. Relación entre los parámetros b y a de las líneas rectas de la Figura 4.

La hipótesis planteada es que el C asociado a la intersección de las líneas rectas define al COI (= 5.64), con su tamaño de partícula asociado (= 1.32). Considerando que C total (particulado y orgánico-mineral) del ejemplo analizado es $56.61 \text{ g C kg}^{-1}$ suelo, tenemos que $\omega_{\text{COI}} = 0.10$, muy cercano al valor de 0.117 definido por Paz *et al.* (2013).

Para el caso de Oaxaca analizado, la Figura 6 muestra el patrón de distribución del COS por fracciones físicas para un bosque de referencia y un uso agrícola (labranza).

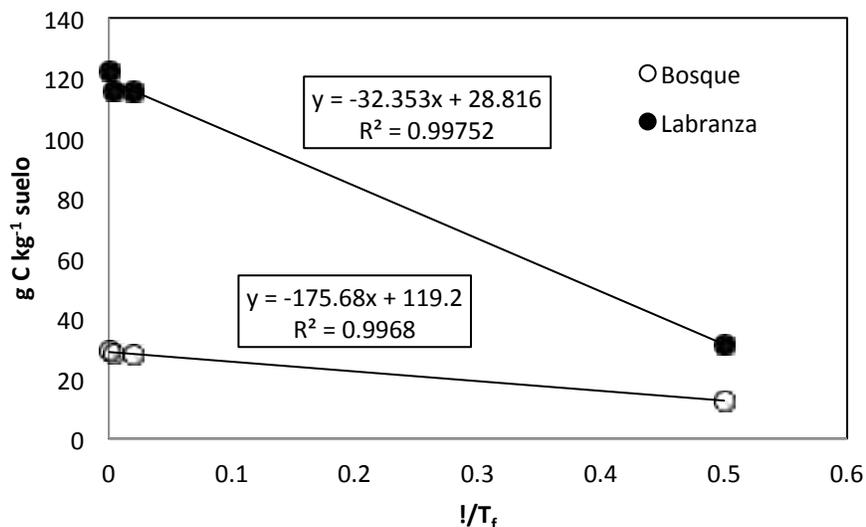


Figura 6. Patrón de distribución del COS por fracciones físicas para el caso de Oaxaca.

El COI estimado de la Figura 6 es 8.64, con un tamaño de partícula de 1.6 micras. Estos valores son congruentes con las estimaciones de Paz *et al.* (2013) y de la cronosecuencias bosque-maíz analizada, particularmente si se considera que se usó un par de usos o fechas. De acuerdo a la Figura 7, el concepto de estimación de NOI (nitrógeno orgánico inerte) y CNOI (CxN orgánico inerte) sigue los mismos pasos que para el COI.

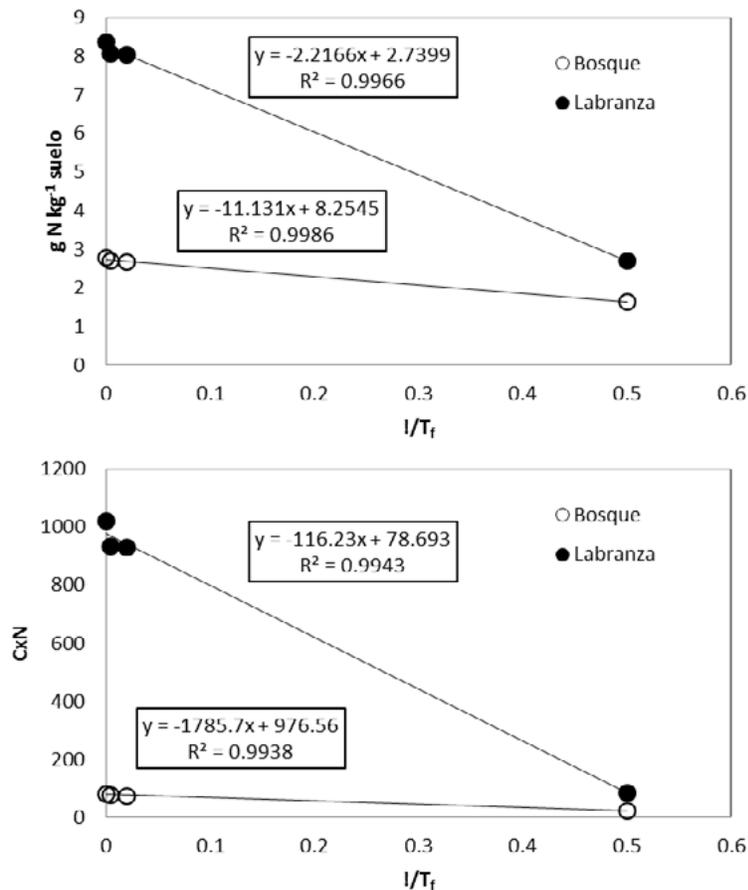


Figura 7. Patrón de distribución del NOS y CxN por fracciones físicas para el caso de Oaxaca.

Conclusiones

Los desarrollos mostrados en este trabajo permiten extender el modelo de la distribución del COS por fracciones físicas al caso de N y CxN. Adicionalmente, la metodología planteada permite realizar estimaciones de C, N y CxN inerte en los suelos, para estimar el potencial de captura asociado a los usos actuales del suelo.

Bibliografía

- Baldock J. A., J. O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31:697-710.
- Balesdent J. 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modeling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 47:485-493.



- Balesdent J., E. Besnard, D. Arrouays, C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201:49-57.
- Christensen B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20:1-90.
- Christensen B. T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: M.R. Carter, and B. A. Stewart (Eds.). *Advances in Soil Science. Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Lewis Publisher/CRC Press. Boca Raton, Fl. pp. 97-165.
- Cleveland C. C., S. C. Reed, A. R. Townsend. 2006. Nutrient regulation of organic matter decomposition in a tropical rain forest. *Ecology* 87:492-503.
- Coleman K., S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. In: D. S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (Eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets*. Springer-Verlag. Berlin. Volume 38. pp. 237-246.
- Fallon P., P. Smith, K. Coleman, S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1207-1211.
- Heal, O.W., J. M. Anderson, M. J. Swift. 1997. Plant litter quality and decomposition. An application to soils of humid tropics. *Biotropica* 25:130-150.
- Hidalgo C., F. Paz, J. Etchevers. 2013. Efecto de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas del suelo. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (editores). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. pp. 66-72.
- Knorr M., S. D. Frey, P. S. Curtis. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. *Ecology* 86:3252-3257.
- Matus F., C. Hidalgo, C. Monreal, I. Estrada, M. Fuentes, J. Etchevers. 2011. Land use impacts on physical-based soil organic matter fractions on three hillside ferrasols in Mexico. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:283-292.
- Melillo J. M., J. D. Aber, J. F. Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63:621-630.
- North P. F. 1976. Towards an absolute measurement of soil structural stability usning ultrasound. *Journal of Soil Science* 27:451-459.
- Paz F., S. Covalada, J. Etchevers. 2012a. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 230-239.
- Paz F., S. Covalada, C. Hidalgo, J. Etchevers. 2013. Modelación de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas de los suelos usando solo el carbono orgánico total. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (editores). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. pp. 85-91.
- Paz F., C. Hidalgo, J. Etchevers. 2012b. Análisis y modelación de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico en los suelos por fracciones físicas. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 240-247.
- Stewart C. E., A. F. Plante, K. Paustian K., R. C. Conant, J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72:379-392.



2

Ecosistemas Acuáticos

2.1 Diversity and C storage in a submerged aquatic vegetation community of a coastal lagoon environment

Ramírez-Ramírez Javier¹; Medina-Gómez Israel² and Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Km 6 Carretera antigua a Progreso, CP. 97310 AP. 73, Mérida, Yucatán México, Cordemex. Autor para correspondencia: jramirez@mda.cinvestav.mx

²Laboratorio de Oceanografía y Procesos Costeros, UAS Facultad de Ciencias, UNAM-Campus Sisal, Yucatán, México.

Abstract

Celestun Lagoon (CL) is a shallow, tropical coastal lagoon influenced by groundwater discharges and karst geology in the eastern Yucatan Peninsula. The objective of this study was to identify the seasonal and spatial changes of macrophyte species composition and standing crop, as C_{org} reservoir in CL. Seasonal field samplings were carried out during 2005 to collect both environmental and biological variables on submerged aquatic vegetation (SAV) stands at ten sampling stations along the system. Groundwater supply and nutrient input controlled the seasonal variability of macrophyte abundance, whereas hydrodynamics was the main driver influencing the SAV development in the inlet zone. Macrophyte biomass (2.01 Mg C ha⁻¹) and specific richness peaked during the northern cold fronts season (nortes). Green algae *Chara fibrosa* and brackish grass *Ruppia maritima* maximum growth in wet season responded to high nitrate concentrations and low average salinity in the system. However, a relatively less diversity during rainy season lead to a lower overall biomass (1.30 Mg C ha⁻¹) than that observed during nortes. The highly dynamic physical setting prevailing throughout the lagoon induced a significant SAV diversity and biomass co-variation and thus, in the C-storage capacity by this system.

Key words: organic carbon, biomass, seagrasses, Celestun, Yucatan Peninsula.

Resumen

La laguna costera Celestún (LC), un sistema somero y tropical, está influenciado por descargas de agua subterránea y la geología cárstica de Yucatán. El objetivo de este estudio fue identificar los cambios estacionales y espaciales tanto en la composición específica de los macrófitos como en su biomasa, como reservorio de C orgánico en LC. Se realizaron muestreos estacionales durante 2005 a fin de coleccionar información de variables ambientales y vegetación acuática sumergida (VAS) en diez estaciones de muestreo a lo largo del sistema. El aporte de agua subterránea y nutrientes controlaron la variabilidad estacional de la abundancia de macrófitos, mientras que la hidrodinámica influyó mediante la turbidez y estrés mecánico sobre las hojas en el desarrollo de la VAS en la boca lagunar. La mayor biomasa (2.01 Mg C ha⁻¹) y diversidad biológica de la comunidad de macrófitos correspondió a la temporada de *nortes*. El desarrollo significativo del alga *Chara fibrosa* y el pasto *Ruppia maritima* en época de lluvias está explicado por la alta concentración de nitrato y disminución de la salinidad media del sistema. Sin embargo, la menor diversidad condujo a un nivel de biomasa inferior en lluvias (1.30 Mg C ha⁻¹) que el observado en *nortes*. El contexto fisico-ambiental altamente dinámico en LC indujo la co-variación de diversidad biológica y biomasa en la comunidad de VAS y por lo tanto en la capacidad de este sistema para almacenar C.

Palabras clave: carbono orgánico, biomasa, pastos marinos, Celestún, Península de Yucatán.

Introduction

Tropical marine ecosystems including shallow bays and coastal lagoons show numerous time-varying spatial gradients (e.g., salinity, turbidity, nutrients) as a result of their multiple open boundaries with both terrestrial and adjacent marine environments. The set of forcing functions influencing these ecosystems includes tidal currents, wind stress, freshwater discharges, and water level variability, among others. This pervasive fluctuating ambient favors both high habitat diversity and production in coastal lagoons, accounted by a variety of primary producers.

Within the primary production sub-system, the submerged aquatic vegetation (SAV) constitutes a prominent biological community in coastal lagoons, representing a critical habitat (e.g., ontogenetic and nursery) for a variety of fauna (e.g., macrobenthic invertebrates, epifauna, nekton; Hovel and Lipcius, 2002) providing substrata for the attachment of diverse microalgal communities (i.e., epiphytes; Whalen *et al.*, 2013), and feeding grounds for waterfowl (Arengo and Baldassarre, 2002).

Since direct consumption on SAV tissue is relatively limited, detritus rather than grazing constitutes the main pathway in trophic web of coastal lagoons (Manini *et al.*, 2003). As a consequence, macrophyte's organic production is prone to accumulate in these semi-enclosed ecosystems and depending on the interplay among a number of fluxes (e.g., C supply and export, net ecosystem productivity and remineralization, along with burial rate; Tokoro *et al.*, 2014), sequestered over millennia (Suzuki *et al.*, 2003; Fourqurean *et al.*, 2012).

In the wake of predicted increasing global greenhouse gas emissions, there is a wide concern for reducing CO₂ fluxes to mitigate global warming trends (Russell *et al.*, 2013). In consequence, assessment of the sources of variation in SAV diversity and total biomass (i.e., aboveground and belowground) provides insights not only on the net ecosystem production of coastal ecosystems, but also on the carbon storage capability by these communities (Macreadie *et al.*, 2014).

Moreover, changes in SAV species composition and biomass decline may provide early warnings about environmental health deterioration and allow attaining suitable management, and/or remediation procedures to avoid biodiversity loss and endanger the ecological integrity of the whole system. The relevance to address such topics stems from the fact that high SAV vulnerability to human-driven water quality changes and mechanical damage is leading to an accelerated loss rate of these habitats worldwide (Orth *et al.*, 2006).

Celestun Lagoon (CL) is a small (28 km²), shallow (0.5-3.0 m depth range) coastal lagoon placed at the western side of the Yucatan Peninsula (YP) and communicated with the SE Gulf of Mexico through a single 410 m-wide inlet (20° 45' N, 90° 15' W; Figure 1). CL shows no major bathymetric features, with a 20-50 m wide main tidal channel reaching from the inlet to the middle portion of the lagoon, where a bridge placed at the point of entry to the Celestun Town splits the system into two halves. Although the karstified (i.e., proclivity to solubility of the carbonate limestone) nature of the Yucatan platform prevents the existence of surface rivers, the enhanced permeability gave place to an extensive groundwater network throughout the substrate discharging through bedrock fissures in the coastal zone (Beddows *et al.*, 2007). A vast array of such submerged springs vents into the inner half of CL and the volume of this freshwater supply is strongly influenced by the seasonal trends on rainfall (Herrera-Silveira and Comin, 1995; Young *et al.*, 2008).

Three climatic seasons occur in the YP: dry period from March to May is characterized by scarce precipitation <50 mm, whereas the rainy season from June-October exhibits a precipitation >500 mm. Also, the occurrence of northern cold air fronts in the region is observed from November to February. The influence of such polar fronts –locally known as “*Nortes*”– in the coastal systems is reflected through strong northern winds >80 Km h⁻¹, fair precipitation (20-60 mm), and a drop in air temperature (<22 °C) during short periods of time (3-6 days) spanning these events.

The objective of the current study is to determine the species composition of the macrophyte community in CL and describe its spatial change, as well as the time-varying behavior of its biomass. The assessment of the SAV sensitivity to the prevalent physical-environmental setting will allow understanding the relative slow-response patterns exhibited by this primary producer's community to potential changes of some key abiotic variables in an inherently dynamic ecosystem.



Figure 1. Celestun Lagoon and sampling sites.

Materials and methods

Three seasonal sampling surveys were undertaken in CL during 2005 to concurrently record physical-chemical and SAV parameters along 10 sampling stations (Figure 1). Abiotic parameters included sechi transparency, as well as surface temperature, salinity, and dissolved oxygen concentration recorded *in situ* with an YSI-85 multiparameter probe. Also, mid-depth water (i.e., no

stratification; Capurro, 1985) was sampled using a Van-Dorn bottle for further nutrients determination. Nutrients analysis and quantification was carried out according to Strickland and Parsons (1972) methods. Five-centimeter sediment cores were collected for grain-size analysis using the hydrometer method (Holme and McIntyre, 1984) and organic matter content by ignition (Dean, 1974). SAV cover and distribution were recorded in five randomly selected stations along 50 transects throughout the lagoon using SCUBA and following the Braun-Blanquet rapid assessment methodology (Fourqurean and Rutten, 2003). Additionally, four replicate quadrants (0.02 m^2) were sampled for biomass at 10 fixed stations across CL during the three seasonal field surveys (Figure 1).

Results

Environmental variables

The average depth of the sampling sites in the lagoon varied from 1.3 m to 2 m during the study period. The mean water transparency was 55%, with the highest of roughly 100% in the mid-lagoon section during the rainy season, and both inner lagoon and seaward zone in the *Nortes* period. The lowest transparency of 20% was also observed during *Nortes* in the mid-lagoon adjacent to the bridge connecting the barrier island with mainland (Figure 2a). The temperature showed a narrow variability across seasonal surveys ($\approx 2 \text{ }^\circ\text{C}$) with the highest value ($27 \text{ }^\circ\text{C}$) in the rainy season and the lowest during *Nortes* of $25 \text{ }^\circ\text{C}$. An abrupt temperature increase was consistently observed during the surveys (except for rainfalls; Figure 2b) nearby the bridge area. The salinity varied within the interval of 20-28, corresponding to the *Nortes* and dry seasons, respectively. Although a classic “estuarine” gradient was established towards the inlet of the lagoon, a steep rise in salinity occurred close to the bridge area both during the dry and rainy periods (Figure 2c). The organic matter percentage within sediment showed an overall seasonal pattern defined by a positive correlation between OM content in sediments and precipitation, whereas depicted a spatial distribution of decreasing values seaward (Figure 2e). Atypical OM percentages were observed in the bridge area, exhibiting either peak, or minimum values during *Nortes* and the rainy period, respectively. The nitrate peaked in the *Nortes* season with a mean concentration of $5.6 \text{ } \mu\text{M}$, whereas the lowest average of $1.7 \text{ } \mu\text{M}$ corresponded to the dry season (Figure 3a). NO_3^- showed a spatial pattern of maximum concentrations in the mid portion of CL during the *Nortes* ($8.7 \text{ } \mu\text{M}$) and dry ($5.6 \text{ } \mu\text{M}$) seasons. Mean nitrate concentration recorded in the rainy season was $3.7 \text{ } \mu\text{M}$, with the highest values ($\approx 6.8 \text{ } \mu\text{M}$) recorded in the inner lagoon (station 3). Nitrite concentrations fluctuated between $0.3 \text{ } \mu\text{M}$ and $5 \text{ } \mu\text{M}$ for the dry and *Nortes* seasons respectively. Similarly to nitrate behavior, highest NO_2^- concentrations were associated to the system’s mid-section, with peak average concentration of $3.2 \text{ } \mu\text{M}$ observed in the *Nortes* season (Figure 3b). The range of ammonium concentrations recorded along the system in both the rainy and *Nortes* seasons varied within wide intervals ($30 \text{ } \mu\text{M}$ and $22 \text{ } \mu\text{M}$, respectively). Peak NH_4^+ values during these seasons were observed in the inner-most lagoon (Figure 3c). Despite a high NH_4^+ concentration $\approx 16 \text{ } \mu\text{M}$ was recorded in the central part of the lagoon, dry season values experienced a relatively narrower variability along the lagoon compared to the other seasons (Figure 3c). The rainy season had the highest phosphate values (mean concentration of $1.3 \text{ } \mu\text{M}$). The spatial pattern exhibited a maxima SRP concentration in the inner-most sampling station ($\approx 7 \text{ } \mu\text{M}$), and a dramatic drop in the following stations towards the mid-lagoon, to further stabilize its values farther into the central and seaward sections of the system. The *Nortes* season exhibited relatively higher SRP concentrations ($\approx 0.26 \text{ } \mu\text{M}$) along the central portion of the system, whereas during the dry season PO_4^{3-} defined a slight concentration increase in the inner lagoon ($2.2 \text{ } \mu\text{M}$), depicting diminished concentrations thereafter (Figure 3d).

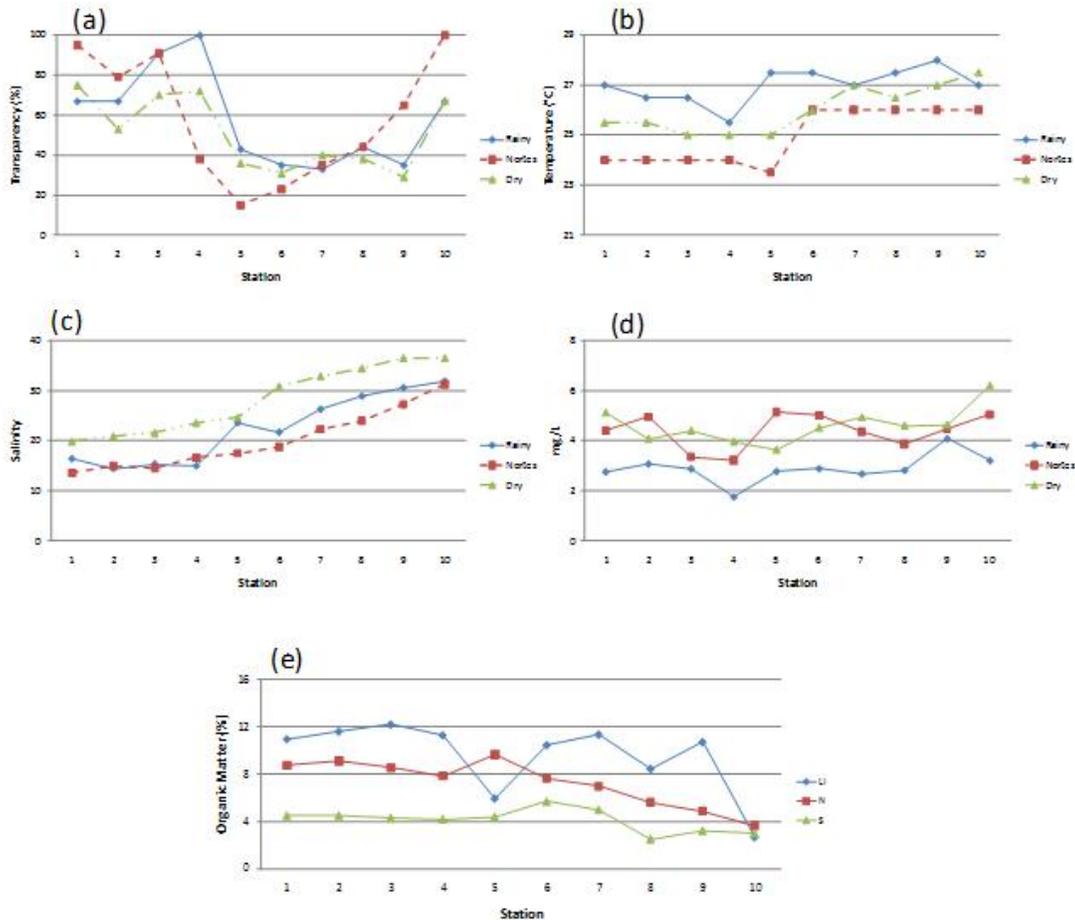


Figure 2. Seasonal distribution of transparency (a), temperature (b), salinity (c), oxygen (d) and organic matter (e) along Celestun Lagoon.

Macrophytes

The total number of SAV species observed in the whole period of study was 28, with the Rodophytes as the most numerous group (16 species), followed by the Chlorophytes (8), Pheophytes and seagrasses with 2 species each. Although the seagrasses *Ruppia maritima* and *Halodule wrightii* represented the only angiosperms identified within CL, they featured relatively high abundances along these seasonal surveys.

A total of 25 macrophyte species were observed in the dry season, including 23 algae species plus the seagrasses already mentioned. According with their frequency and distribution, *B. oerstedii*, *Ch. linum*, *R. maritima* y *H. wrightii* were the most important during the dry period.

During the rainy season 14 species were identified: 12 algal species and 2 seagrasses. The most abundant macrophytes in this period were *Ruppia maritima*, *Chara fibrosa*, *Halodule wrightii* and *Chaetomorpha linum*. The spatial species richness distribution in the wet season showed high values in the mid-lagoon and low species richness both at the inlet and the inner-most lagoon.

Finally, the *Nortes* season was richer in macrophyte species than rainy season, and marginally than dry season numbers. The seagrasses *Ruppia maritima* and *Halodule wrightii* were abundant in this period, along with the macroalgal species: *Batophora oerstedii*, *Ch. linum*, *Bostrychia binderi*, *Catenella caespitosa*, *Ch. fibrosa*, *Bryothamnion triquetrum*, *Br. seaforthi*. Peak species richness

corresponded to the inlet, while the freshwater-influenced inner system showed the lowest macrophyte species numbers.

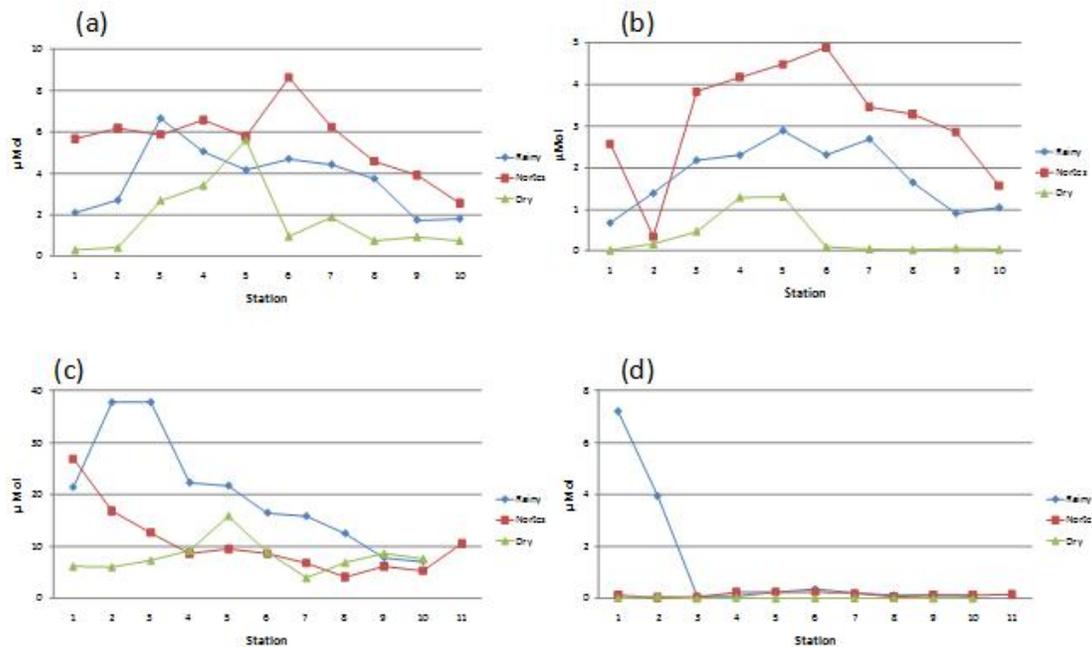


Figure 3. Seasonal distribution of nitrate (a), nitrite (b), ammonium (c) and soluble reactive phosphorous [SRP] (d), along Celestun Lagoon.

The dry season showed the lowest average standing crop of the current study with 0.96 Mg C h^{-1} . Peak biomass of 4.01 Mg C h^{-1} was recorded nearby the bridge and the lowest in the inner zone. Overall, the SAV depicted a roughly even spatial distribution of biomass along the lagoon during the dry season, defined by high standing crop across the inner, mid, and inlet zones accounted by *Ch. fibrosa* (12%; e.g. relative to overall biomass), *Ch. linum* (20%) and *H. wrightii* (33%), respectively (Figure 4a).

The average SAV biomass in the rainy season was of 1.31 Mg C h^{-1} , with peak biomass both in the inner and mid-lagoon (maximum of 3.48 Mg C h^{-1}) and the lowest in the inlet (Figure 4b). The proportional species contribution to the whole biomass during this season was dominated by *R. maritima* (43%; e.g. relative to total biomass), *Ch. fibrosa* (19%) and *H. wrightii* (17%).

The Nortés season exhibited a similar mean SAV biomass than the rainy period, with 1.35 Mg C h^{-1} , yet peak standing crop in the inner-most section was higher than in the wet season (5.44 Mg C h^{-1}). The lowest biomass of 2.16 Mg C h^{-1} was recorded in the middle portion of the system, contiguous to the bridge bisecting the lagoon. Thus, mean biomasses were substantially higher both in the inner lagoon (*Ch. fibrosa*= 42%; e.g. relative to total biomass) and seaward area (*H. wrightii*= 33%; e.g. relative to total biomass), whereas the lowest values were observed in the mid-lagoon (Figure 4c).

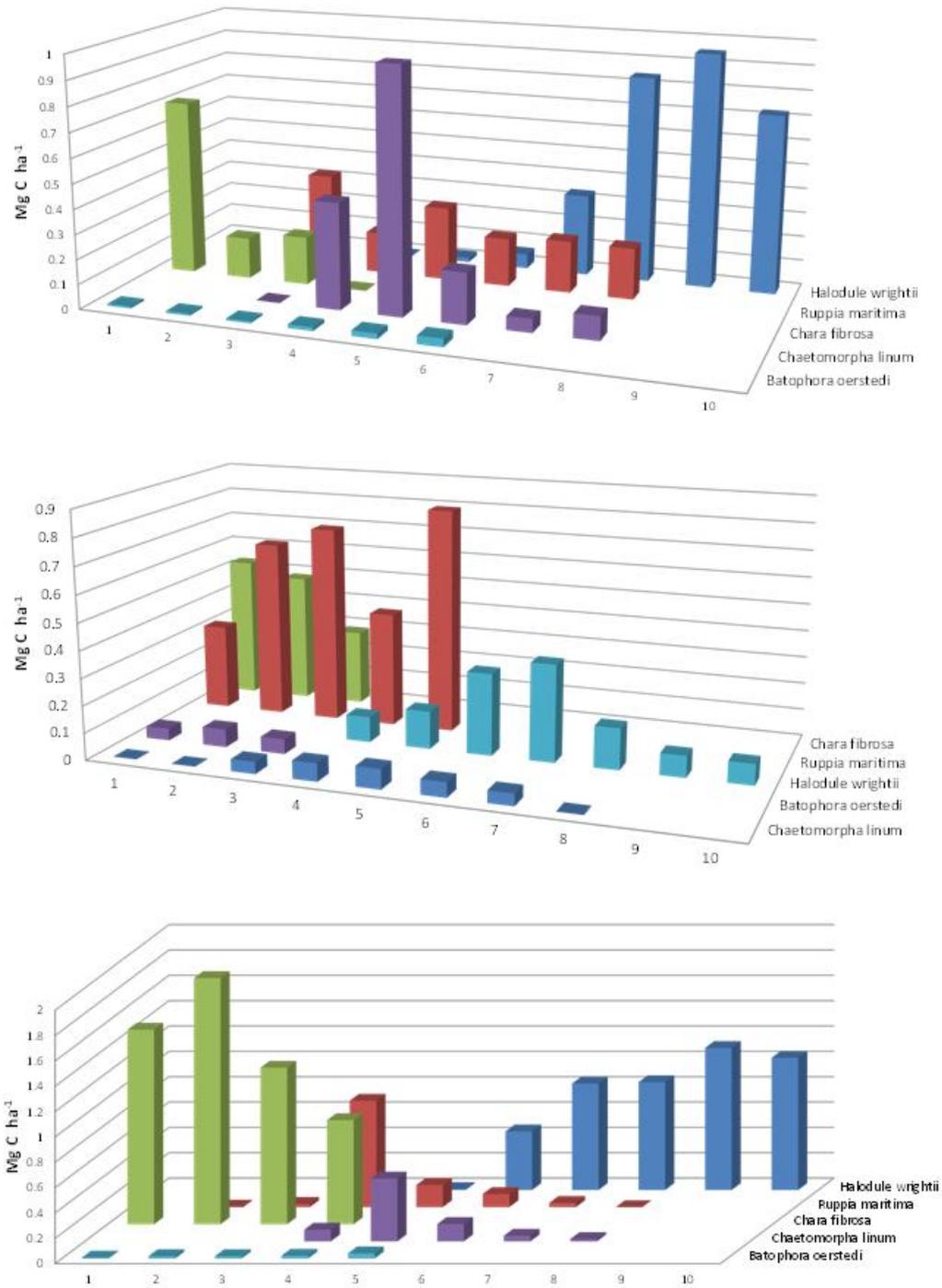


Figure 4. Biomass distribution of the submerged aquatic vegetation in the climatic seasons in Celestun lagoon (upper panel) Dry, (middle panel) Rainy and (lower panel) *Nortes*.

The examination of the diversity spectra depicted along the N-S main lagoon's axis showed three distinct zones: inner (stations 1-3), middle (stations 4-7), and marine (stations 8-10). While the spectrum for *Nortes* and dry seasons exhibited a steep diversity increase as the continuous line reaches out into the mid-lagoon, a more gradual response took place during the rainy season. Still, differentiation among zones was evident (Figure 5). Overall, higher diversities corresponded to the central portion of the lagoon, whereas lower diversities were estimated in the lagoon's interior, with fair diversities recorded in the seaward section of the system (Figure 5).

Seasonally, peak diversity was reached in the *Nortes* period at the inner zone, while rainy season defined highest diversities in the mid section of the lagoon. Station 5 (e.g., underneath the bridge) located in the mid-lagoon, exhibited a rather similar diversity across seasons, consistently recording the lowest value among all the stations integrated within this zone. The diversity in the marine zone was, in general, intermediate to that exhibited in the inner and central lagoon, as well as relatively more steady along the year (i.e., less intra-annual variability). The highest diversity corresponded to the *Nortes* season and lowest in dry season for the seaward zone (Figure 5).

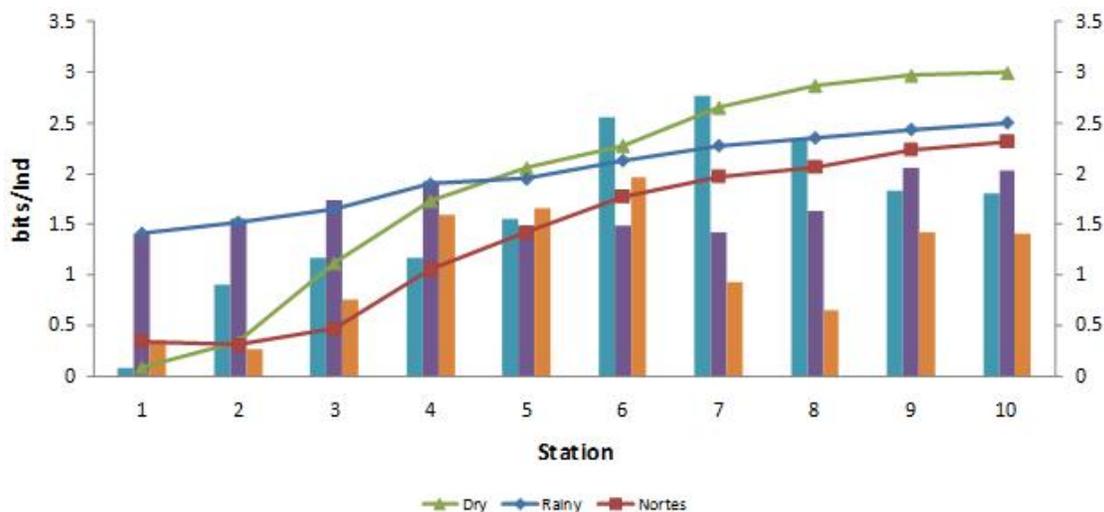


Figure 5. Seasonal distribution of diversity and diversity spectra in Celestun Lagoon.

Discussion

The spatial and seasonal patterns of SAV biomass in Celestun Lagoon responded to a suite of hydrographic properties; the salinity gradient, nutrients status, and physical setting constituted the physical-environmental framework that most influenced the macrophytes abundance and species composition. Biomass maxima during the *Nortes* season in CL (1.35 Mg C h^{-1}) contrasts with the lowest seasonal biomass reported during *Nortes* ($<0.34 \text{ Mg C h}^{-1}$) in “Bocas de Dzilam” lagoon. This latter is a coastal lagoon placed in the NE Yucatan Peninsula and thus, influenced by the same broad regional hydrogeological setting as in CL (Perry et al. 2002). Moreover, this seasonal pattern of standing crop is congruent with a previous report of intra-annual variability of primary producers in CL (Herrera-Silveira, 1994).

The development of green algae *Chara fibrosa* and brackish grass *Ruppia maritima* during the rainy season was fueled by profuse nutrients supply via submerged groundwater discharges, particularly high nitrate input (Herrera-Silveira and Ramirez-Ramirez 1998), and significant P recorded in the fine-grained, inner system (stations 1 and 2) during this period (Figures 3a and 3d). Water column phosphate enrichment has been explained in this system through mechanical disturbance of P adsorbed

onto the sediments and allochthonous input by bird's excretion (Herrera-Silveira, 1994). These P subsidies may enhance the standing crop during the period spanning the end of rainy-beginning of the *Nortes* season, when maxima aggregation occurs, as migratory waterfowl species are added to the resident waders in CL (e.g. American Flamingo; Arengo and Baldassarre, 2002).

The marked seasonal pattern of biomass attained by SAV species community might be a consequence of distinct hydrometeorological scenarios experienced along the year. For instance, maximum aquifer recharge occurs along the rainy season leading the water level at the inner CL, where a vast array of submerged groundwater discharges vent into the system, to be the highest in the year. Also, the fair amount of precipitation brought by *Nortes* events drives a classic estuarine salinity gradient along CL, featuring average salinities below those recorded in the same sampling sites in rainy period (Figure 2c). Thus, it is likely that such a slight net freshwater input associated with these meteorological processes will result in an inorganic nutrients supply to CL, although less marked than in rainy season.

This condition was well exploited by *Chara fibrosa*, which exhibited significant standing crop's levels during rainy and *Nortes* in the upstream half of the system (Figure 4). Hence, while inhabiting the groundwater-influenced head of the lagoon during *Nortes*, *Chara* endured desiccation periods in the lagoon's interior, as a consequence of steady N-NE winds pushing water seaward during *Nortes* episodes (Mariño-Tapia *et al.*, 2010). On the other hand, the seagrass *Ruppia maritima* widely distributed from the brackish inner-most lagoon to the mid-system during the preceding rainy season was less tolerating to such a harsh environment brought by the cold fronts period. Consequently, *R. maritima* underwent substantial areal shrinkage during *Nortes*, rendered these vegetation stands confined to a relatively narrow section nearby the bridge (Figure 4c). The prevalence of *Chara* during *Nortes* across the open spaces left after *R. maritima* retreat indicates an extent of competitive exclusion, given that the best adapted macroalgae *Chara* prevailed over the angiosperm to exploit the available resources within the system.

It is thought that the high inorganic nitrogen in the mid-lagoon during the dry season may be a result of the joint effect of human-induced loading and impaired circulation posed by the infrastructure. The establishment of the filamentous algae *Chaetomorpha linum* mats overgrowing the system's mid-section beneath the bridge (Figure 4a) is likely a response to anthropogenic N-enrichment (Figure 3a-c) (Herrera-Silveira *et al.*, 2002). The flushing characteristics of this area was evident in the *Ch. linum* distribution pattern, established along a relatively narrow section over the middle portion of the system, regardless this bloom-forming macroalgae was loosely attached on the sediments.

A 10-h tidal shift as the wave signal crosses from the inlet towards the head of the lagoon has been reported in CL (Mariño-Tapia *et al.*, 2010). This hydrodynamic feature may hamper the biomass-bound nitrogen (i.e., assimilated by *Ch. fibrosa*) motion far from the nearby bridge area and thus, favor *in situ* processing and further consumption by primary producers. The abrupt decay in dissolved oxygen adjacent to the bridge (station 5; Figure 2d) during the dry season may be reflecting intense bacterial activity in the zone where high biomass and bacterial diversity has been related with remineralization processes during droughts (Tapia *et al.*, 2008). Concurrent peak nitrate and ammonium values at this particular site suggest that coupled nitrification-denitrification might be taking place in the sediments (McGlathery *et al.*, 2007). Yet, substantially larger NO_3^- concentrations relative to NH_4^+ (six-fold) seems to indicate that *Ch. linum* outcompetes denitrifying bacteria for N.

Since the varying physical-environmental setting in the inlet constitutes a transitional zone between the lagoon and the coastal ambient, it may enhance the settlement of *Halodule wrightii*, considered a pioneer species characterized by its efficiency to rapidly colonize available spaces and take advantage of limited resources (Patriquin, 1975). This species was dominant in CL along the year, except for rainy season. The salinity gradient in the lagoon's seaward area is strongly influenced both by the

coastal hydrodynamics and brackish water flushed out from the mid-lagoon (Medina-Gomez and Herrera-Silveira *et al.*, 2002). We argue that this fluctuating nature in salinity may exert osmotic stress on *H. wrightii* leaves, particularly under high freshwater advection scenario. Thus, the marked dry-wet seasonality tends to diminish the average salinity in the inlet during rainfalls period (Medina-Gomez and Herrera-Silveira *et al.*, 2002), building up the environmental stress for *Halodule*, which in response reduces its biomass during this season (Figures 4a-c).

Cross-sectional hydrographic measurements undertaken by Mariño-Tapia *et al.* (2010) in the inlet of CL has indicated a vertical structure modulated by the tidal phase, which also drives lateral temperature variability featuring warmer seawater moving along mainland fringing mangrove, whereas relatively colder, brackish water flows along the sand bar; this horizontal pattern is reversed at low-tide (Mariño-Tapia *et al.*, 2008). This hydrodynamic trait adds to the complexity of the seaward boundary as it represents a main controlling factor of the mixing extent between two water masses with distinct hydrologic signatures (marine-influenced water moving from the Gulf of Mexico into the system and brackish, low transparency water carried away from the lagoon).

The ability of *Halodule* to grow under a range of time-varying water quality conditions allow this species outcompeting other euryhaline seagrasses (e.g., *Thalassia testudinum*) less adapted to a inherently fluctuating ambient (Kemp *et al.*, 2004). This finding suggests that the dominant species within a SAV community in tropical latitudes might differ from that dictated by the succession path (e.g., *Thalassia testudinum*), but rather is the species capable to thrive under the set of environmental stressors defining a given ambient and efficiently occupying the available space.

Conclusions

We conclude that three main factors control the seasonal dynamics of species composition in the submerged aquatic vegetation and its biomass spatial distribution in Celestun Lagoon: the spatial salinity gradient, nutrient input, and changes in temperature and water transparency related with the hydrodynamic component. While the nutrients enrichment may have a local influence, and the oceanography of the lagoon acting in the seaward boundary derive in far-reaching responses in the inner-most system, the pervasive groundwater discharge drives a wide-lagoon influence on the SAV diversity.

It is considered that the current study provides a baseline on the responses of the SAV community to environmental changes in Celestun Lagoon, by addressing the relationships of the biomass and macrophytes diversity with the hydrographic gradients and physical setting (i.e. hydrodynamics). These insights are valuable to understand the influence that some mechanisms acting upon this set of key variables (cultural eutrophication, changes in hydrometeorological processes; e.g., hurricanes, ENSO) will exert over the SAV biological diversity and its ecological services, particularly its capacity to store carbon both in the living biomass and sediments underlying vegetation stands.

Bibliography

- Arengo F., G. A. Baldassarre. 2002. Patch choice and foraging behavior of non-breeding American flamingos in Yucatan, Mexico. *Condor* 104:452-457.
- Beddows P. A., P. L. Smart, F. F. Whitaker, S. L. Smith. 2007. Decoupled fresh-saline groundwater circulation of a coastal carbonate aquifer: spatial patterns of temperature and specific electrical conductivity. *Journal of Hydrology* 346:18-32.
- Capurro F. L. 1985. Estudio integral del ecosistema de Celestún y sus implicaciones en la socio-económico. Informe Técnico, CONACYT, ref.: PCECCNA-021479. 365 pp.
- Dean W. E. 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. W., L. M. Rutten. 2003. Monitoring of soft-bottom marine habitat on the regional scale: the competing goals of spatial and temporal resolution. *In*: Busch D., J. C. Trexler (eds), Ecological Monitoring of Ecosystem Initiatives. Island Press, Washington, DC, pp. 257-288.
- Fourqurean J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marba, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause-Jensen, K. McGlathery, O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505-509.
- Herrera-Silveira J. A. 1994. Spatial heterogeneity and seasonal patterns in a tropical coastal lagoon. *Journal of Coastal Research* 10:738-746.
- Herrera-Silveira J. A., F. A. Comín. 1995. Nutrient Fluxes in a tropical coastal lagoon. *Ophelia* 42:321-325.
- Herrera-Silveira J. A., I. Medina-Gómez, R. Colli. 2002. Trophic status based on nutrient concentration scales and primary producers community of tropical coastal lagoons influenced by groundwater discharges. *Hydrobiologia* 475/476:91-98.
- Herrera-Silveira J. A., J. Ramírez-Ramírez. 1998. Salinity and nutrients in the coastal lagoons of Yucatan, Mexico. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 26:1473-1478.
- Holme N. A., A. D. McIntyre. 1984. Methods for the study of marine benthos. Blackwell Sci. Pub., Oxford. 409 pp.
- Hovel K. A., R. N. Lipcius. 2002. Effects of seagrass habitat fragmentation on juvenile blue crab survival and abundance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 271:75-98.
- Kemp W. M., R. Batleson, P. Bergstrom, V. Carter, C. L. Gallegos, W. Hunley, L. Karrh, E. W. Koch, J. M. Landwehr, K. A. Moore, L. Murray, M. Naylor, N. B. Rybicki, J. C. Stevenson, D. J. Wilcox. 2004. Habitat requirements for submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: Water quality, light regime, and physical-chemical factors. *Estuaries and Coasts* 27:363-377.
- Macreadie P. I., M. E. Baird, S. M. Trevathan-Tackett, A. W. D. Larkum, P. J. Ralph. 2014. Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows –A critical assessment. *Marine Pollution Bulletin* 83:430-439.
- McGlathery K. J., K. Sundbäck, I. C. Anderson. 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology and Progress Series* 348:1-18.
- Manini E., C. Fiordelmondo, C. Gambi, A. Pusceddu, R. Danovaro. 2003. Benthic microbial loop functioning in coastal lagoons: a comparative approach. *Oceanologica Acta* 26:27-38.
- Mariño-Tapia I., C. Enríquez-Ortiz, E. Uc-Sánchez, M. González-Leija, I. Medina-Gómez. 2010. Estudios batimétricos, hidrodinámicos y de calidad de agua de lagunas costeras de Yucatán. Informe final de proyecto fondo mixto-CONACYT-Gobierno del estado de Yucatán Clave: 00000000066254, Convocatoria: M0023-2006-5.
- Medina-Gómez I., J. A. Herrera-Silveira. 2002. LOICZ budget in Celestun Lagoon, Yucatan (a revision). Consultado en: [www.http://data.ecology.su.se/MNODE/mexicanlagoons/celestun.htm](http://data.ecology.su.se/MNODE/mexicanlagoons/celestun.htm).
- Orth R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr., A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott, S. L. Williams. 2006. A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience* 56:987-996.
- Patriquin D. G. 1975. Migration of blowouts in seagrass beds at Barbados and Carriacou, West Indies, and its ecological and geological implications. *Aquatic Botany* 1:163-189.
- Russell B. D., S. D. Connell, S. Uthicke, N. Muehllehner, K. E. Fabricius, J. M. Hall-Spencer. 2013. Future seagrass beds: Can increased productivity lead to increased carbon storage?. *Marine Pollution Bulletin* 73:463-469.
- Strickland J. D. H., T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Board Canada Bull., Ottawa, Canada. 311 pp.
- Suzuki Y., M. Fujii, B. E. Casareto, A. Furuta, Y. Ishikawa. 2003. CO₂ sequestration and fate of organic matters within seagrass (*Zostera marina*) ecosystem. *Journal of Chemical Engineering of Japan* 36:417-427.
- Tapia F. U., J. A. Herrera-Silveira, M. L. Aguirre-Macedo. 2008. Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76:418-430.
- Tokoro T., S. Hosokawa, E. Miyoshi, K. Tada, K. Watanabe, S. Montani, H. Kayanne, T. Kuwae. 2014. Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation. *Global Change Biology* doi:10.1111/gcb.12543.
- Whalen M. A., J. E. Duffy, J. B. Grace. 2013. Temporal shifts in top-down vs. bottom-up control on epiphytic algae in a seagrass ecosystem. *Ecology* 94:510-520.
- Young M. B., M. E. Gonneea, D. A. Fong, W. S. Moore, J. Herrera-Silveira, A. Paytan. 2008. Characterizing sources of groundwater to a tropical coastal lagoon in a karstic area using radium isotopes and water chemistry. *Marine Chemistry* 109:377-394.

2.2 Los pastos marinos como almacenes de carbono en el Parque Marino Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc

Ramírez-Ramírez Javier¹; Herrera-Silveira Jorge A.¹; Cortes-Balam Octavio¹ y Valdez-Iuit Johnny²

¹CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Km 6 Carretera antigua a Progreso C.P. 97310 AP. 73 Mérida, Yucatán México, Cordemex. Autor para correspondencia: jramirez@mda.cinvestav.mx

²Asociación de Técnicos en Ecosistemas Costeros, Calle 29 No. 460 x 56 Francisco de Montejo C.P. 97206 Mérida, México.

Resumen

Las marismas, los manglares y los pastos marinos se han identificado como ecosistemas que por unidad de área son de los más importantes almacenadores de carbono orgánico y se le conoce como “carbono azul”. De entre estos los pastos marinos es de donde menos información hay respecto a las magnitudes de los almacenes de carbono. http: Las características ambientales de la Península de Yucatán (somera plataforma continental, calidad del agua), favorecen que haya extensas praderas de pastos marinos a lo largo de su línea de costa. Determinar la variabilidad espacial de los almacenes de carbono de los pastos marinos es una de las actividades que en México debe considerarse en los proyectos. Como contribución se estimó de manera indirecta el contenido de carbono en la vegetación acuática sumergida en los tres polígonos que componen el Parque Marino Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc. La importancia de esta zona radica en las diferentes presiones antropogénicas a las cuales está sujeta la comunidad de pastos marinos. El mayor promedio de carbono orgánico aéreo se localizó en Punta Nizuc ($0.32 \text{ Mg C/ha}^{-1}$) y el menor en Punta Cancún ($0.22 \text{ Mg C/ha}^{-1}$). Estos valores están en el promedio ($0.26 \text{ Mg C/ha}^{-1}$) de los registrados en trabajos de revisión de estos ecosistemas.

Palabras clave: carbono, pastos marinos, zona costera, biomasa, Península de Yucatán.

Introducción

Las marismas, los manglares y los pastos marinos se han identificado como ecosistemas que por unidad de área son de los más importantes almacenadores de carbono orgánico y se le conoce como “carbono azul” (Collier, *et al*, 2007). De entre estos, los pastos marinos es de donde menos información hay respecto a las magnitudes de los almacenes de carbono. Además de la variabilidad entre las especies de pastos marinos, el rango de hábitats en los cuales se encuentran afecta el potencial de almacenamiento de carbono.

Los pastos marinos se encuentran en un rango de ambientes desde estuarios hasta ambientes costeros expuestos, también se presentan en un rango de profundidades los cuales afectan el balance neto de carbono y la preservación del carbono orgánico debido a los diferentes tamaños de granos en los sedimentos. También se presentan en un gradiente latitudinal y de ambientes con una variación significativa de la temperatura que afecta las tasas de respiración y remineralización en los sedimentos. Consecuentemente, las diferentes especies tienen una interacción particular con su ambiente que está fuertemente influenciado en las tasas de captura y retención de carbono orgánico en los sedimentos.

Las características ambientales de la Península de Yucatán (plataforma continental somera, calidad del agua), favorecen que haya extensas praderas de pastos marinos a lo largo de su línea de costa. Determinar la variabilidad espacial de los almacenes de carbono de los pastos marinos es una de las actividades que en México debe considerarse en los proyectos de investigación (Herrera-Silveira, *et al.*, 2009).

Métodos

La estrategia de muestreo y análisis así como las variables a medir están siendo utilizadas o han sido propuestas por programas regionales de diagnóstico y monitoreo (CARICOMP, “Long-Term-Ecosystem-Research”, Sistema Arrecifal Mesoamericano) en la región del Golfo y el Caribe Mexicano, a nivel local se han utilizado en la costa norte de Yucatán (Aguayo, 2003; Pinto-Velasco, 2006; POETCY, 2007). Para el muestreo se propuso una red de estaciones en las zonas de pastos marinos, dentro de los 3 polígonos que conforman el ANP de Cancún (Figura 1). Se propuso un muestreo extensivo en la época de mayor crecimiento de la plantas (agosto de 2010).

En cada estación se determinó la composición, distribución y abundancia de los grupos conspicuos de vegetación acuática sumergida (VAS) (pastos marinos y algas) a través del censo visual en 3 cuadrados de 0.25m^2 dispuestos aleatoriamente al norte, sur este y oeste de la estación, utilizando el método modificado de Braun-Blanquet de escalas de abundancias (Fourqurean *et al.*, 2001).

En cada estación se colectó una muestra de *T. testudinum* con un núcleo de 0.025m^2 que fue utilizado para las mediciones de biomasa y morfométricas. Las muestras se lavaron de sedimentos teniendo cuidado de no dañar los haces y las hojas, y que se mantengan adheridos al rizoma y al haz respectivamente. El material vegetal fue puesto en bolsas, etiquetado y congelado para posteriores análisis. Para la determinación del carbono orgánico se realizó la conversión de la biomasa por el factor del 35% del peso seco por metro cuadrado (Fourqurean, *et al.*, 2012).

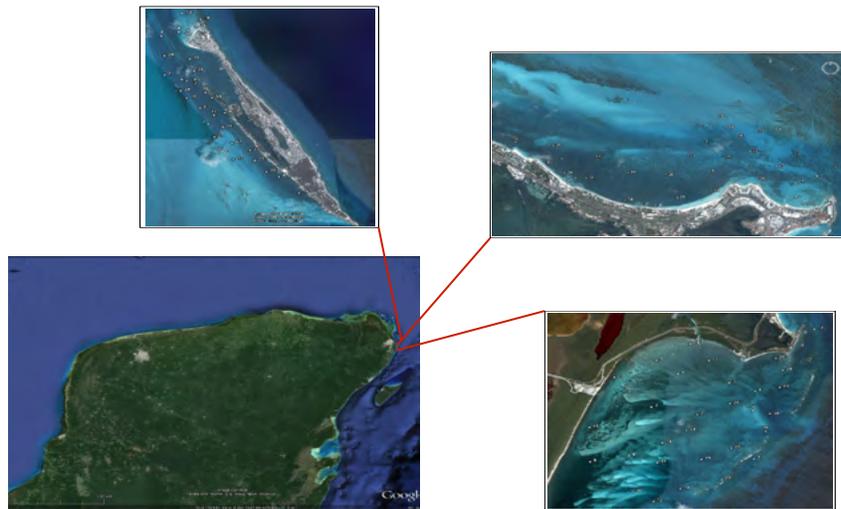


Figura 1. Localización del área de estudio y estaciones muestreadas.

Resultados

En Isla mujeres se registró un mínimo de carbono orgánico de $0.046\text{ Mg C/ha}^{-1}$ en la estación 25 y el máximo de 0.92 Mg C/ha^{-1} en la 12 con un promedio de 0.31 Mg C/ha^{-1} . La distribución del carbono orgánico se muestra en la Figura 2 donde se aprecia que los mayores stocks se presentan en las estaciones cercanas a la costa de la porción central hacia el norte de la isla (Figura 2).

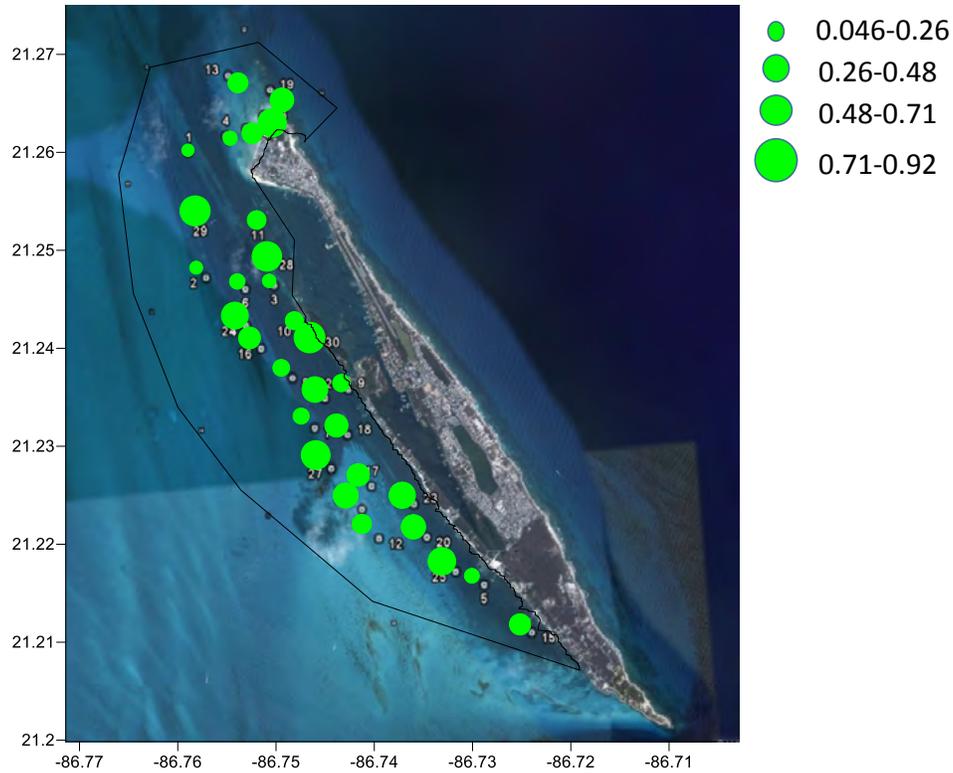


Figura 2. Distribución espacial del carbono orgánico en Isla Mujeres.

Para Punta Cancún el valor menor fue de $0.46 \text{ Mg C/ha}^{-1}$ (Estación 14) y el mayor de $1.29 \text{ Mg C/ha}^{-1}$ (estación 6) con una media de $0.43 \text{ Mg C/ha}^{-1}$. La distribución espacial muestra que las estaciones con mayor contenido de carbono orgánico se presentan distribuidas tanto como en la zona costera así como en las estaciones con mayor profundidad dentro de este polígono (Figura 3).

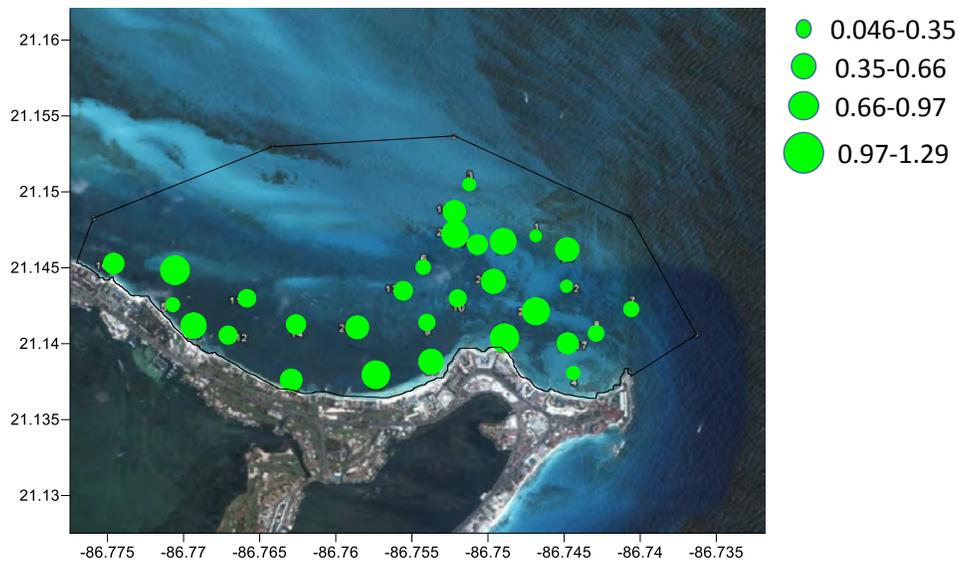


Figura 3. Distribución espacial del carbono orgánico en Punta Cancún.

En Punta Nizuc el mínimo fue de $0.18 \text{ Mg C/ha}^{-1}$ en la estación 18 y el máximo de $2.03 \text{ Mg C/ha}^{-1}$ en la 27 con un promedio de $0.73 \text{ Mg C/ha}^{-1}$. Especialmente los mayores contenidos de carbono se ubican hacia la parte central del área de estudio, donde hay mayor profundidad (Figura 4).

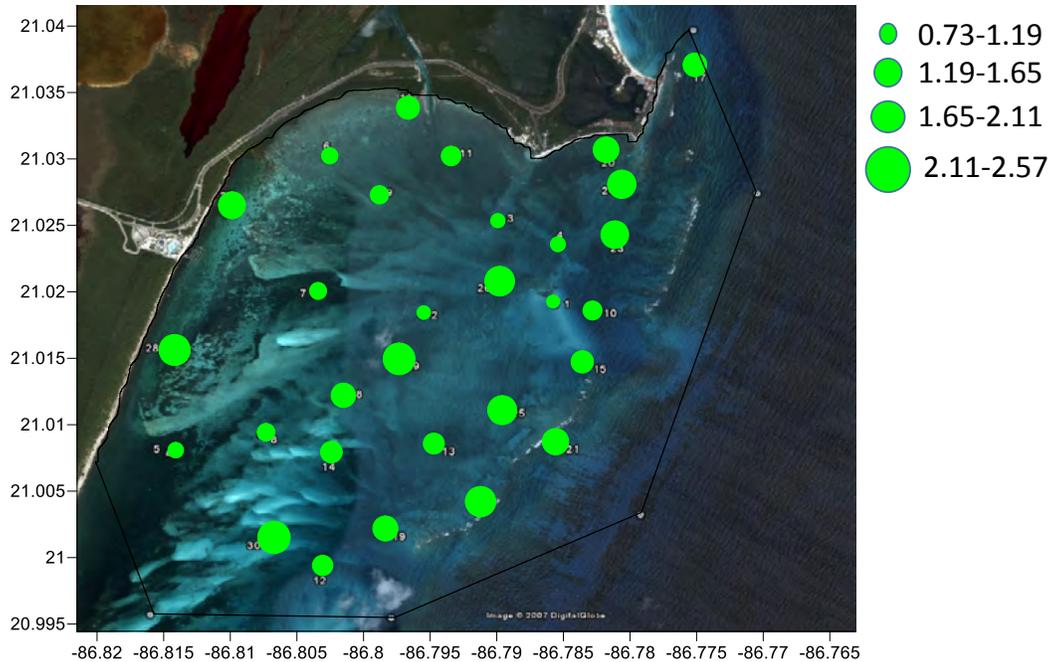


Figura 4. Distribución espacial del carbono orgánico en Punta Nizuc.

Para determinar si existen diferencias significativas en cuanto al contenido de carbono entre los polígonos del Parque Marino se realizó un análisis de varianza, encontrando que hay diferencias entre Isla Mujeres y Punta Cancún con Punta Nizuc (Figura 5).

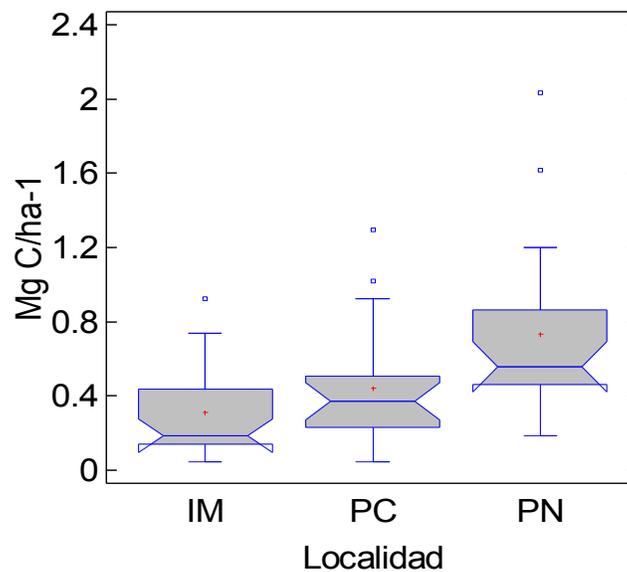


Figura 5. Análisis de varianza del carbono orgánico en los 3 polígonos (IM=Isla Mujeres PC=Punta Cancún PN= Punta Nizuc).

Los resultados muestran que la vegetación dentro del parque marino es un almacén de carbono importante en las costas del caribe Mexicano comparándose con los ecosistemas terrestres. Y encontrándose también dentro de los rangos reportados para estos ecosistemas en el mundo. Y como se encuentran dentro de un área natural protegida con uso extensivo en algunas zonas este ecosistema se encuentra en riesgo y por lo tanto el almacén de carbono que representa.

Conclusiones

Los resultados obtenidos sugieren que los pastos marinos en el Parque Marino son importantes reservorios de carbono orgánico y se ven afectados por los efectos antrópicos dentro del área, principalmente la presión turística dentro de cada uno de ellos, así como los procesos de eutroficación de las aguas cercanas a los desarrollos turísticos.

Una de las propuestas que se deben de hacer a los manejadores es promover el secuestro del carbono con el objetivo de mantener las condiciones de la calidad del agua que promueve la salud de los pastos marinos. De igual forma, se ha notado que hay una mayor o igual valor en retener la biodiversidad y el rango de los servicios ecosistémicos, y la salud de los humedales costeros como almacenes de carbono en lugar de fuente. Debe de ser prioridad para los ecosistemas de pastos marinos realizar una cuantificación del stock de carbono, verificar estos stocks a través del tiempo y determinar por cuánto tiempo el carbono permanece como unidad financiera y estimar el riesgo de perder el almacén de carbono.

Bibliografía

- 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. CINVESTAV-IPN Unidad Mérida, México.
- Collier C., P. Lavery, R. Masini, P. Ralph. 2007. Morphological, growth and meadow characteristics of the seagrass *Posidonia sinuosa* along a depth-related gradient of light availability. *Marine Ecology Progress Series* 337:103–115.
- Fourqurean J. W., M. Durako, L. X. Hefty. 2001. Seagrass distribution in South Florida: a multi-agency coordinated monitoring program. *In*: Porter, J.W., and Porter, K.G. (eds.). *Linkages between ecosystems in the South Florida Hydroscape: The River of grass continues*. CRC Press, Boca Raton. pp. 489-514.
- Fourqurean J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause-Jensen, K. J. McGlathery, O. Serrano. 2012 Seagrass ecosystems as a global and significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505–509.
- Herrera-Silveira J. A., J. Ramírez-Ramírez, I. Medina-Gómez, J. Valdez, O. Reyes, M. López-Herrera. 2009. “Monitoreo de indicadores de salud del ecosistema de pastos marinos del Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc”. Informe Final, CINVESTAV-CONANP.
- 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. Agosto 2006. 81 pp.
- POETCY. 2007. Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio Costero del Estado de Yucatán (POETCY). Informe Final. CINVESTAV, ITC, ITM Y UADY, SECOL, SEMARNAT Y CBM.

2.3 Influencia de las descargas de agua subterránea en los almacenes de Carbono azul en dos praderas de pastos marinos en Yucatán

Kantún-Manzano Cristian¹ y Herrera-Silveira Jorge¹

¹Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, A.P. 73 Cordemex, 97310 Mérida, Yucatán, México. Autor para correspondencia: ckantun@mda.cinvestav.mx

Resumen

La protección de carbono orgánico (C-org) almacenado en los bosques es considerada como una acción importante para la mitigación del cambio climático. Sin embargo, en las costas de los trópicos los manglares y pastos marinos podrían jugar un papel importante en este proceso de mitigación. Existe muy escasa información de los pastos marinos sobre las magnitudes de C-org que pueden almacenar de acuerdo a diferentes condiciones ambientales. En Dzilam de Bravo (Yucatán) existen descargas puntuales de agua subterránea (DS) que tienen influencia en la dinámica del agua y probablemente en la distribución y abundancia de las praderas de pastos marinos. En el presente estudio se compara el C-org total y el almacenado en la parte aérea y subterránea de praderas de pastos marinos con y sin influencia de DS (Santa Clara, Yuc.). Los resultados muestran que los almacenes de C-org aéreo en la zona con influencia de DS van de 0.045 a 1.013 Mg C-org/ha⁻¹ y de 0.054 a 1.56 Mg C-org/ha⁻¹ subterráneo, con un promedio general (aéreo + subterráneo) de 0.62 Mg C-org/ha⁻¹, siendo *Halodule wrightii* la especie dominante. En la zona sin DS se registraron dos especies (*Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*), con C-org aéreo que va de 0.086 a 1.015 Mg C-org/ha⁻¹ y de 0.088 a 1.62 Mg C-org/ha⁻¹ subterráneo, con un promedio general de 1.01 Mg C-org/ha⁻¹. De esta manera se concluye que la zona de pastos marinos sin DS presenta mayores concentraciones de C-org, indicando que las DS influyen negativamente en la diversidad y abundancia de pastos marinos y con ello en la capacidad de almacenar C-org.

Palabras clave: turbulencia, luz, salinidad.

Introducción

Actualmente existe un gran interés en los ecosistemas capaces de capturar gases de invernadero y convertirlos en almacenes de carbono. Las praderas de pastos marinos forman parte importante en este rol, ya que han sido reconocidos por su potencial almacenamiento de carbono a nivel mundial (Fourqurean *et al.*, 2012), relacionado a su amplio rango de distribución en todos los continentes y en profundidades de hasta 50 m (Hemminga y Duarte, 2000), relacionado también por su alta productividad y a que aportan enormes cantidades de carbono a la región detrítica de los ecosistemas costeros, aparte de ser los responsables de captar aproximadamente el 10% anual del carbono mundial en los sedimentos marinos; a pesar de que solo ocupan menos del 0.2% de la superficie del océano (Kennedy *et al.*, 2010). Desafortunadamente las praderas de pastos marinos a nivel mundial están disminuyendo a un ritmo rápido, con una capacidad de pérdida de 5% de prados por año y una de las principales causas es la degradación de la calidad del agua, entre otras (Waycott *et al.*, 2009), desencadenando un ciclo de cambios ambientales que puedan ser perjudiciales en el comportamiento de las praderas de pastos marinos y por lo tanto en el almacén de carbono orgánico. Tal es el caso de Dzilam de Bravo, Yucatán, que presenta descargas puntuales de agua subterránea (Aranda-Cirerol *et al.*, 2006) que aportan grandes cantidades de compuestos inorgánicos (Kantún, 2011), alterando la calidad del agua circundante. Dado que estos ecosistemas costeros son uno de los más vulnerables y

susceptibles a cambios provocados principalmente por la alteración de la estabilidad ecológica, estos pueden llegar a desaparecer, pudiendo así liberar el carbono que han almacenado por muchos años. Por esta razón es crucial entender la importancia de las praderas de pastos marinos como almacenes de carbono influenciados por perturbaciones naturales como las descargas subterráneas. Este trabajo se enfocó a determinar los almacenes de carbono de dos localidades con influencia de descargas subterráneas y sin influencia, como es el caso de Santa Clara, Yucatán determinando las concentraciones de Carbono orgánico en la parte aérea y subterránea de las especies de pastos marinos de ambas localidades.

Materiales y métodos

Este estudio se llevó a cabo en el puerto de Dzilam de Bravo ubicado al norte del Estado de Yucatán (Figura 1) entre los $21^{\circ} 19'$ y $21^{\circ} 32'$ latitud norte y $88^{\circ} 35'$ y $88^{\circ} 58'$ longitud oeste (INEGI, 2010). El clima es semiseco de muy cálido a cálido (BS1(h')). Debido a las características hidroquímicas de la región ésta se considera como una zona de baja salinidad y alta concentración de nutrientes (*i.e.* nitratos, nitritos, amonio, etc.), todas ellas relacionadas con los aportes directos de agua submarina a manera de manantiales que se distribuyen ampliamente por esta zona (Aranda-Cicerol *et al.*, 2006), y que presentan dimensiones variables de entre 0.25 y 1 m de diámetro (Troccoli, 2001; Kantún, 2011). Santa Clara es un pequeño poblado de pescadores ubicado aproximadamente a 20 km al Oeste ($21^{\circ}22'N$ $89^{\circ}00'O$) de la zona de los manantiales submarinos de Dzilam, con una población de menos de 100 personas (INEGI, 2010); sin embargo, en esta localidad no se observa puntualmente la presencia manantiales submarinos.

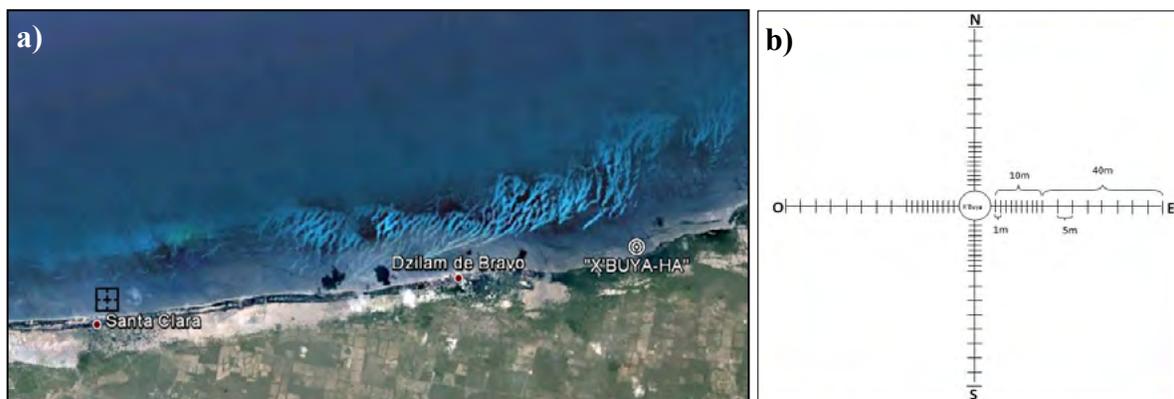


Figura 1. a) Ubicación de Dzilam de Bravo y Santa Clara y b) Diseño de muestreo de pastos marinos.

La colecta de muestras de pastos marinos para la determinación de la concentración de Carbono orgánico en la población de pastos marinos en Dzilam de Bravo y Santa Clara, así como el análisis de los procesos hidrológicos fue llevado a cabo durante mayo de 2012, usando cuadrantes de 0.5 m^2 , tomando replicas a fin de determinar la composición de especies y estimar la biomasa usando el peso seco de las muestras, tanto de la porción aérea como de la porción subterránea, posteriormente se utilizó el criterio de Fourqurean *et al.*, (2012) para la estimación de C-Org, el cual utiliza el 35% de la biomasa total como la cantidad de carbono orgánico promedio presente para las especies tropicales. La salinidad superficial del agua fue medida en recorridos continuos en parcelas de $300 \text{ m} \times 300 \text{ m}$ para cada sitio en los que se arrastraba un CTD Diver (Figura 2a) que proporciona un dato cada segundo. Cada dato salinidad correspondió a una posición geográfica con la ayuda de un GPS Garmin modelo 60 csx que tiene un error máximo de 5 m. Los resultados fueron expresados en mapas de distribución

horizontal utilizando el programa Surfer 10.0. Así mismo y a la par con el arrastre del CTD diver, se realizó un análisis de corrientes superficiales de cada zona con un perfilador acústico doppler (ADCP, siglas en inglés, Figura 2b) “River Surveyor m9” de la marca Sontek, nuevamente los datos del GPS sirvieron para dar una posición geográfica a cada dato de corrientes superficiales.

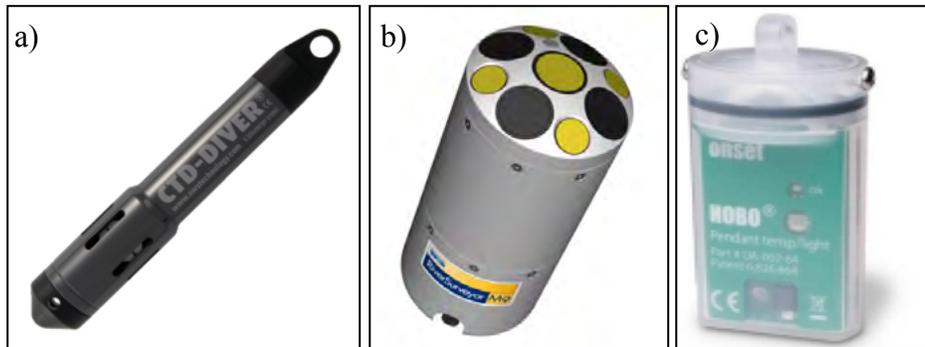


Figura 2. a) CTD diver para salinidad, b) ADCP para corrientes superficiales y c) HOBO para luz.

Adicionalmente se utilizó un HOBO® (Figura 2c), modelo UA-002-08 que proporcionó un dato cada hora de la temperatura en centígrados (°C) y de la intensidad de la luz del fondo marino en unidades de lumens/pie², en un lapso de un mes para ambos sitios de muestreo.

Resultados y discusión

Las concentraciones de C-Org., en las poblaciones de pastos marinos para ambos sitios muestran diferencias considerables. Los pastos marinos de Dzilam de bravo (Figura 3) reportan valores que van de 0.04 a 1.01 Mg/ha⁻¹ y un promedio de 0.92 Mg/ha⁻¹, mientras que Santa Clara presenta un rango de 0.04 a 1.48 Mg/ha⁻¹ y un promedio de 1.01 Mg/ha⁻¹. Los almacenes de C-org aéreo en la zona de Dzilam van de 0.045 a 1.013 Mg C-org/ha⁻¹ y un promedio de 0.39 Mg/ha⁻¹, y de 0.054 a 1.56 Mg C-org/ha⁻¹ subterráneo con un promedio de 0.535 Mg/ha⁻¹, siendo *Halodule wrightii* la especie dominante, mientras que en la zona de Santa Clara se registraron dos especies (*Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*), con C-org aéreo que va de 0.086 a 1.015 Mg C-org/ha⁻¹ con un promedio de 0.394 Mg/ha⁻¹ y de 0.088 a 1.62 Mg C-org/ha⁻¹ subterráneo con un promedio de 0.616 Mg/ha⁻¹ de C-Org.

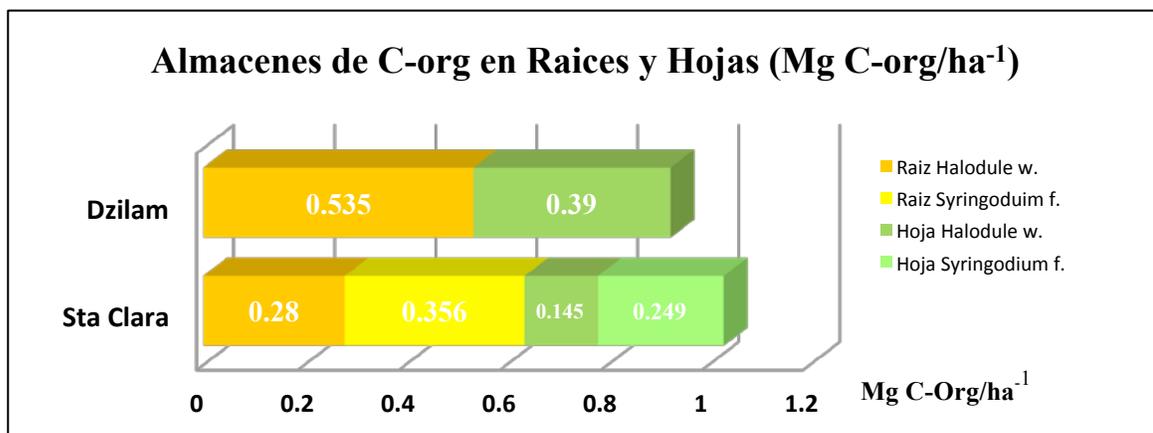


Figura 3. Almacenes de C-Org., en las praderas de Pastos Marinos.

La variación en la composición de especies para ambas zonas está relacionado a las variaciones de salinidad (Figura 4), ya que Dzilam de Bravo al presentar aportes continuos de agua subterránea, la salinidad puede disminuir hasta los 20 (UPS), favoreciendo a la especie *Halodule wrightii*, que puede resistir a bajos niveles de salinidad (Doering *et al.*, 2002; Koch *et al.*, 2007), por otro lado la zona de Santa Clara presenta un rango menor (33 a 34.5 UPS), lo que permite una estabilidad en la salinidad favoreciendo así a la diversidad de las especies de pastos marinos que prefieren salinidades entre 30 y 40 UPS (Kahn y Durako, 2006) como es *Syringodium filiforme* (Lirman y Cropper, 2003), además de *Halodule w.*

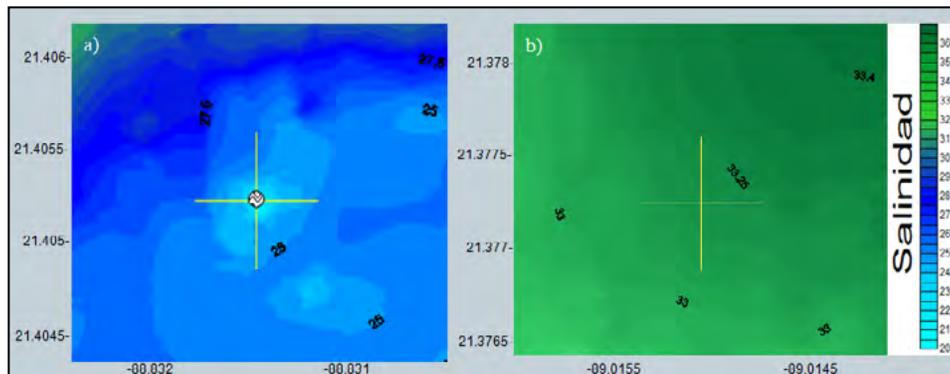


Figura 4. Distribución de la salinidad superficial en a) Dzilam de Bravo y b) Santa Clara, Yuc.

La diferencia en la cantidad de C-Org., que presentan ambas zonas es debida también a la influencia que las descargas submarinas tienen al generar procesos hidrológicos como la turbulencia en la columna de agua, que puede ser perjudicial para las praderas de pastos marinos. Las velocidades de flujo del manantial presenta un rango de entre 0.1 y 4 m/s con direcciones dominantes hacia el N y O (Figura 5), esto relacionado a las corrientes superficiales de la zona provocados por el viento del NE con velocidades de hasta 1.03 m/s, son factores que evita la fijación de los pastos marinos y generan estrés en las praderas ya presentes (Pujol y Nepf, 2012). Sin embargo Santa Clara presenta únicamente velocidades hacia el NE con velocidades >1 m/s, lo que ocasiona menor resuspensión en la columna de agua en relación a Dzilam.



Figura 5. Distribución de las corrientes superficiales y velocidades de flujo del manantial.

La temperatura de los manantiales es una variable que podría generar alteración en la estabilidad del sistema, debido a que el agua subterránea en ciertos momentos es más fría que el agua del mar circundante (Kantún, 2011) y cuando los pulsos de agua subterránea llegan a las praderas de pastos marinos, generan una oscilación en

los valores de temperatura que van de 27 a 33.4 °C, mientras que en Santa Clara la oscilación de la temperatura es de 27.7 a 31.8 °C, favoreciendo a la estabilidad en la temperatura de la zona. A pesar que *Syringodium f.* es una especie que tolera a cambios considerables (Short *et al.*, 2010), la temperatura óptima para su crecimiento es cerca de los 30 °C en regiones tropicales (Zieman, 1975), lo que permite que Santa Clara sea una mejor zona para su crecimiento.

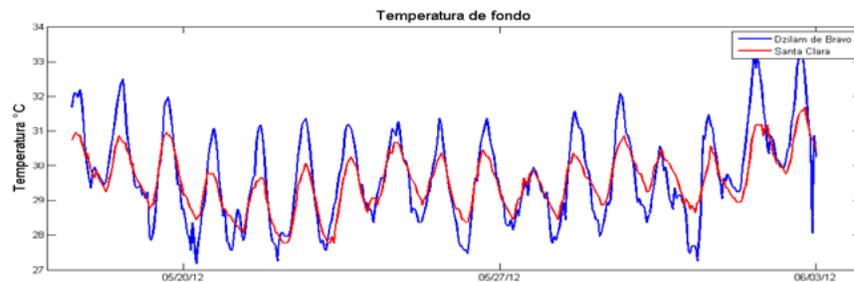


Figura 6. Variación de la temperatura de fondo.

Este proceso de turbulencia a su vez, disminuye la luz que llega al fondo, lo que podría generar de igual manera estrés en la población de pastos (McMahon *et al.*, 2013); ya que los valores para Dzilam van de 5.4 a 20,600 Lumens/pie² (Figura 7), mientras que en Santa clara se considera una zona de mayor estabilidad en la columna de agua, ya que las velocidades de las corrientes superficiales son menores (>1 m/s), los valores de Luz van de 10.8 a 30,311 Lumens/pie² y debido también a la ausencia de Descargas submarinas, dicha entrada de luz puede ser un factor que favorece a un mejor crecimiento de las praderas de Santa Clara.

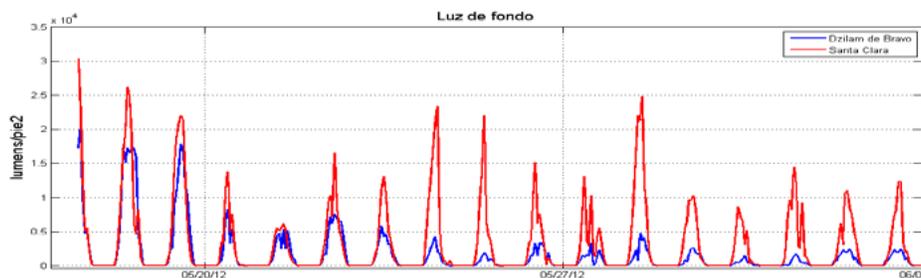


Figura 7. Variación de la Luz de fondo en Lumens/pie².

Conclusiones

Los procesos hidrológicos ocasionados por las descargas submarinas, como la turbulencia y la disminución de la temperatura y salinidad, generan a su vez otros procesos como la disminución de la luz que llega al fondo marino, que pueden afectar el comportamiento de los pastos marinos y por lo tanto en los almacenes de Carbono. Por otro lado, las regiones costeras que no tienen influencia directa de descargas submarinas pueden presentar mayor estabilidad ambiental, favoreciendo a la diversidad de especies y de esta manera los almacenes de carbono pueden encontrarse en mejor estado.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los laboratorios de Producción Primaria y Procesos Costeros del CINVESTAV-Mérida, en especial al Biol. Emmanuel Uc por su colaboración en el trabajo de campo.

Bibliografía

- Aranda-Cirerol N., J. A. Herrera-Silveira, F. A. Comín. 2006. Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatán, Mexico. *Estuarine, coastal and shelf science* 68:445-454.
- Doering P. H., R. H. Chamberlain, D. E. Haunert. 2002. Using submerged aquatic vegetation to establish minimum and maximum freshwater inflows to the Caloosahatchee Estuary, Florida. *Estuaries* 25:1343-1354.
- Fourqurean J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbá, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause-Jensen, K. J. McGlathery, O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505-509.
- Hemminga M., C. M. Duarte. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press.
- INEGI. 2010. Instituto nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario estadístico del estado de Yucatán. Edición 2009. Mexico, D.F.
- Kahn A. E., M. J. Durako. 2006. *Thalassia testudinum* seedling responses to changes in salinity and nitrogen. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335:1-12.
- Kantún M. C. 2011. Aporte de nutrientes de las descargas submarinas del acuífero en Dzilam de Bravo. Yucatán, CINVESTAV. Tesis de Maestría.
- Kennedy H., J. Beggins, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, M. Holmer, N. Marbá, J. J. Middelburg. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochem Cycles* 24:1-8.
- Koch M. S., S. A. Schopmeyer, C. Kyhn-Hansen, C. J. Madden, J. S. Peters. 2007. Tropical seagrass species tolerance to hypersalinity stress. *Aquatic Botany* 86:14-24.
- Lirman D., P. Cropper. 2003. The influence of salinity on seagrass growth, survivorship, and distribution within Biscayne Bay, Florida: Field, experimental, and modeling studies. *Estuaries and Coasts* 26:131-141.
- McMahon K., C. Collier, P. S. Lavery. 2013. *Identifying robust bioindicators of light stress in seagrasses: A meta-analysis*. *Ecological Indicators* 30:7-15.
- Pujol D., H. Nepf. 2012. Breaker-generated turbulence in and above a seagrass meadow. *Continental Shelf Research* 49:1-9.
- Short F. T., T. J. R. Carruthers, B. van Tussenbroek, J. Zieman. 2010. *Thalassia testudinum*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1.
- Trocchi G. L. E. 2001. Cambios estructurales del fitoplancton costero tropical en una zona cárstica: perspectivas en escala espacial. Tesis doctoral. CINVESTAV Mérida. México.
- Waycott M., C. M. Duarte, T. J. B. Carruthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, Jr. K. L. Heck, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, J. W. Kenworthy, F. T. Short, S. L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:12377-12381.
- Zieman J. C. 1975. Tropical sea grass ecosystems and pollution. In: Ferguson, E. J. y E. J. Johannes. *Tropical Marine Pollution*. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam. pp. 63-74.



2.4 Establecimiento de la línea base para el mapeo y monitoreo de carbono azul en manglares, pastos marinos y otros humedales en México

Rodríguez-Zúñiga M. Teresa¹; Vázquez-Balderas Berenice¹; Troche-Souza Carlos¹; Cerdeira-Estrada Sergio¹; Uribe-Martínez Abigail¹; Cruz-López M. Isabel¹ y Ressler Rainer¹

¹Dirección General de Geomática, Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO); Liga Periférico - Insurgentes Sur, 4903, Parques del Pedregal, Tlalpan, 14010, México, D.F. Autor para correspondencia: mrodrig@conabio.gob.mx

Resumen

La dinámica que tienen los ecosistemas costeros permite el almacén de grandes cantidades de carbono, esto abre la posibilidad de incluirlos en los mercados y sistemas de pagos por compensación de emisiones de carbono. Para cuantificar estos almacenes a largo plazo así como los flujos anuales, es primordial conocer la ubicación geográfica de los denominados ecosistemas de carbono azul, entre ellos manglares, marismas salobres y lechos de pastos marinos. Al respecto la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), con el objetivo de conocer la distribución y extensión de este tipo de ecosistemas, ha desarrollado diversos proyectos que han permitido conocer la localización, extensión y temporalidad de este tipo de ecosistemas, con valores de exactitud altos. En este marco se presentan de manera general las metodologías y resultados obtenidos a la fecha en los proyectos de Manglares de México, Sistemas Arrecifales y Caracterización de humedales. Mediante el uso de métodos de percepción remota y productos de los satélites SPOT, Landsat, WorldView-2 y Rapid Eye, se ha obtenido la cobertura para tres fechas de los manglares a nivel nacional, cobertura de hábitats bentónicos (entre ellos pastos marinos) en Puerto Morelos, Quintana Roo y se están caracterizando las coberturas en cuatro sitios de humedal. Estos productos se desarrollan en un marco de monitoreo de ecosistemas, por lo que se contempla su periodicidad en diferentes intervalos de tiempo y con una alta resolución, pudiéndose establecer así, una línea base para estimaciones de carbono azul en los ecosistemas mencionados.

Palabras clave: percepción remota, humedales, hábitat bentónico, Puerto Morelos.

Introducción

Los humedales en general se definen según la convención Ramsar (2012) como áreas de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de agua, sean naturales o artificiales, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las áreas de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros. En este contexto los humedales costeros son áreas geográficas importantes debido a sus características de flora y fauna únicas que constituyen un componente importante de la ecología costera (Kuleli *et al.*, 2011).

También es conocida y bien documentada la importancia de estos humedales para proveer servicios ecosistémicos, cumpliendo con importantes funciones ambientales y socio-económicas, como la protección o mitigación de los efectos de inundaciones, tormentas, huracanes, efectos de oleaje, así como facilitando bienes ambientales como peces, crustáceos, madera, agua, entre otros (Morris *et al.*, 2002; Mitsch y Gosselink, 2000; Liu *et al.*, 2010; Rahman *et al.*, 2011).

Recientemente, debido al tema de emisiones de gases de efecto invernadero por actividades humanas y cambio climático, la comunidad científica ha enfocado su atención a estos ecosistemas por su gran capacidad de secuestrar carbono y almacenarlo como biomasa aérea, biomasa subterránea y

principalmente como carbono orgánico en los sedimentos (IPCC, 2007; Laffoley y Grimsditch, 2009; Nellemann *et al.*, 2009; Pendleton *et al.*, 2012; Adame *et al.*, 2013).

Estos sumideros llamados de carbono azul, y conformados por ecosistemas marino costeros, almacenan entre el 50 y 70% de todo el carbono de los sedimentos del océano (Nellemann *et al.*, 2009). En particular, las marismas salobres, manglares y pastos marinos remueven carbono desde la atmósfera y el océano, almacenando éste en su biomasa y depositándolo en el sedimento asociado a ellos por procesos naturales. Si el manejo de estos almacenes de carbono fuera el apropiado jugarían un papel trascendental en la mitigación del cambio climático (Nellemann *et al.*, 2009). Desafortunadamente la velocidad de pérdida de estos ecosistemas sucede de formada acelerada, en algunos sitios hasta cuatro veces más rápido que la selva lluviosa.

La elaboración de una cartografía confiable de las características, distribución y extensión de los ecosistemas costeros es un objetivo compartido por la comunidad científica, gestores de recursos naturales y tomadores de decisiones (Moffett y Gorelick., 2013). En muchos casos, a partir de esta cartografía es posible reconocer funciones principales del humedal como zonas de vegetación, estimar pérdidas de cobertura, determinar cambios de flujo hidrológico y realizar monitoreo a largo plazo, entre otros.

Actualmente, el desarrollo de técnicas de percepción remota incrementó la eficiencia en la forma de obtener información sobre humedales, las que anteriormente consistían principalmente en laboriosos levantamientos de campo y cartografía manual. A pesar del gran avance tecnológico (Mitsch y Gosselink, 2000) con relación al análisis y procesamiento de imágenes de satélite, el mapeo detallado de humedales sigue siendo un desafío importante. Principalmente porque estos ecosistemas se encuentran influenciados por ecosistemas terrestres y ecosistemas acuáticos, compartiendo de esta manera características de uno u otro ecosistema.

Dentro del ámbito de los temas de secuestro, emisiones y almacenes de carbono, la importancia de una buena delimitación y un mapeo confiable de la distribución y extensión de estos ecosistemas, radica en que al presentar dinámicas muy distintas a ecosistemas netamente terrestres o acuáticos, estos procesos relacionados al carbono presentan resultados muy diferentes a lo que se puede encontrar en otro tipo de ambientes, lo cual incide en una buena toma de decisiones, planificación del manejo del humedal, mercados de compensación de emisiones de carbono, entre otros (Pendleton *et al.*, 2012; Contreras-Espinosa y Warner, 2004).

El objetivo del presente trabajo es mostrar las metodologías y avances que la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) está teniendo en tres tipos de humedales costeros: manglares, pastos marinos y otros humedales para el mapeo de estos ecosistemas y establecer de esta manera una línea base para un monitoreo espacial de los mismos y a futuro la estimación de carbono azul.

Materiales y métodos

Áreas de Estudio

Los métodos se desarrollaron en función a los objetivos generales de tres proyectos diferentes: Manglares de México, Sistemas Arrecifales y Caracterización de humedales. Los tres tienen como parte de sus objetivos comunes la delimitación de los ecosistemas de interés (manglares, pastos marinos, humedales en general). De la misma manera, cada proyecto tiene un área de trabajo particular que puede coincidir con el de otro proyecto como es el caso de Puerto Morelos (Figura 1).

Para el proyecto de manglares se usaron las siguientes regiones en México: Pacífico Norte (Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit), Pacífico Centro (Jalisco, Colima y

Michoacán), Pacífico Sur (Guerrero, Oaxaca y Chiapas), Golfo de México (Tamaulipas, Veracruz y Tabasco) y Península de Yucatán (Campeche, Yucatán y Quintana Roo).

En el tema de pastos marinos el estudio se centró en las aguas someras dentro del límite del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos.

Por otro lado, a partir de una reunión de expertos en humedales, en febrero de 2012, se seleccionaron tres sitios piloto en la costa del país para la caracterización de sus humedales: Marismas Nacionales en Sinaloa y Nayarit; Laguna de Términos y Pantanos de Centla en Campeche y Tabasco respectivamente y Puerto Morelos en Quintana Roo. Es en éste último sitio donde se ha aplicado la metodología descrita en este trabajo.

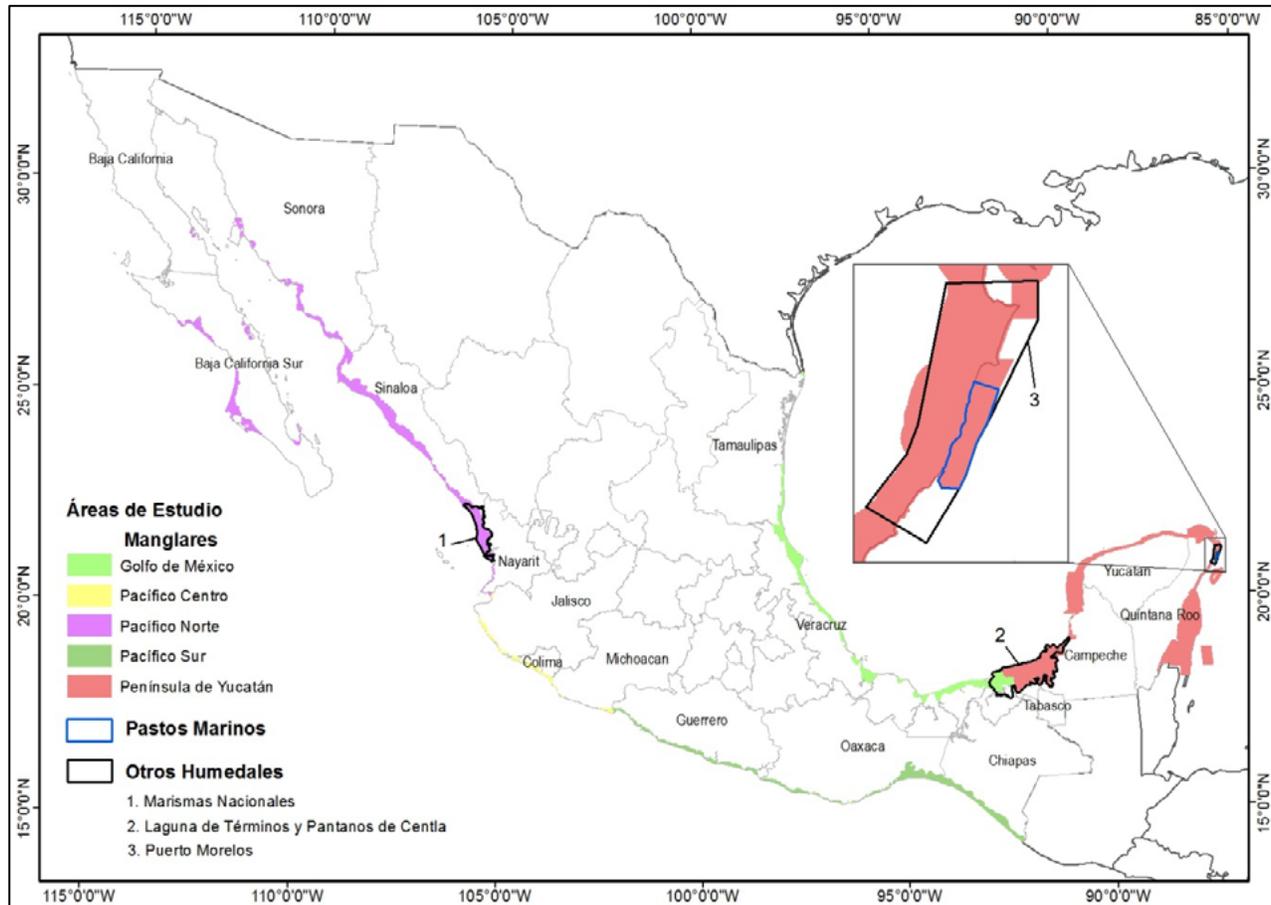


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio para la generación de cartografía de manglares, pastos marinos y otros humedales costeros.

Cartografía de Manglares

Mapa de manglares línea base 2005

El mapa de distribución de manglares de México (2005) fue generado a través de 134 imágenes satelitales SPOT-5, con una resolución espacial de 10 m, el 82% de ellas correspondientes a los años 2005 y 2006. Dichas imágenes fueron preprocesadas (georreferenciadas y corregidas radiométricamente); se les aplicaron máscaras con base en el Modelo Digital de Terreno (MDT) del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), para eliminar las áreas con altitud mayor a 50

m. Utilizando el programa Erdas Imagine se realizaron clasificaciones no supervisadas, usando el algoritmo iterativo “isodata” (Leyca-Geosystems, 2003) para identificar las áreas correspondientes a manglar, se hizo una revisión visual del resultado para mejorarlo.

Una vez concluido el proceso de clasificación en el formato raster, mediante una eliminación gradual para conservar en la medida de lo posible las formas, se eliminaron todos los parches menores de 1 hectárea, posteriormente este resultado se transformó a formato vector. El mapa línea base de 2005 fue sometido a un proceso de evaluación de la exactitud, mediante vuelos en helicóptero a través del apoyo de la Secretaría de Marina.

Cabe mencionar que a cada parche de manglar se le creó un área buffer de 5 km, que junto con la superficie de manglares y algunos otros atributos asociados (Áreas Protegidas, sitios Ramsar, sitios prioritarios de manglar y cobertura de manglar de INEGI Serie I), conforman un área de estudio de 86,241 km² la cual fue también clasificada para conocer cuáles son los principales agentes que provocan la transformación del ecosistema de manglar. No obstante, para los fines perseguidos en esta contribución sólo se hará referencia a la obtención de la cartografía de manglares.

Mapa de manglares década 1970-1980

El mapa de manglar de la década de 1970-1980 se generó a través del método interdependiente en retrospectiva (FAO, 1996), utilizando como mapa base el resultado derivado de las imágenes SPOT de 2005. Para generar este mapa de manglares y sus coberturas aledañas se utilizaron 1,505 fotografías aéreas históricas principalmente del INEGI y 46 imágenes Landsat TM y MSS, para cubrir los huecos (17%) del área de estudio que no pudieron ser cubiertos con fotografías aéreas; todos los insumos pasaron por un proceso de rectificación geométrica.

Mapa de manglares 2010

El mapa de distribución de los manglares 2010 también fue generado mediante el método interdependiente, utilizando como línea base la cobertura de manglar derivada de las imágenes SPOT de 2005. Se utilizaron 174 imágenes SPOT del periodo 2009-2011, de las cuales el 57% corresponden al año 2010 y el resto pueden corresponder a los últimos tres meses de 2009 o primeros tres de 2011; aunque una de ellas sólo se tuvo disponible para 2008; todas las imágenes fueron preprocesadas. La validación de este mapa se realizó mediante vuelos en una avioneta de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA).

Cartografía de Pastos Marinos

Para generar el mapa de distribución de pastos marinos en aguas someras dentro del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, se utilizaron dos escenas del sensor WorldView-2 (Digital Globe) con fechas 20 de diciembre de 2010 y 19 de enero de 2011. Aplicando el sistema de Inversión Modular y Procesamiento (MIP, por sus siglas en inglés) desarrollado por EOMAP, ambas imágenes fueron corregidas tanto atmosféricamente como por la columna de agua, para posteriormente derivar la batimetría satelital y obtener la reflectancia espectral del fondo marino (Cerdeira-Estrada *et al.*, 2012).

En agosto de 2010 se realizó una campaña de muestreo para obtener información de la cobertura bentónica en 131 estaciones con cuadrantes de 5 x 5 m, mediante la caracterización y la estimación de abundancia de grupos funcionales de la cobertura bentónica. Para validar la batimetría satelital obtenida, se realizó un levantamiento batimétrico in-situ utilizando una ecosonda de doble frecuencia

SyQwest Bathy 500 DF con geoposicionamiento diferencial de registro continuo de la profundidad con 1 muestra por segundo.

Para generar la clasificación de las imágenes se utilizó un enfoque de segmentación por objetos (Meinel y Neurbert, 2004) realizado con el software eCognition Developer64 (Trimble Germany GmbH). Se usaron las cuatro primeras bandas que corresponden al azul costero (400-450 nm), azul (450-510 nm), verde (510-580 nm) y amarillo (585-625 nm), ya que a partir de la banda roja (630-690 nm) la penetración en el agua es mínima, dando muy poca información del fondo marino. Las imágenes tienen una resolución espacial original de 2 m, pero debido al preprocesamiento de la imagen, la resolución de trabajo es a 4 m. La laguna arrecifal se delimitó para ser utilizada como información auxiliar por ser la zona más probable para encontrar pastos marinos y se definió como el área que inicia en la franja de línea de costa y cubre hasta el cambio de pendiente que marca el comienzo del arrecife posterior, es decir, utilizando los quiebres batimétricos más importantes (Blanchon, 2006) y lo descrito por Jordán (1989) para esta área. La delimitación de la laguna arrecifal se realizó a partir de la batimetría satelital y variables geomorfológicas derivadas de ésta como la pendiente, orientación de pendiente y modelos de sombreado. Los objetos resultantes de la segmentación (con parámetros forma 0.5 y compactación 0.3) se clasificaron de manera supervisada con el algoritmo del vecino más cercano utilizando como datos de entrenamiento la información obtenida en campo. Posteriormente se realizó una interpretación visual para eliminar errores evidentes en la asignación de clases. Al final se filtraron polígonos menores a 16 m² para evitar el efecto sal y pimienta. El mapa final fue validado con conocimiento de expertos de la zona, utilizando un esquema de muestreo estratificado.

Cartografía de otros humedales costeros

De manera similar a la cartografía de pastos marinos, se seleccionó un método de clasificación orientada a objetos usando el algoritmo de segmentación multiresolución del software eCognition Developer64 (Trimble Germany GmbH). Se usaron imágenes Rapid Eye de la temporada seca (enero a abril) de 2012 que cubren la totalidad del sitio de Puerto Morelos. Éste método segmenta las imágenes en objetos a partir de distintos criterios que fueron ajustados para cada imagen: escala (tamaño de los objetos), color (usa la información espectral) y forma (compuesto a su vez por criterios de suavidad de contornos y de compactación en la formación de los objetos). De las cinco bandas usadas, se le asignó mayor peso a las bandas 3 y 5 (rojo e infrarrojo cercano), además de incorporar al proceso máscaras de nubes y de cobertura antrópica (ambas digitalizadas manualmente).

Los objetos obtenidos en la segmentación se procesaron con una clasificación basada en reglas usando los valores de brillo, verdor y humedad (generados a partir de análisis de componentes principales), el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) propuesto por Rouse *et al.* (1973) y el índice de agua de diferencia normalizada (NDWI) de McFeeters (1996).

Al resultado de esta clasificación le prosiguió una revisión visual de polígonos para eliminar errores de asignación automatizada de clases. La clasificación original considera 18 clases de coberturas y uso del suelo, de los cuales 9 clases corresponden a coberturas consideradas humedales y son las que se presentan en el Cuadro 1. Para las clases de “*Selva inundable*” y “*Humedal Mixto*” se determinaron tres categorías (abierto, intermedio y denso) de acuerdo a las respuestas de NDVI, debido a que estas clases presentaban una gran variación de respuesta espectral siendo la misma cobertura. Estas tres nuevas categorías se interpretaron en el sentido de que en una misma cobertura pueden existir diferencias en la cantidad de biomasa arriba de suelo. En este caso, se puede mencionar que un polígono con la sub-categoría “abierto” tendrá una menor cantidad de biomasa arriba de suelo que algún otro polígono de la misma cobertura de tipo “intermedio” o “denso”.

Después de obtener una primera clasificación, con fines de verificación se propusieron 65 puntos para ser visitados en campo con fines de verificación de coberturas. En agosto de 2013 y febrero de 2014 se realizaron las visitas al sitio y por la inaccesibilidad a varios de los puntos fueron sustituidos, pero en lo posible se reubicaron en la misma cobertura. En las dos temporadas se visitaron en total 69 puntos (Cuadro 1), los cuáles fueron usados para hacer ajustes al primer mapa elaborado. Con otra serie de puntos no considerados en la verificación se calculó preliminarmente la exactitud global del mapa.

Cuadro 1. Número de puntos visitados por cada clase de humedal identificado

Clase	Descripción	Puntos visitados
1	Pastos hidrófilos	2
2	Selvas inundables	7
3	Humedales manglar	27
4	Humedales manglar mixto	17
5	Humedales manglar deteriorado	2
6	Humedales mixtos	12
7	Cuerpo de agua con hidrófitas	1
8	Cuerpo de agua intermitente	0
9	Cuerpo de agua	1
	Total	69

Resultados y discusión

Cartografía de manglares

Se obtuvo el mapa de distribución de los manglares de México del año 2005, a nivel nacional, con escala 1:50 000, que representó la línea base a partir del cual se generaron las otras dos fechas. La superficie calculada para los manglares mexicanos en 2005 fue de 774,090 hectáreas. La superficie estimada de manglar para México en el periodo 1970-1980, fue de 856,308 hectáreas, a la escala misma escala cartográfica, mientras que para el año 2010 la superficie de manglar estimada fue de 764,486 ha.

Los mapas de 2005 y 2010 superan el 90% de exactitud, el cual se considera un valor alto en el ámbito de los valores aceptados en percepción remota.

En términos generales en el primer periodo de evaluación (1970-1980 y 2005) los principales cambios identificados en la superficie de manglar se caracterizaron por una transición entre las clases “manglar” y “otros humedales”, lo cual se debe en una parte importante a los procesos que ocurren de forma natural entre estos ecosistemas. En este periodo se registró la pérdida de 82,218 ha, mientras que de 2005 a 2010 se registró una pérdida de 9,604 ha, en estas superficies de pérdida es necesario considerar la amplitud del periodo evaluado.

Para una descripción detallada de todos los métodos empleados y resultados de las tres fechas, obtenidos tanto para el manglar como para las coberturas aledañas en cada uno de los 17 estados con presencia de manglar se puede consultar Rodríguez-Zúñiga *et al.* (2012 y 2013).

Por otra parte, por considerarse relevante como un insumo para ser utilizado junto con la cartografía detallada de la distribución de los manglares, en las estimaciones del carbono azul en los manglares del país se menciona que, la CONABIO a través del apoyo de proyectos de monitoreo está obteniendo datos estructurales en diferentes tipos de manglar, en parcelas de monitoreo. Actualmente estas

parcelas se ubican en 6 estados y se está formalizando el apoyo a proyectos en otros 8 estados, quedando pendientes solamente Jalisco, Colima y Michoacán, las cuales en total serán aproximadamente 600. En dichas parcelas de monitoreo se obtienen, entre otros aspectos, datos de las especies, la altura de los individuos, su diámetro y en algunos sitios el diámetro de copa (Figura 2 y Cuadro 2).

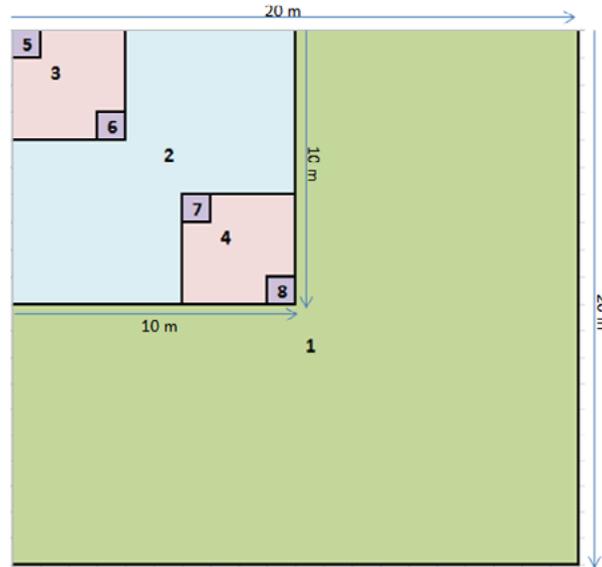


Figura 2. Muestra la estructura de las parcelas de monitoreo establecidas en varios sitios de manglares del país, así como las subparcelas que se establecen dentro de ellas.

Cuadro 2. Muestra la cantidad de subparcelas que son establecidas dentro de la parcela, su tamaño, el identificador de acuerdo con la Figura 2 y las características de los individuos que son considerados para su medición

Número de parcelas y subparcelas	Tamaño	Identificador	¿Qué se mide?
1 parcela de	20x20 m	1	Todos los individuos mayores a 2.5 cm de DAP
1 subparcela de	10x10 m	2	Todos los individuos mayores a 2.5 cm de DAP Todos los individuos menores de 2.5 de DAP pero mayores de 1.3 m de altura
2 subparcelas de	4x4 m	3 y 4	Todos los individuos menores de 2.5 de DAP pero mayores de 1.3 m de altura
4 subparcelas de	1x1 m	5, 6, 7 y 8	Abundancia de todos los individuos menores de 1.3m de altura pero mayores a 30 cm de altura Total de individuos menores a 30 cm de altura

Por otra parte, se están realizando pruebas para el uso de fotografías hemisféricas (Figura 3) para conocer la variabilidad temporal del índice de área foliar, tanto en el dosel como en el sotobosque, con lo cual es posible obtener algunos cálculos de la biomasa. Este insumo más específico también podrá ser utilizado para generar cálculos más precisos de los almacenes de carbono de los manglares mexicanos.

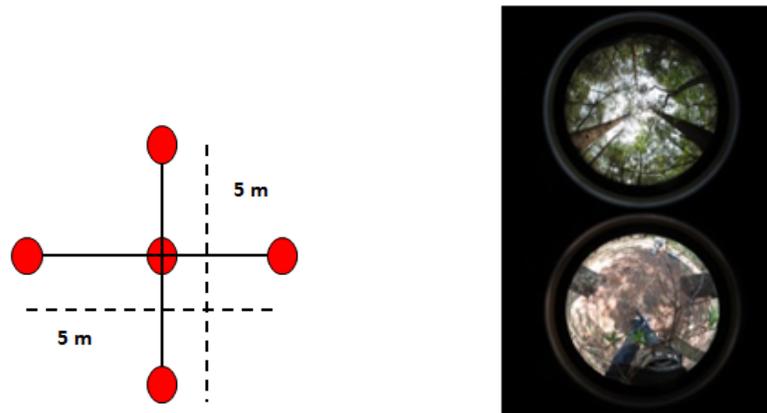


Figura 3. Muestra la unidad elemental de muestreo y la distribución de los puntos para la toma de fotografías hemisféricas

Cartografía de Pastos Marinos

Se obtuvieron 42,059 puntos de profundidad de la zona de estudio en 109 transectos, que se contrastaron con los datos de la batimetría satelital coincidentes espacialmente mediante un análisis de regresión lineal. Se obtuvo un error medio cuadrático de 1.1 m, con un coeficiente de correlación del 98% ($R=0.98$) y una calidad del ajuste del 96% (de $R^2=0.96$). Sin embargo, como parte de los resultados de esta validación, se concluyó que por debajo de los 16 m el error en la estimación de la batimetría satelital aumenta significativamente. Por esta razón las imágenes a clasificar se recortaron hasta los 16 m de profundidad.

De las 131 estaciones visitadas 32 correspondieron a zonas con alta abundancia de pastos marinos, principalmente *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*, presentes al interior de la laguna arrecifal y en aguas someras. Se obtuvieron otras cinco estaciones con abundancias intermedias de pastos marinos que se encontraron en combinación con otros tipos de vegetación, particularmente algas, sin que existiera predominancia de alguno de los grupos.

El área total cartografiada fue de 7,178 ha, excluyendo crestas intermareales, islas, nubes y embarcaciones con estela, así como profundidades mayores a 16 m. De esta área, 1,384 ha corresponden a pastos marinos, 1,567 ha presentan una combinación de pastos marinos con diferentes especies de algas, mientras que el resto del área (4,227 ha) presentan otras coberturas bentónicas.

De acuerdo con el esquema de validación estratificada utilizado, una proporción del 41% pertenece a pastos marinos o a una combinación de pastos con otra vegetación marina. La exactitud global del mapa de cobertura bentónica es del 78.89%, pero si únicamente se considera la exactitud de las asociaciones de pastos marinos contra el resto de las coberturas, se tiene una precisión del 95.5%, donde una de las pocas fuentes de confusión está dada por los sitios en los que se determinó que no había pastos marinos, cuando la cobertura era una combinación de pastos con otros tipos de vegetación (error de omisión del 14%).

Existen grandes extensiones de praderas de pastos marinos a lo largo de toda el área de estudio, exceptuando la zona al sur, ya que ahí el sustrato es más bien rocoso y no existe una barrera arrecifal que genere las aguas tranquilas que requieren los pastos marinos para desarrollarse (Jordán, 1989) (Figura 4).

Cartografía de Otros Humedales Costeros

De acuerdo al total del área de estudio (73,062 ha) y excluyendo la cobertura de “Cuerpo de agua” que representa el 47% del total (34,054), se obtuvo que los diferentes tipos de humedales detectados con la metodología propuesta ocupan un total de 12,629 ha. Esta superficie representa el 17% del total del área de estudio y 32% del área si no se considera la cobertura de agua que corresponde al mar.

En esta zona costera de Puerto Morelos – Quintana Roo, se detectaron inicialmente nueve clases de humedales (Figura 4). Sin embargo, debido a las características de los resultados de la segmentación de objetos, dos clases (“Selvas inundables” y “Humedales mixtos”) pudieron ser sub-divididas en tres categorías, cada una. Es así, que para la categoría “Selvas inundables” (con especies dominantes como *Myrcianthes fragrans*, *Thrinax radiata* y *Manilkara zapota*), la superficie total ocupada fue de 3,740 ha, en las que el 90% pertenece a selvas inundables densas, el 7% a selvas inundables intermedias y tan solo el 3% a selvas inundables abiertas. Para la clase de “Humedales mixtos”, que en campo se diferenciaban visualmente por las diferentes alturas de los zacates denominados “Cortadera” (*Cladium jamaicense* o *Cyperus planifolius*) con elementos muy dispersos de mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*), se determinó una superficie total de 1,145 ha. Del total cubierto, el 50% perteneció a la categoría de “Humedales mixtos densos”, 29% a “Humedales mixtos intermedios” y el 21% a la cobertura de “Humedales mixtos abiertos”.

En la actualidad existen estudios donde la estimación indirecta y mapeo de biomasa arriba de suelo de coberturas se realiza con el NDVI (Xia *et al.*, 2014; Shoshany y Karnibad, 2011). Esta ventaja permite crear modelos y predicciones de la cantidad de carbono almacenado en dichas coberturas. La idea de poder dividir coberturas según el rango de respuesta del NDVI es útil para no sobre-estimar o sub-estimar el cálculo de almacenes de carbono en una sola cobertura, especialmente cuando existe la posibilidad de medir en campo todas estas categorías. Por otro lado, cuando se realizan monitoreo de este tipo de ecosistema es necesario tomar en cuenta la estacionalidad del mapeo (Özyavuz, 2011), que debido al cambio en los niveles de agua en el humedal, los valores de NDVI pueden cambiar y de esta forma la clasificación en relación a las categorías (abierto, intermedio, cerrado) también cambiaría.

Para pastos hidrófilos (126 ha) las especies dominantes encontradas fueron *Cladium jamaicense* o *Cyperus planifolius* y en su mayoría forman parches compactos muy bien localizados en el área de estudio. La mayor cobertura de humedales costeros que se encontró en el área de estudio perteneció a la de manglares (6,266 ha), cuya especie dominante fue *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y también se encontraron las especies *Conocarpus erectus* (botoncillo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) y en menor medida *Avicennia germinans* (mangle negro). Los humedales de manglar mixto (944 ha) pertenecen principalmente a lugares donde existe la presencia abundante de mangle botoncillo sobre una matriz de “cortadera” (*Cladium jamaicense* o *Cyperus planifolius*). En esta cobertura predomina la respuesta espectral del botoncillo sobre la “cortadera”.

Para la clase de manglares deteriorados, se determinó una superficie de 108 ha, que corresponde principalmente *Rhizophora mangle* que fue afectado por el Huracán Wilma del año 2005 y se encuentra en recuperación natural.

Finalmente, el método de segmentación utilizado permitió distinguir los cuerpos de agua en las clases con hidrófitas (292 ha) e intermitente (8 ha). La primera se encuentra localizada principalmente en lugares con un espejo de agua mayor a 20 cm sobre el suelo y algunos elementos de mangle rojo. Los polígonos identificados de la clase intermitente se ubicaron principalmente en los borde de grandes lagunas o cuerpos de agua cuyo espejo de agua era menor a los 20 cm sobre el suelo.

Como se puede observar hay un gradiente de cambio de coberturas que puede ir desde parches solamente de manglar (Humedales manglar), parches donde domina el manglar y presenta “cortadera” (Humedales manglar mixto), parches donde la “cortadera” es dominante con algunos elementos de manglar (Humedal mixto) y parches de vegetación donde solo existen las especies de *Cladium*

jamaicense o *Cyperus planifolius* (Pastos hidrófilos). De acuerdo a la validación preliminar de las coberturas obtenidas se tiene una exactitud global de clasificación del 75%. Debido a que se utilizó solo el 32% de los puntos necesarios para esta validación preliminar, el valor es muy sensible en la confusión de coberturas, especialmente entre “Pastos hidrófilos” y “Humedales mixtos”. Más adelante se obtendrán más puntos de validación a partir de fotografías aéreas y otras fuentes de mayor resolución para tener una evaluación más sólida de la exactitud global.

Tomando en cuenta los sistemas clasificatorios establecidos a nivel internacional y local (Ramsar, 2012; SEMARNAT, 2008), la clasificación de humedales propuesta en el presente trabajo se encuentra en un lugar intermedio debido a que al trabajar principalmente con sensores remotos es necesario contar con una flexibilidad de clases. Las clases propuestas permiten la combinación de coberturas y abundancias que pueden presentar los humedales costeros en todo el país y detectables con imágenes de satélite. De la misma forma, la determinación del tipo de especies presentes en cada clase es fundamental para posteriores cálculos de estimaciones de biomasa arriba del suelo.

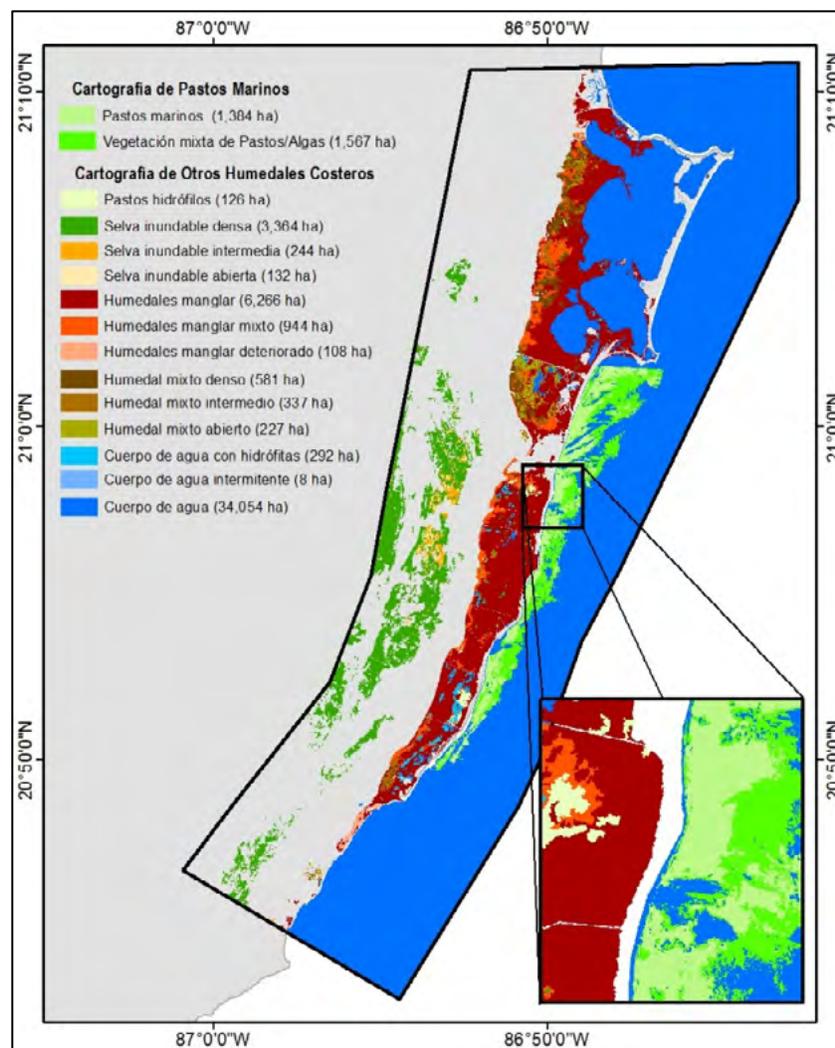


Figura 4. Mapa del Sitio Puerto Morelos en Quintana Roo, en el que se integran los resultados obtenidos en el mapeo de Pastos Marinos y Otros Humedales.

Conclusiones

Si bien la generación de la cartografía detallada de la distribución de manglar para tres fechas es un avance importante, es necesario generar con mayor rapidez y con métodos homologados información sobre la estructura diferenciada en los tipos de manglar presentes en el país, así como sus particularidades dentro del ciclo biológico del carbono, que permitan generar estimaciones más precisas sobre sus almacenes, para lo cual es necesaria la coordinación efectiva de los distintos esfuerzos institucionales que actualmente se realizan.

En relación con pastos marinos y las asociaciones de éstos con otros tipos de vegetación, es posible su detección de forma precisa utilizando imágenes de satélite de alta resolución espacial y espectral como las WorldView-2 aplicando técnicas de percepción remota; dado que los métodos utilizados son fácilmente replicables, se espera que se pueda obtener la cobertura de pastos marinos y sus asociaciones en años subsecuentes con lo que se podrá establecer un esquema de monitoreo de estos ecosistemas.

Tanto para pastos marinos como para otros humedales en Puerto Morelos, las clasificaciones orientadas a objetos generaron resultados preliminares confiables que pueden servir de base para cartografiar otros sitios de humedales costeros.

Las técnicas anteriores permiten la detección y estimación de la extensión y distribución de coberturas en estos ecosistemas, como base para su monitoreo en sus diferentes funciones (ej. almacenes de carbono). No obstante, a pesar del avance tecnológico y automatización de algunos procesos y clasificaciones con técnicas de percepción remota, es indispensable la revisión e interpretación visual de los resultados, así como el conocimiento *in situ*, para realizar los ajustes correspondientes.

Finalmente, considerando la gran relevancia que juegan los ecosistemas costeros en el almacenamiento de carbono y por lo tanto su papel trascendental en la mitigación del cambio climático, la información que se genera en torno a ellos, tanto de cartografía detallada como de funciones ecológicas, entre otras, debe ser utilizada y analizada de forma integral para favorecer y justificar la conservación urgente de estos ecosistemas.

Agradecimientos:

A Cecilia Elizondo y su equipo de trabajo del Jardín Botánico Dr. Alfredo Barrera Marín del Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) por el apoyo recibido en el trabajo de campo en Puerto Morelos, Quintana Roo.

Bibliografía

- Adame M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza, J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. PLoS ONE 8: e56569. doi:10.1371/journal.pone.0056569.
- Blanchon P. 2006. Geomorphic Zonation. In: Hopley D. (ed) Encyclopedia of Modern Coral Reefs: Structure, Form and Process. Encyclopedia of Earth Science Series, Springer.
- Cerdeira-Estrada S., T. Heege, M. Kolb, S. Ohlendorf, A. Uribe, A. Müller, R. Garza, R. Ressler, R. Aguirre, I. Mariño, R. Silva, R. Martell. 2012. Benthic habitat and bathymetry mapping of shallow waters in puerto morelos reefs using remote sensing with physics based data processing. IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS). ISSN: 2153-6996. ISBN: 978-1-4673-1160-1. ISSN: 2153-6996. pp. 4383-4386.
- Contreras-Espinoza F., B. G. Warner. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. Hidrobiología 511:233-245.
- FAO. 1996. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Forest Resources Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Forestry Paper 130. Roma, Italia. 154 pp.

- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Paris. Consultado en: WMO/UNEP.www.ipcc.ch.
- Jordán E. 1989. Gorgonian community structure and reef zonation patterns on Yucatán coral reefs. *Bulletin of Marine Science* 45:678-696.
- Kuleli T., A. Guneroglu, F. Karsli, M. Dihkan. 2011. Automatic detection of shoreline change on coastal Ramsar wetlands of Turkey. *Ocean Engineering* 38:1141-1149.
- Laffoley D., G. Grimsditch. 2009. The management of natural coastal carbon sinks, edited by D. Laffoley y G. Grimsditch. Gland Switzerland: IUCN.
- Leyca-Geosystem. 2003. Erdas imagine - Tour guides. United States of America.
- Liu C., H. Jiang, Y. Hou, S. Zhang, L. Su, X. Li, X. Pan, Z. Wen. 2010. Habitat changes for breeding waterbirds in Yancheng National Nature Reserve, China: A remote sensing study. *Wetlands* 30:879-888.
- McFeeters S. K. 1996. The use of the normalised difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing* 17:1425-1432.
- Meinel G., M. Neubert. 2004. A comparison of segmentation programs for high resolution remote sensing data. *Int. Arch. of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XXXV-B4*. pp. 1097-1102.
- Mitsch W. J., J. G. Gosselink. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35:25-33.
- Moffett K. B., S. M. Gorelick. 2013. Distinguishing wetland vegetation and channel features with object-based image segmentation. *International Journal of Remote Sensing* 34:1332-1354
- Morris J. T., P. V. Sundareshwar, C. T. Nietch, B. Kjerfve, D. R. Cahoon. 2002. Responses of Coastal Wetlands to Rising Sea Level. *Ecology* 83:2869-2877.
- 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, www.grida.no ISBN: 978-82-7701-060-1. 78 pp.
- Özyavuz M. 2011. Determination of Temporal Changes in Lakes Mert and Erikli Using Remote Sensing and Geographic Information Systems. *Journal of Coastal Research* 27:174-181.
- Pendleton L., D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J. W. Fourqurean, J. B. Kauffman, N. Marbá, P. Megonigal, E. Pidfeon, D. Herr, D. Gordon, A. Baldera. 2012. Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE* 7: e43542. doi:10.1371/journal.pone.0043542.
- Rahman A. F., D. Dragoni, B. El-Masri. 2011. Response of the Sundarbans coastline to sea level rise and decreased sediment flow: A remote sensing assessment. *Remote Sensing of Environment* 115:3121-3128.
- Ramsar. 2012. Definición de “humedales” y Sistema de Clasificación de Tipos de Humedales de la Convención de Ramsar. Consultado en: <http://www.ramsar.org>.
- Rodríguez-Zúñiga M. T., C. Troche-Souza, A. D. Vázquez-Lule, J. D. Márquez-Mendoza, B. Vázquez-Balderas, L. Valderrama-Landeros, S. Velázquez-Salazar, A. Uribe-Martínez, J. Acosta-Velázquez, J. Díaz-Gallegos, M. I. Cruz-López, R. Ressler. 2012. Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2ª y 3era etapas. Informe final del proyecto GQ004. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F. 307 pp.
- 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, 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 pp.
- Rouse J. W., R. H. Haas, J. A. Schell, D. W. Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *In: NASA Sp-351 1. Third ERTS Symposium, Washington, DC, USA 12/1973*. pp. 309-317.
- SEMARNAT. 2008. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto Nacional de Ecología (INE). Inventario Nacional de Humedales, Documento Estratégico Rector. 58 pp.
- Shoshany M., L. Karnibad. 2011. Mapping shrubland biomass along Mediterranean climatic gradients: The synergy of rainfall-based and NDVI-based models. *International Journal Of Remote Sensing* 32:9497-9508.
- Xia J., S. Liu, S. Liang, Y. Chen, W. Xu, W. Yuan. 2014. Spatio-Temporal Patterns and Climate Variables Controlling of Biomass Carbon Stock of Global Grassland Ecosystems. *Remote Sensing* 6:1783-1802.

2.5 Dinámica de hojarasca y variación espacio temporal de carbono en un escenario cárstico como laguna de Celestún, Yucatán

Camacho-Rico Andrea¹ y Herrera-Silveira Jorge¹

¹CINVESTAV-IPN Laboratorio de Producción Primaria, Antigua Carretera a Progreso Km. 6, C.P. 97310 Mérida Yucatán. Autor para correspondencia: andrea.camacho@mda.cinvestav.mx

Resumen

En la laguna de Celestún, se estudia la dinámica de hojarasca, el intercambio de carbono y nutrientes entre el manglar y la laguna costera, así como la variación espacial y temporal de carbono en la laguna. La productividad de hojarasca en el manglar de la zona interna de la laguna correspondiente a los años 2011, 2012, 2013 fue de 13.7, 12.0, 10.3 Ton C h⁻¹ año⁻¹ respectivamente. La productividad de la zona cercana al mar fue de 10.9, 9.8, 7.6 Ton C h⁻¹ año⁻¹, los valores de productividad registrados en la zona interna son cercanos a los observados en sitios con características similares. El carbono orgánico disuelto (COD) medido en dos ciclos de marea, entre el manglar y la laguna presentó un rango de concentración que va de 28.9 mg/L (máximo) a 4.1 mg/L (mínimo) en la zona interna, el rango de concentración registrado en la zona cercana al mar fue de 16.3 mg/L (máximo) a 0.09 mg/L (mínimo). En la laguna las variaciones espaciales de carbono se encuentran asociadas a las descargas de agua dulce, el COD muestra un gradiente inverso al gradiente de salinidad presente en la laguna de Celestún. El valor promedio más alto de COD se encuentra en la zona interna con 42.7 mg/L de COD y los valores más bajos corresponden a la zona de la boca de la laguna 5.7 mg/L. Se observó un máximo de COD en el mes de diciembre (25.7 mg/L), el mes de septiembre presentó el valor más bajo (11.8 mg/L).

Palabras clave: laguna, manglares, carbono orgánico.

Abstract

In Celestún lagoon, litter dynamics, exchange of carbon and nutrients between mangrove and coastal lagoon and the spatial and temporal variation of carbon in the lagoon is studied. The productivity of mangrove leaf litter in the internal area for the years 2011, 2012, 2013 was 13.7, 12.0, 10.3 Ton C h⁻¹ yr⁻¹ respectively. The productivity of the area near to the sea was 4.9, 4.8, 4.8 Ton C h⁻¹ yr⁻¹, the productivity values recorded in the inner zone are close to those observed at sites with similar characteristics. Dissolved organic carbon (DOC) measured on two tidal cycles, between the mangrove and lagoon present a range of concentration ranging from 28.9 mg/L (maximum) at 4.1 mg/L (minimum) in the inner zone, the range concentration recorded in the area near the sea was 16.3 mg/L (maximum) to 0.09 mg/L (minimum). In the lagoon carbon spatial variations are associated with discharges of fresh water, the COD shows an inverse gradient salinity gradient present in Celestún lagoon. The highest average value of COD in the inner zone was 42.7 mg/L of COD and the lowest values correspond to the area of the mouth of the lagoon 5.7 mg/L. A maximum of COD was observed in December (25.7 mg/L), the month of September presented the lowest value (11.8 mg/L).

Introducción

Dentro de los ecosistemas costeros, los estuarios son una de las interfaces más importantes entre los continentes y las áreas marinas, es en ellas donde ocurre el mayor intercambio de materia orgánica

(MO) entre la tierra y los océanos debido a la presencia de plantas superiores, fitoplancton, algas y bacterias bentónicas (Jaffe *et al.*, 2001; McCallisters *et al.*, 2006). Poseen un ambiente complejo en donde el agua dulce se mezcla con agua salada en proporciones variables dependiendo de factores tales como la amplitud de marea, descarga de los ríos y aguas subterráneas (Thoumelin y Wartel, 1997; Swarzenski *et al.*, 2006).

Dentro de las regiones tropicales y subtropicales los ecosistemas costeros que predominan son los bosques de manglar. La importancia de estos ambientes costeros se ha resaltado en las últimas décadas debido a su papel como almacenes de carbono y ser uno de los ecosistemas más eficientes en la captura de CO₂ (Donato *et al.*, 2011). Además poseen una alta producción primaria e importante intercambio de carbono y nutrientes hacia los ambientes costeros adyacentes, funcionando como exportadores de materia y energía que subsidia cadenas tróficas superiores (Twilley 1985; Adame y Lovelock, 2011).

A pesar de que existen un gran número de estudios sobre el ciclo de la materia orgánica en los ecosistemas de manglar, sigue sin haber consenso acerca de la magnitud y contribución real de la producción primaria y destino de la materia orgánica proveniente de los manglares, así como de los procesos que intervienen en el balance neto de dicho intercambio (Bouillon *et al.*, 2008).

Dentro de los procesos de flujos de carbono en humedales la producción, la descomposición y el intercambio se dan de forma simultánea, y eso hace que se observen variaciones espaciales y temporales de las concentraciones de carbono y nutrientes en los ecosistemas acuáticos adyacentes. Sin embargo, estos procesos se han estudiado de forma individual y compartimentalizada en diferentes ecosistemas que tienen características geomórficas e hidrológicas distintas, (Ake-Castillo *et al.*, 2006; Dittmar y Lara, 2001; Twilley 1985).

De acuerdo a lo anterior en este trabajo se busca conocer la conexión que hay entre los procesos de producción, descomposición y flujo de materia orgánica en manglares bajo un enfoque ecosistémico en un sistema costero que tiene la particularidad de estar en un escenario cárstico donde los aportes de agua dulce son por descargas puntuales y difusas del acuífero y donde se tienen micromareas de intervalo de 0.6 metros (Bouchot *et al.*, 2011).

Materiales y métodos

El estudio se realizó en la laguna costera de Celestún, la cual se localiza en el extremo noroeste de la península de Yucatán, sobre el límite de una isla de barrera (Figura 1) comprende un área de 28 km². El clima de la región está asociado a la variación de la precipitación, reconociéndose tres épocas climáticas: secas (marzo-mayo), lluvias (junio-octubre) y nortes (noviembre-febrero). En la laguna de Celestún se reconocen tres zonas de acuerdo al gradiente de salinidad: La parte interna se caracteriza por los valores menores de salinidad en la columna de agua (5g kg⁻¹ a 12g kg⁻¹) esto se debe a la influencia de las descargas subterráneas; en la parte sur se localiza la zona de la boca, caracterizada por salinidad marina (> 30 g kg⁻¹).

El suelo de la región es de tipo calizo- cárstico de gran permeabilidad, lo que no permite escurrimiento a nivel superficie; el agua filtrada aparece nuevamente en superficie por afloramientos del manto freático a manera de manantiales, que se localizan en los bordes y dentro de la laguna. La precipitación y los manantiales son las únicas fuentes de agua dulce con las que cuenta el sistema lagunar.

Dinámica de hojarasca

En el manglar de franja de la zona interna de la laguna, y zona de la boca de la laguna se tienen establecidas dos parcelas permanentes para la recolección de hojarasca en cada parcela se colocaron 5

canastas de 0.25 m^2 para un total de 10 canastas por zona. Para evaluar los factores asociados a las tasas de descomposición de la hojarasca dentro del bosque de manglar, las variables a estudiar fueron el efecto de la salinidad (zona interna, zona de la boca), grado de inundación (temporada de secas (marzo-mayo), lluvias (junio-octubre) y nortes (noviembre- febrero)).

Se utilizan bolsas de nylon de $20 \times 20 \text{ cm}$ y apertura de malla ($1 \times 1 \text{ mm}$) para excluir a invertebrados que actúan como consumidores y/o desintegradores de la hojarasca. Las bolsas se llenan con 10 g de hojas secas. En cada zona se pusieron 35 bolsas, haciendo un total de 70 bolsas para las 2 zonas. Se conservaron 5 bolsas como blancos y se colectaron 5 bolsas por zona (con fines estadísticos). Los tiempos de recolección fueron, al día siguiente de colocarlas, a la 1^{era} semana, 2^{da} semana, 3^{er} semana, 4^a semana (1 mes), 2 meses 3 meses, 4 meses, para un total de 7 colectas.

Intercambio de carbono y nutrientes entre el manglar y la laguna

Con la finalidad de determinar el balance entre la exportación e importación de carbono y nutrientes, dentro de la laguna de Celestún. En la zona interna y zona de la boca se eligió un canal de agua que conecta la zona de manglar con la laguna, en el canal se colocó un automuestreador automático portátil Modelo 3700 Full Size programado para colectar muestras de agua a un tiempo constante de una hora durante dos ciclos de marea, las muestras colectadas fueron conservadas en hielo hasta su posterior análisis en el laboratorio, una vez en el laboratorio son filtradas a través de un filtro GF/F una vez filtrada, se realizó el análisis de COD en auto-analizador elemental.

Variación espacio temporal de carbono y nutrientes

Se colectarán muestras de agua superficial en botellas de plástico opaco de 1 litro para el análisis de nutrientes en cada una de las estaciones, y un duplicado para el análisis de carbono orgánico particulado y disuelto.

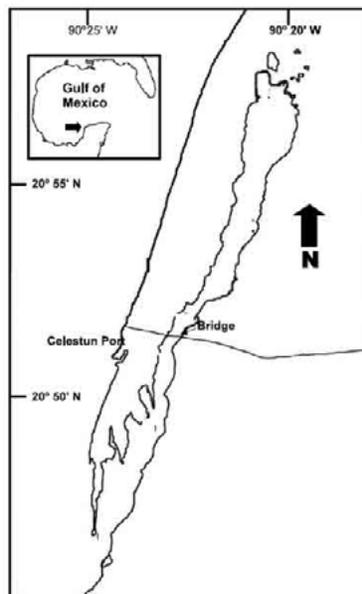


Figura 1. Localización de la Laguna de Celestún.

Resultados y discusión

Estimación de la productividad

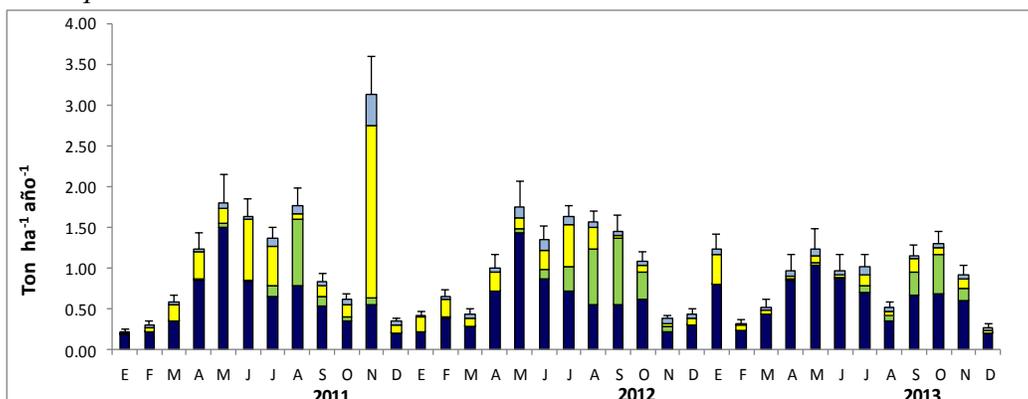


Figura 2. Valores de productividad para el manglar de franja en la zona interna. En (azul claro) Misceláneos, (amarillo) tallos, (verde) flores y frutos y (azul fuerte) hojas.

Como se observa en la Figura anterior la productividad muestra un patrón cíclico en donde se observa que los valores máximos se presentan en los meses de mayo que corresponde a la temporada de secas, el componente predominante son hojas, sin embargo para los meses de agosto de 2011 el componente que predomina son las flores y frutos, de igual forma en agosto, septiembre y octubre de 2012 el componente predominante son las flores y frutos, en 2013 se observa un incremento en el componente flores y frutos para los meses de septiembre y octubre, pero no llega a ser predominante sobre hojas.

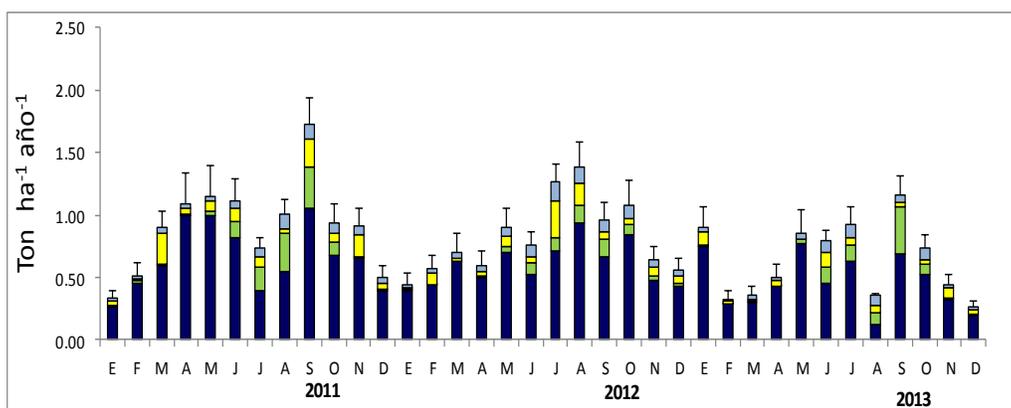


Figura 3. Valores de productividad para el manglar de franja en la zona de la boca. En (azul claro) Misceláneos, (amarillo) tallos, (verde) flores y frutos y (azul fuerte) hojas.

En la Figura 3 la productividad presenta un patrón cíclico, a pesar de que varían los máximos de productividad a lo largo de los 3 años en 2011 se presentan en los meses de abril, mayo y julio, para el 2012 los máximos se observan en agosto y octubre, en 2013 el máximo se observa en julio, el componente que predominante es hojas a lo largo de los 3 años.

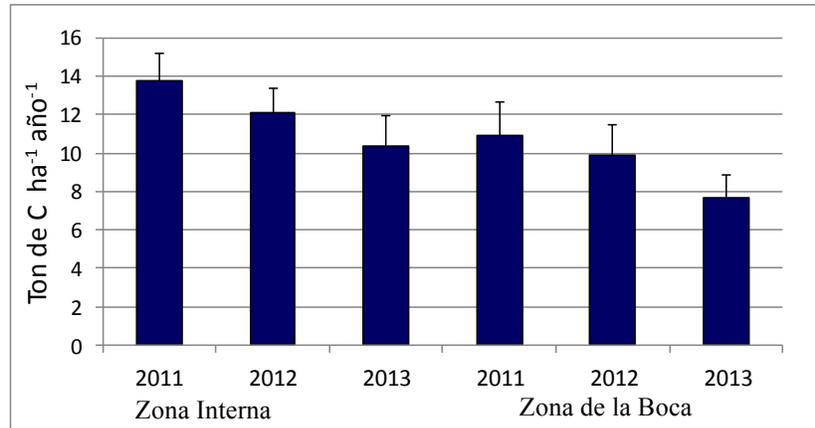


Figura 4. Contribución de carbono de la productividad anual de la zona interna y zona de la boca para el manglar de franja.

La Figura anterior muestra la contribución en toneladas de carbono de la productividad anual del manglar de franja en la zona interna y zona de la boca, se puede observar que la zona interna presenta valores superiores a los observados en la zona de la boca, sin presentar diferencias significativas entre sitios, $p > 0.005$. Sin embargo a lo largo de los tres años se presenta un patrón decreciente de la productividad para ambos sitios.

Cinética de descomposición

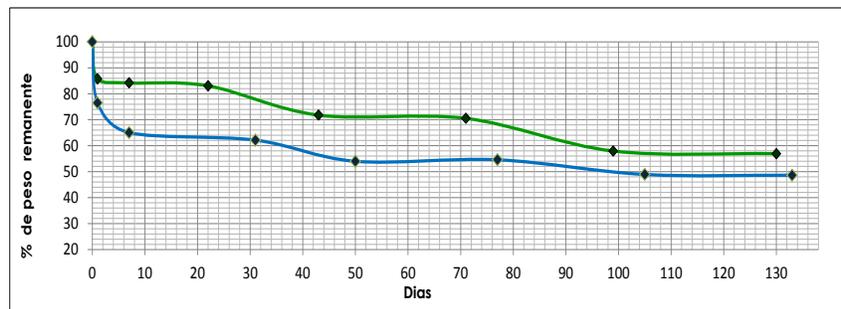


Figura 5. Cinética de descomposición en el manglar de franja de la zona interna de *Rizophora mangle* para la temporada de secas (verde) y lluvias (azul).

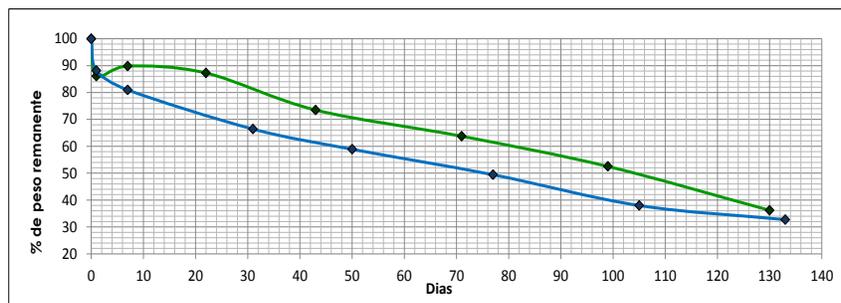


Figura 6. Cinética de descomposición en el manglar de franja de la zona de la boca de *Rizophora mangle* para la temporada de secas (verde) y lluvias (azul).

Se puede observar que tanto en la zona interna como en la zona de la boca la descomposición es más rápida en la temporada de lluvias esto se observa más claramente en el Cuadro 1, donde se muestran los valores de las constantes de decaimiento para ambas zonas. En la zona de la boca para la temporada de lluvias se obtuvo un valor de 0.0078 en tanto que en la zona interna el valor es de 0.0041.

Cuadro 1. Valores de la constante de decaimiento de *Rizhophora mangle* para la zona interna y zona de la boca en la temporada de secas y lluvias

		INTERNA	BOCA
Secas	($K_{\text{decaimiento}}$)	0.0038	0.0068
Lluvias	($K_{\text{decaimiento}}$)	0.0041	0.0078

Otra manera de evaluar la cinética de descomposición fue la determinación del tiempo en el cual se pierde el 50% de la masa inicial $t(50)$, estos valores se observan en el Cuadro 2, para zona interna en la temporada de secas a lo largo del periodo que duro el experimento (135 días) no se alcanzó el $t(50)$, mientras que para temporada de lluvias se alcanzó a los 98 días, en comparación con la zona interna, la zona de la boca en la temporada de secas presentó un valor de $t(50)$ a los 102 días y en la temporada de lluvias a los se llegó al $t(50)$ a los 72 días.

Cuadro 2. Valores del $t(50)$ de *Rizhophora mangle* para la zona interna y zona de la boca en la temporada de secas y lluvias

		INTERNA	BOCA
Secas	$t(50)$		102
Lluvias	$t(50)$	98	72

Intercambio de carbono y nutrientes entre el manglar y la laguna costera

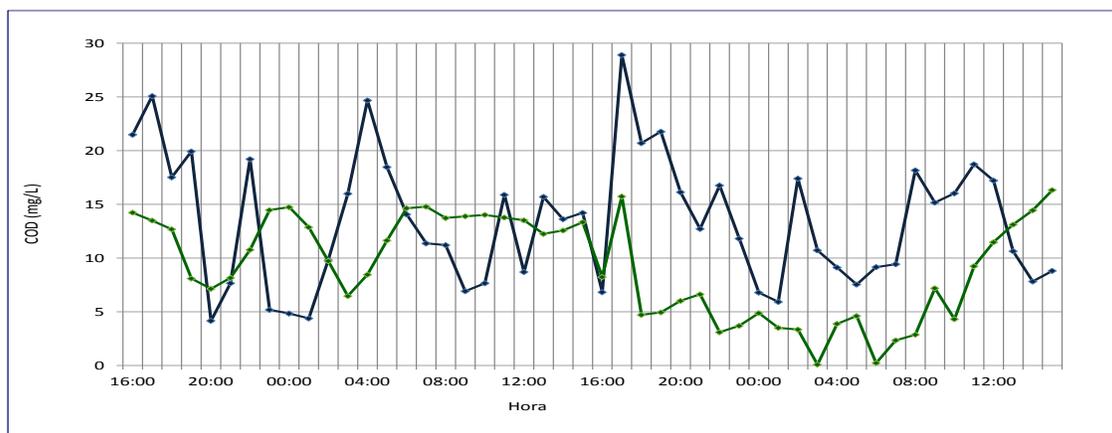


Figura 7. Rango de concentraciones de carbono orgánico disuelto en 2 ciclos de marea para la temporada de lluvias, zona interna (azul), zona de la boca (verde).

En la Figura 7 se observa, que la zona interna presenta valores de COD mayores a los registrados en la zona de la boca, la zona interna presenta una concentración máxima de 28.9 mg/L y una mínima de 4.1 mg/L en tanto que en la boca la concentración máxima fue de 16.3 mg/L y una mínima de 0.09mg/L. La influencia de los ojos de agua y aportaciones de agua dulce vía descargas subterráneas hacia como el efecto de una productividad mayor del ecosistema de manglar en la zona interna pueden tener un efecto sobre las diferencias en las concentraciones de carbono registradas en ambas zonas.

Variación espacial y temporal de carbono orgánico disuelto en la laguna costera de Celestún

Se puede observar en la Figura 8 que la estación E1 presenta el valor más alto de concentración 42.7 mg/L, y que existe un gradiente decreciente hacia la estación E7 5.7 mg/L, esto representa que la concentración de carbono es mayor en la zona interna de laguna en comparación con la zona marina en donde se encuentra ubicada la estación E7. La influencia de las aportaciones de agua subterránea dentro de la laguna tiene un importante efecto en las concentraciones de carbono registradas.

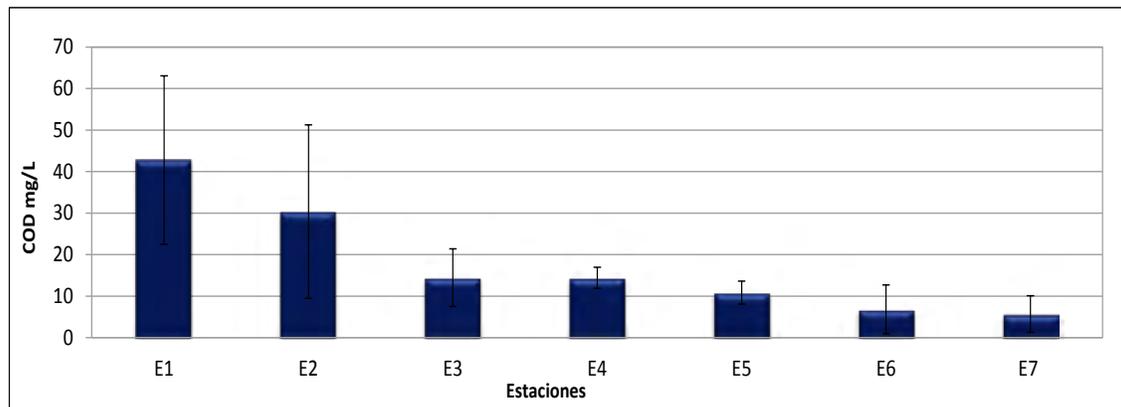


Figura 8. Variación espacial de carbono orgánico disuelto en la laguna de Celestún.

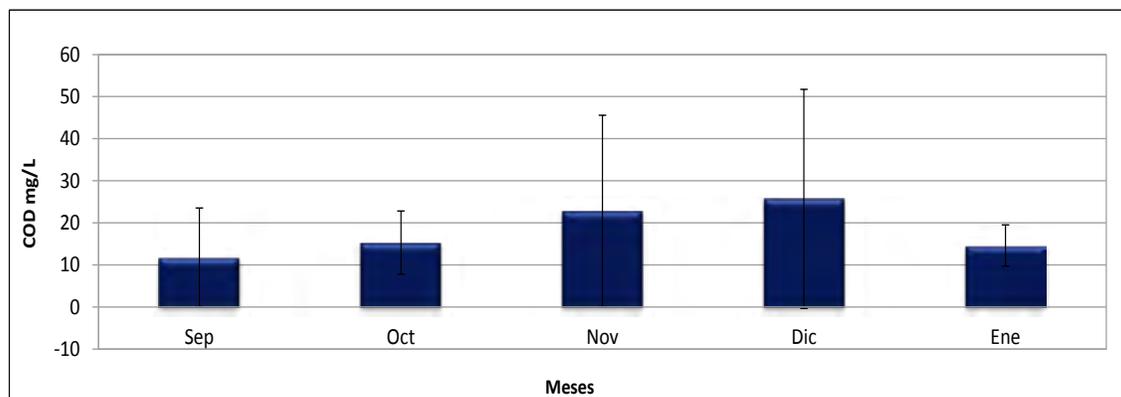


Figura 9. Variación temporal de carbono orgánico disuelto en la laguna de Celestún.

Conclusiones

Dentro del ecosistema de manglar en la zona interna de la laguna para el año 2013 se registraron valores de productividad de $10.3 \text{ Ton de C h}^{-1} \text{ año}^{-1}$, la tasa de descomposición en el manglar de franja de la zona interna de la laguna registro un valor de $2.8 \text{ Ton de C h}^{-1} \text{ año}^{-1}$, el rango de concentración en

los canales entre el manglar y la laguna costera fue de 28.9 mg/L a 4.1 mg/L, el valor máximo de concentración en las estaciones ubicadas en la zona interna de la laguna fue de 42.7 mg/L.

La productividad del manglar de franja en la zona de la boca para el año 2013 registro un valor de 7.6 Ton de C h⁻¹ año⁻¹ la tasa de descomposición en esta zona fue de 3.5 Ton de C h⁻¹ año⁻¹ el rango de concentración en los canales entre el manglar y la laguna costera fue de 16.3 mg/L a 0.09 mg/L, el valor máximo de concentración en las estaciones ubicadas en la zona interna de la laguna fue de 5.7 mg/L.

Una visión ecosistémica de los flujos de carbono dentro de manglar muestra que la productividad de la zona interna es mayor sin ser significativamente diferente con respecto a la zona de la boca. Dentro de la zona interna la tasa descomposición es más lenta con respecto a la zona de la boca. Los aportes agua subterránea dentro de la laguna representan una fuente importante de COD.

Bibliografía

- Adame M. F., C. E. Lovelock. 2011. Carbon and nutrient exchange of mangrove forests with the coastal ocean. *Hydrobiologia* 663:23–50.
- Ake-Castillo J. A., G. Vazquez, J. López-Portillo. 2006. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of México. *Hydrobiologia* 559:101-111.
- Bouchot G., J. Montero, O. Pérez-Zapata, J. Herrera-Silveira, D. Pool-Pech, L. Gual-Alpuche, V. Ríos-García. 2011. Evaluación de la Condición Ambiental de la Ría de Celestún Campeche-Yucatán.
- Bouillon S., V. A. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, C. N. Duke, E. Kristensen, Y. S. Lee, C. Marchand, J. J. Middelburg, H. V. Rivera-Monroy, J. T. Smith, R. R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22: GB2013.
- Dittmar T., 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.
- Donato D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham, M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich tropical forests and key in land-use carbon emissions. *Nature Geoscience* 4:293-297.
- Jaffe R., R. Mead, M. E. Hernandez, M. C. Peralba, O. DiGuida. 2001. Origin and transport of sedimentary organic matter in two sub-tropical estuaries: a comparative, biomarker-based study. *Organic Geochemistry* 32:507–526.
- McCallisters L. S., E. J. Baver, W. H. Ducklow, A. E. Canuel. 2006. Sources of estuarine dissolved and particulate organic matter: a multitracer approach. *Organic Geochemistry* 37:454-468.
- Swarzenski W. P., W. Orem, B. McPherson. 2006. Biogeochemical transport in the Loxahatchee River estuary, Florida The role of submarine groundwater discharge. *Marine Chemistry* 101:248–265.
- Thoumelin L., B. Wartel. 1997. Origin and transport of organic matter across the Seine estuary: Fatty acid and sterol variations. *Marine Chemistry* 58:59-71.
- Twilley R. R. 1985. The Exchange of Organic Carbon in Basin Mangrove Forests in a Southwest Florida Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20:543-557.



2.6 Variación estacional del estado de saturación de aragonita en un arrecife coralino: Cabo Pulmo

Norzagaray-López Orión¹; Hernández-Ayón José M.¹; Calderón-Aguilera Luis E.^{2a}; Reyes-Bonilla Héctor³; Ayala-Bocos Arturo³; Siqueiros-Valencia Arturo¹ y Lara-Lara Rubén^{2b}

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Km 103 Autopista Tij-Ens, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Laboratorio de Ecología y Pesquerías de la Zona Costera^a, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada^b, Ensenada, Baja California, México.

³Departamento de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México.
Autor para correspondencia: orion.norlop@gmail.com

Resumen

La tasa de calcificación de corales es influenciada por las condiciones físico-químicas del agua de mar. De estas propiedades, el sistema del CO₂ y la temperatura definen las condiciones óptimas para su desarrollo, y de manera nominal deben fluctuar en un intervalo de temperatura entre 28 a 30 grados y agua saturada con respecto a aragonita (Ω_{arag}). Debido a lo anterior, y a manera de línea base, resulta necesario conocer las fluctuaciones de temperatura y Ω_{arag} bajo los cuales se desarrollan los corales en un arrecife. Para esto se seleccionó el arrecife de Cabo Pulmo (B.C.S.), donde se colectaron muestras de agua mensuales de septiembre de 2012 a enero de 2014 para el análisis de las variables del sistema de carbono (alcalinidad total-AT, carbono inorgánico disuelto-CID, temperatura-T °C y salinidad). El muestreo se realizó en un transecto de cuatro estaciones y tres profundidades, superficie (0 m), media agua (1-10 m) y fondo (11-20 m). Se usó el programa CO₂sys para calcular el pH (escala de agua de mar) y estado de saturación de aragonita. El análisis de Temperatura vs Salinidad mostró la influencia de dos masas de agua en la zona de estudio: 1) agua del Golfo de California (AGC) durante los meses de diciembre a marzo, y 2) agua Superficial Tropical el resto del año (abril a noviembre). Ambas masas de agua presentaron características físico-químicas particulares. La temperatura varió en un intervalo entre 20 a 32 grados. El pH presentó los valores más bajos (7.9 a 8.0) durante los meses de febrero a marzo, correspondientes a la presencia AGC, mientras que el resto de los meses los valores estuvieron por arriba de 8.0 durante la presencia de AST. El Ω_{arag} fluctuó estacionalmente entre 2.3 a 3.9 unidades, los valores más bajos estuvieron presentes durante los meses con la influencia de AGC. Se han reportado estas masas de agua para la región oceánica aledaña a Cabo Pulmo, las cuales están presentes en distintas temporadas del año, y esta señal se vio reflejada en la zona costera directamente sobre el arrecife. Ambas masas de agua presentaron características de temperatura y Ω_{arag} dentro del óptimo antes mencionado, pero con distintas características químicas. Se ha reportado que la tasa de calcificación de ciertas especies de coral tiene una relación directa con el Ω_{arag} . Con esto, las variaciones estacionales en el Ω_{arag} debería modular naturalmente la tasa de calcificación de los corales del arrecife de Cabo Pulmo. Este estudio resalta la importancia del estudio de las fluctuaciones temporales del sistema del CO₂, debido a que, bajo el contexto de la acidificación del océano, los cambios en la química del océano pronosticados resultan parte de la variación natural a la que están expuestos estos arrecifes.

Palabras clave: sistema del CO₂, estado de saturación de aragonita, Cabo Pulmo.

Abstract

Coral calcification is influenced by physical and chemical seawater properties. Both the CO₂ system and temperature define the optimum conditions for reef development and nominal values range between oversaturated seawater (regard to aragonite, Ω_{arag}) and a temperature between 28-30 °C. Thus, in order to establish base-line values, it is necessary to know the variability in a coral reef under an annual scale. Monthly discrete seawater samples were collected during September 2012 to January 2014 in Cabo Pulmo to do the carbonate system variables analysis (total alkalinity, TA, dissolved inorganic carbon, DIC, temperature and salinity). Sampling was made a transect with four stations and three depths, surface (0 m), middle (1-10 m) and bottom (11-20 m) using Niskin bottles. The CO₂sys program was used to calculate pH (seawater scale) and saturation state (regard to aragonite, Ω_{arag}). Temperature vs Salinity analysis showed the influence of two water masses: 1) Gulf of California water (GCW) from December to March, and 2) Tropical Surface water (TSW) from April to November. Both water types showed particular physical and chemical properties. Temperature varied in a range between 12 to 32 °C. The pH was lower (7.9 to 8.0) during February to March, accordingly to GCW. The Ω_{arag} varied seasonally between 2.3 and 3.9 units, where GCW showed lowest values. Both water masses has been reported for the oceanic region near to Cabo Pulmo reef, with seasonal presence. This signal was reflected in shallow water above the coral reef. Both water masses showed temperature, pH and Ω_{arag} within optimum threshold. Coral growth and Ω_{arag} are related, with seasonal variation in coral parameters. Thus, environmental variations, more than temperature, might control coral calcification in some species from Cabo Pulmo. This study highlights the CO₂ seasonal variations which under acidification context, the modeled acidic conditions fall in natural variability already present in this ecosystems.

Keywords: CO₂ system, Ω_{arag} , Cabo Pulmo.

Introducción

Los arrecifes de coral son considerados fuente de CO₂ a la atmósfera, debido a que la tasa de fijación de CO₂, vía fotosíntesis, es menor a la precipitación de CaCO₃ o calcificación de esqueletos (Gattuso *et al.*, 1996; Gattuso *et al.*, 1999). Sin embargo, en una escala geológica han sido de vital importancia para el ciclo del carbono, controlando el ciclo global del CO₂ (Hönisch *et al.*, 2012). La calcificación coralina es la formación de esqueletos de carbonato de calcio y conlleva una serie de procesos metabólicos llevados a cabo en los pólipos, estructura básica de los corales (Allemand *et al.*, 2011; Erez *et al.*, 2011). Los pólipos presentan tejidos especializados para calcificar cristales de aragonita, forma mineral cristalina preferida por los corales. Este proceso, junto con otros, conlleva un gasto de energía para el coral, la cual obtiene por medio del consumo de partículas y por la fotosíntesis de sus zooxantelas, algas simbiotes dinoflageladas (Allemand *et al.*, 2011; Erez *et al.*, 2011). Los corales formadores de arrecifes son influenciados por el medio ambiente donde habitan. La temperatura y la luz son los principales controles ambientales de la calcificación, debido a que regulan la actividad metabólica del organismo y la productividad fotosintética (alga simbiote) (Cohen y McConnaughey, 2003; Carricart-Ganivet, 2007; Allemand *et al.*, 2011). Estas variaciones estacionales en el ambiente modulan el crecimiento del coral, variando la forma de precipitar sus esqueletos, reflejado *p.e.* como variaciones en densidad esquelética (Lough y Barnes, 2000; Carricart-Ganivet, 2007). Por otra parte, el océano ha absorbido cerca de la mitad de las emisiones antropogénicas de CO₂, por lo que el pH del agua superficial de los océanos está disminuyendo a una tasa de ~0.002 unidades de pH por año. Se pronostica que la disminución de pH tendrá un efecto negativo sobre algunas especies de corales

formadores de arrecifes (Kleypas *et al.*, 1999; Erez *et al.*, 2011). Este es un tema en auge, donde estudios de laboratorio y mesocosmos (Erez *et al.*, 2011) han evidenciado efectos negativos en experimentos de corta duración, en el orden de días a meses. Estos estudios de laboratorio emplean variaciones del sistema del CO₂, como el pH, pCO₂ o el estado de saturación de aragonita (Ω_{arag}), mismos que son controlados para abarcar un amplio espectro de valores, posiblemente reflejando la respuesta inmediata de los organismos a las condiciones experimentales, pero esta variabilidad pudiera no ser reflejo de las condiciones ambientales (Hofmann *et al.*, 2011). Las condiciones ambientales, físicas y químicas, son controladas por procesos oceanográficos así como por procesos biológicos, los cuales varían en duración y espacio. Así, variaciones a diversas escalas van a modular las condiciones donde se desarrollan los arrecifes de coral. Con base a lo anterior, y a manera de línea base, este estudio presenta las fluctuaciones de temperatura, pH y Ω_{arag} bajo los cuales se desarrollan los corales en un arrecife. Se hipotetiza que el sistema del CO₂ en un arrecife de coral presenta variaciones estacionales en temperatura, pH y en el estado de saturación de aragonita producto de las variaciones de la circulación de masas de agua. Sin embargo, se considera también que la fluctuación de estado de saturación de aragonita depende de la variación estacional de la temperatura.

Materiales y métodos

Zona de estudio

Cabo Pulmo es un arrecife de coral ubicado en la parte sureña del Golfo de California (GC) (Figura 1). Las masas de agua presentes en esta zona varían en su distribución horizontal y verticalmente, con variaciones temporales. Se han reportado masas de agua que siempre están presentes en la parte sur del GC como son: 1) agua superficial como Agua del Golfo de California (AGC) y Agua Tropical Superficial (ATS), 2) agua subsuperficial como: Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt), Agua Intermedia del Pacífico (AIP) y Agua Profunda del Pacífico (APP) (Castro *et al.*, 2000; Hernández-Ayón *et al.*, 2013).



Figura 1. Ubicación de la zona de estudio, Cabo Pulmo.

También se han reportado masas de agua que tienen una influencia estacional sobre esta región como: Agua Superficial Ecuatorial (ASE), el Agua de la Corriente de Costa Rica (ACCR), también denominada como la ATS, y el agua de la Corriente de California (ACC), la cual afecta principalmente a la zona de la entrada al golfo. Estas masas de agua son identificadas por su temperatura, salinidad y densidad (Castro *et al.*, 2000).

Colecta y análisis de muestras

Se colectaron muestras de agua mensualmente de septiembre de 2012 a enero de 2014 para análisis del sistema del CO₂. Con estas muestras discretas se analizó la alcalinidad total (AT), carbono inorgánico disuelto (CID), temperatura y salinidad. El muestreo se realizó en un transecto de 4 estaciones y en tres profundidades, superficie (0 m), media agua (1-10 m) y fondo (11-20 m). Se usó el programa CO₂sys para calcular el pH (escala de agua de mar) y estado de saturación de aragonita. Se presentan los datos mensuales gráficamente, incluyendo todas las profundidades muestreadas. Se muestra el intervalo de temperatura, pH y Ω_{arag} encontrado, interpretado como la máxima variación de cada variable.

Resultados y discusión

El análisis de Temperatura vs Salinidad mostró la influencia de dos masas de agua durante el periodo de estudio, agua del Golfo de California (AGC) durante los meses de diciembre a marzo, y agua Superficial Tropical el resto del año (abril a noviembre) (Figura 2). Lo anterior sugiere que para esta zona la presencia de distintos tipos de agua va a definir una estacionalidad en estos parámetros. Estas masas de agua se han reportado para la región oceánica aledaña a Cabo Pulmo (Castro *et al.* 2000), las cuales están presentes en distintas temporadas del año, y esta señal se vio reflejada en la zona costera pesar de ser somera y localizada directamente sobre el arrecife. Ambos tipos de agua presentaron características físico-químicas particulares, y las variaciones aquí reportadas corresponden a la oceanografía de la región, más que a variaciones estacionales locales, como el calentamiento estacional de la columna del agua esperado.

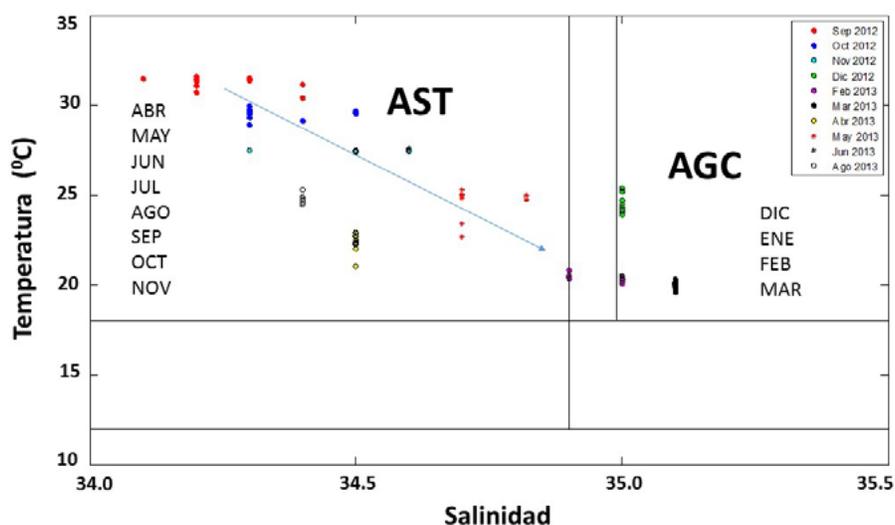


Figura 2. Diagrama T-S de colectas mensuales y tipo de agua correspondiente. Observar la clara separación por meses de la proporción de masa de agua presente en los muestreos costeros.

La temperatura varió en un intervalo de 12 grados (mínimo de 20 y máximo de 32 grados) (Figura 3). Lo cual indica un amplio rango de valores de temperatura donde unos meses, aproximadamente seis, se encuentran dentro del óptimo reportado para la calcificación. Cabe mencionar que cada especie de coral está adaptada a vivir en un rango de temperatura definido.

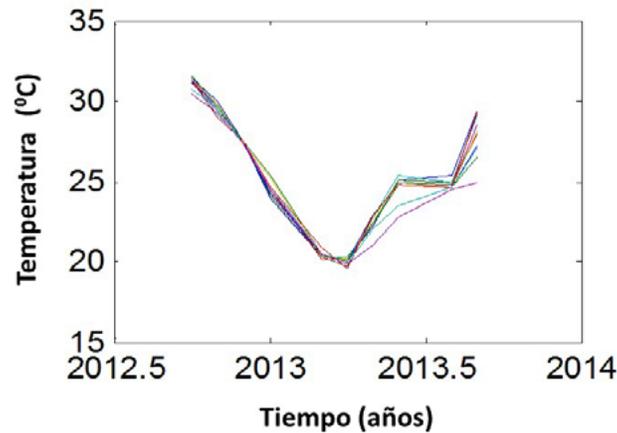


Figura 3. Serie de temperatura mensual. Cada línea representa una profundidad. Notar que los datos de agua de superficie, media agua y fondo muestran la misma variabilidad.

El pH presentó los valores más bajos (7.9 a 8.0) durante los meses de febrero a marzo, correspondientes al AGC, mientras que el resto de los meses los valores estuvieron por arriba de 8.0 (AST). Por otro lado, el Ω_{arag} fluctuó estacionalmente entre 2.3 a 3.9 unidades (Figura 4), donde los valores más bajos estuvieron presentes durante los meses con la influencia de AGC.

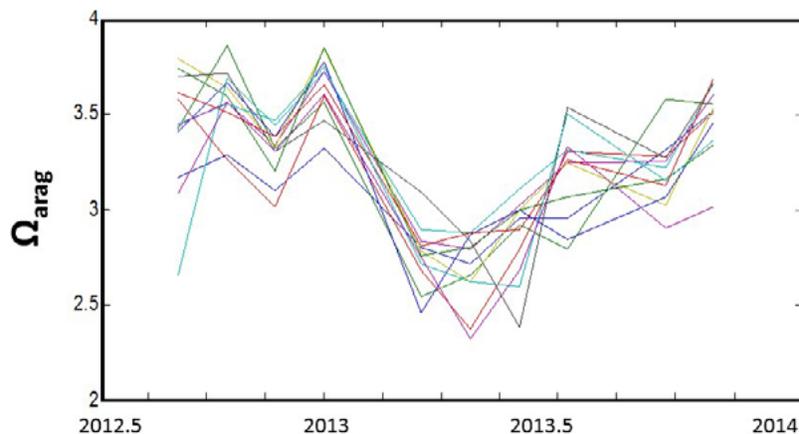


Figura 4. Serie de Ω_{arag} mensual. Cada línea representa una profundidad.

Las variaciones naturales de estos parámetros químicos, al nivel de ecosistema, se deben a cambios en el sistema del dióxido de carbono. Las causas de estas variaciones en el sistema del CO_2 provienen de procesos físicos, químicos y/o biológicos. El pH, así como el Ω_{arag} , son influenciados por procesos biológicos como son principalmente la producción de materia orgánica (consumo de CO_2 por fotosíntesis), y procesos de producción de CO_2 (respiración y la disolución de CaCO_3) (Glud *et al.*, 2008; Hofmann *et al.*, 2011; Hernández-Ayón *et al.*, 2013).

La presencia de distintos tipos de agua sugiere que la variación estacional observada corresponde al

AGC, un tipo de agua que es formada y es transportada desde la parte norte del Golfo de California, la cual presenta valores de pH bajos. Lo descrito anteriormente es probable que sea producto de procesos que modificaron sus propiedades químicas durante el trayecto hacia la zona de estudio. El AGC circula estacionalmente hacia el sur junto a la península, producto del efecto del viento (Castro *et al.*, 2000).

Ambos tipos de agua presentaron características de temperatura y Ω_{arag} dentro del óptimo antes mencionado, pero con distintas características químicas. Se ha reportado que la tasa de calcificación de ciertas especies de coral tiene una relación directa con el Ω_{arag} . Con esto, las variaciones estacionales en el Ω_{arag} debería modular naturalmente la tasa de calcificación de los corales del arrecife de Cabo Pulmo. Con base en lo anterior, resulta imperativo conocer las variaciones naturales de los ecosistemas por dos razones: primero, conocer el régimen de valores de pH- Ω_{arag} en un ecosistema ofrece la posibilidad de ajustar metodologías experimentales congruentes con las condiciones medioambientales; y segunda, poder inferir posibles efectos de aclimatación o adaptaciones de los organismos a condiciones variables de pH, es decir, como están adaptados los organismos a condiciones locales. Esto último en términos de si esta adaptación puede ser una fortaleza, o bien una debilidad ante las condiciones de cambio del océano (Hofmann *et al.*, 2011).

Las variaciones en el pH y el Ω_{arag} pueden provenir de la combinación de factores que lo estén afectando, ya sea espacial y/o temporalmente (Hofmann *et al.*, 2011):

- Masas de agua presentes, los diferentes tipos de agua tienen propiedades químicas distintivas (salinidad, pH, alcalinidad, nutrientes, etc.).
- Efecto de mareas, lo que produce mezcla de propiedades del agua.
- Actividad biológica, con referencia a los tipos de organismos que forman parte del ecosistema.
- Corrientes locales.
- Tiempo de residencia, este va a ser un factor de importancia, ya que define el tiempo que el agua de mar va a estar expuesta a la influencia de procesos biológicos.
- Interacción océano-atmósfera, con referencia a flujos de CO_2 .

En una escala temporal, las variaciones del pH y el Ω_{arag} son el reflejo de las variaciones de los procesos antes descritos.

Conclusiones

1. Este estudio resalta la importancia del estudio de las fluctuaciones temporales del sistema del CO_2 , las cuales corresponden a la oceanografía de la región, con dos tipos de agua presentes en la zona de estudio.

2. Nuestros resultados sugieren que, bajo el contexto de la acidificación del océano, los cambios en la química del océano pronosticados forman parte de la variación natural a la que están expuestos estos arrecifes.

3. Pero aún hace falta conocer la contribución de los procesos biológicos locales a la variabilidad encontrada, con el fin de conocer en qué medida el arrecife coralino modifica las condiciones de su entorno.

Bibliografía

- Allemand D., E. Tambutte, D. Zoccola. 2011. Coral calcification, cells to reefs n Z. Dubinsky and N. Stambler (eds.), Coral Reefs: An Ecosystem in Transition, Springer. pp. 119-150.
- Carricart-Ganivet J. 2007. Annual density banding in massive coral skeletons: result of growth strategies to inhabit reefs with high microborers' activity? Marine Biology 153:1-5.
- Castro R., A. S. Mascarenhas, R. Durazo, C. A. Collins. 2000. Seasonal variation of the temperature and salinity at the entrance to the Gulf of California, Mexico. Ciencias Marinas. Available at: <http://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarinas/article/view/621>. Date accessed: 30 Apr. 2013.



- Cohen A., T. McConnaughey. 2003. Geochemical Perspectives on Coral Mineralization 1:151-187.
- Erez J., S. Reynaud, J. Silverman, K. Schneider, D. Allemand. 2011. Coral Calcification Under Ocean Acidification and Global Change. In Z. Dubinsky and N. Stambler (eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer. pp. 119-150.
- Gattuso J., D. Allemand, M. Frankignoulle. 1999. Photosynthesis and calcification at cellular, organismal and community levels in coral reefs: a review on interactions and control by carbonate chemistry. *American Zoologist* 39:160-183.
- Gattuso J., M. Pichon, B. Delesalle, C. Canon, M. Frankignoulle. 1996. Carbon fluxes in coral reefs. 1. Lagrangian measurement of community metabolism and resulting air-sea CO₂ disequilibrium. *Marine Ecology Progress Series* 145:109-121.
- Glud R., D. Bradley, N. Patten. 2008. Biogeochemical responses to mass coral spawning at the Great Barrier Reef: Effects on respiration and primary production. *Limnology and Oceanography* 53:1014-1024.
- Hernández-Ayón J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. Camacho-Ibar, M. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect, J. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California: Influence of water masses. *Ciencias Marinas* 39:183-201.
- Hofmann G., J. Smith, K. Johnson, U. Send, L. Levin. 2011. High-Frequency Dynamics of Ocean pH: A Multi-Ecosystem Comparison. *PLoS ONE* 6 (12): e28983. doi:10.1371/journal.pone.0028983.
- Hönisch B., A. Ridgwell, D. N. Schmidt, E. Thomas, S. J. Gibbs, A. Sluijs, R. Zeebe, L. Kump, R. C. Martindale, S. E. Greene, W. Kiessling, J. Ries, J. C. Zachos, D. L. Royer, S. Barker, T. M. Marchitto, R. Moyer, C. Pelejero, P. Ziveri, G. L. Foster, B. W. 2012. The Geological Record of Ocean Acidification. *Science* 335:1058-1063.
- Kleypas J., R. Buddemeier, D. Archer, J. Gattuso, C. Langdon, B. Opdyke. 1999. Geochemical Consequences of Increased Atmospheric Carbon Dioxide on Coral Reefs. *Science* 284:118-120.
- Lough J., D. Barnes. 2000. Environmental controls on growth of the massive coral *Porites*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 245:225-243.

2.7 Flujos verticales de carbono orgánico particulado en dos ambientes costeros contrastantes del Noroeste de México

Aguirre-Bahena Fernando¹; Rochín-Bañaga Heriberto¹; García-Romero Felipe¹; Choumiline Evguene¹; Lara-Lara Rubén²; González-Rodríguez Eduardo² y Bazán-Guzmán Carmen²

¹Departamento de Oceanología, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Av. Instituto Politécnico Nacional s/n Col. Playa Palo de Santa Rita Apdo. Postal 592, Código Postal 23096, La Paz B.C.S.

²Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, B.C. Autor para correspondencia: faguirre@ipn.mx

Resumen

Con el objetivo de determinar la exportación de carbono orgánico (C_{org}) desde la zona eufótica al fondo marino, se analizó el material colectado por dos trampas de sedimentos (Technicap® PPS3/3) instaladas a 300m de profundidad en dos zonas costeras con condiciones oceanográficas diferentes. Una se instaló al sur de la Bahía de Todos Santos en Ensenada, B.C. (EBC) y otra en Cuenca Alfonso (CA) dentro de Bahía de La Paz. Las trampas colectaron material desde el 1° abril al 15 de octubre en 2012 (EBC) y desde septiembre 17 de 2011 a septiembre 17 de 2012 (CA) con una resolución de 17 y ~30 días, respectivamente. Los contenidos de C_{org} en EBC fluctuaron entre 4.3 y 8.4% (Prom. 5.5%); mientras que los flujos mostraron valores altos ($>150 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) en abril y en agosto-septiembre. El resto del tiempo el promedio fue de 60 con un mínimo de $16 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ detectado en julio. El promedio general fue de $146 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Para CA la gama de contenidos fue más amplia (entre 4.1 y 11.6% de C_{org}) pero con un promedio ligeramente mayor (8%). Los flujos fueron 3.3 veces menores a los de EBC presentando valores mínimos (sólo $2 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) en primavera y verano y máximos (hasta $91 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) en otoño-invierno. En promedio, la razón C:N fue de 6.2 y 6.6 para EBC y CA, respectivamente, indicando un origen de la materia netamente marino en ambos ambientes. Altas correlaciones (>0.8) entre el C_{org} y los minerales biogénicos (ópalo y CaCO_3) y litogénicos indicaron un transporte vertical en conjunto.

Palabras clave: flujos verticales de carbono, materia en hundimiento, trampas de sedimentos, Cuenca Alfonso Time-series Station (CATS).

Abstract

In order to determine the export of organic carbon (C_{org}) from the euphotic zone to the seabed, the material collected by two sediments traps (Technicap® PPS3/3), installed at 300m depth in two coastal areas under different oceanographic conditions, were analyzed. One of them was installed in southern part of Bahía de Todos Santos in Ensenada, B.C. (EBC) and another in Cuenca Alfonso (CA) in Bahía de La Paz. Traps collected materials from 1 April to 15 October in 2012 (EBC) and from September 17 2011 to September 17, 2012 (CA) with a resolution of ~ 17 and 30 days, respectively. The contents of C_{org} in EBC fluctuated between 4.3 and 8.4% (Avg. 5.5%); while fluxes showed high values ($> 150 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) in April and August-September. The rest of the time the average was 60 with a minimum of $16 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ detected in July. The overall average was $146 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$. For CA the range was wider content (between 4.1 and 11.6% of C_{org}) but with a slightly higher average (8%). Fluxes were 3.3 times lower than in EBC presenting minimum values (only $2 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) in spring and summer and maximum (up to $91 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) in autumn-winter. On average, the C: N ratio was 6.2 and 6.6 for EBC and CA, respectively, indicating a net marine origin of matter in both environments. High correlations (> 0.8)

between C_{org} and biogenic minerals (opal and $CaCO_3$) and lithogenic indicated a vertical transportation altogether.

Key words: carbon fluxes, settling matter, sediment trap, Cuenca Alfonso Time-series Station (CATS).

Introducción

A pesar de la preocupación sobre el calentamiento global -que llevó a investigar, desde los 80's, acerca de cómo el océano absorbía el exceso de CO_2 atmosférico a través del proceso fotosintético y éste era eventualmente transportado al fondo marino- los estudios sobre los flujos verticales de carbono en los mares mexicanos son bastante moderados en su número y aún más si se consideran sólo los que abarcan varios años de monitoreo y permanecen en la actualidad. No obstante de que esta idea inicial ha sido superada (los datos de trampas de sedimentos instaladas en variados ambientes mostraron la escasa efectividad de este transporte como un mecanismo que podría modular el incremento constante de este gas) los estudios que utilizan esta herramienta oceanográfica siguen aportando información valiosa e imposible de obtener mediante los muestreos estándar. El objetivo central de este estudio es determinar cómo responden dos ecosistemas, ubicados en el Noroeste de México pero bajo diferentes condiciones oceánicas, en términos de magnitud y composición de la materia en hundimiento. Otro aspecto importante es el de determinar los efectos que tienen nuevos factores asociados a la actividades humanas como la acidificación del océano (disminución del pH del agua de mar causada por el exceso de CO_2 en la atmosfera), el calentamiento del mar y la somerización de la zona de mínimo oxígeno.

Materiales y métodos

Zona de estudio y trabajo de campo

La colecta de muestras se realizó a través de la instalación de dos trampas de sedimentos automatizada Technicap (Mod. PPS-3/3 de 0.125 m^2 de abertura) a 300 metros de la superficie. Una de éstas se ancló frente a Ensenada, B.C. (EBC) una zona templada y con surgencias casi permanentes, una más se instaló en Cuenca Alfonso (CA), al norte de Bahía de La Paz, una zona subtropical dentro del Golfo de California (Figura 1). Ambas áreas son reconocidas por presentar alta productividad primaria (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991; Cervantes-Duarte *et al.*, 2005) y marcada estacionalidad en sus condiciones atmosféricas (Badan-Dangon *et al.*, 1991) y oceánicas (MODIS-AQUA, 2013) además de alta variabilidad interanual (Lluch-Cota *et al.*, 2010). Las trampas colectaron material desde el 1° abril al 15 de octubre en 2012 (EBC) y desde septiembre 17 de 2011 a septiembre 17 de 2012 (CA). En ambos casos se colectaron doce muestras con una resolución de 17 y 30 días, respectivamente. Las muestras fueron colectadas en botellas de 250 mL llenas con una solución a base de agua de mar filtrada ($0.45\ \mu\text{m}$) a la que se le añadió formaldehído al 4% y amortiguada con tetraborato de sodio. La densidad de esta solución fue elevada hasta 40 ups con NaCl de alta pureza con el objetivo de disminuir la posibilidad de que el material colectado saliera de la botella (para más detalles sobre la instalación ver Aguirre-Bahena, 2007; Silverberg *et al.*, 2006 y 2014). La instalación y recuperación de los equipos se llevó a cabo mediante cruceros oceanográficos a bordo del B/O Francisco de Ulloa en los que se incluyeron lances de CTD, muestreos de oxígeno disuelto, nutrientes inorgánicos así como colecta de coccolitofóridos a través de la columna de agua. Daños en la estructura de la trampa de sedimentos ocurridos durante la recuperación en EBC no permitieron su reinstalación, sin embargo, fue reparada y vuelta a instalar en abril de 2014. En CA la trampa de sedimentos fue

reinstalada pero después de un año que terminó su programación (septiembre de 2013) ésta aún no ha sido recuperada por falta de un buque oceanográfico aunque se contempla hacerlo en el corto plazo.

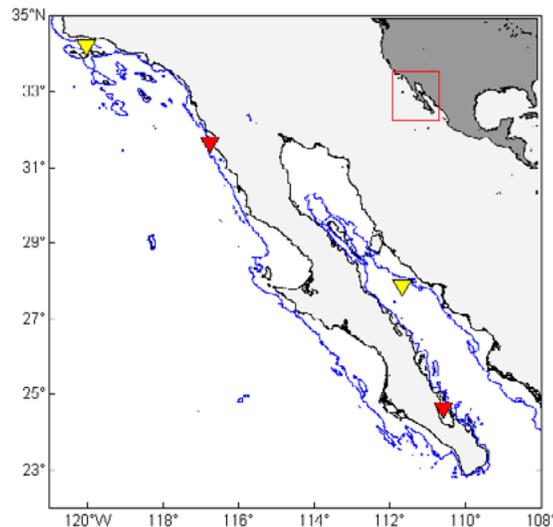


Figura 1. Ubicación de las trampas de sedimentos señalada por las marcas rojas (este estudio), las amarillas representan estudios previos mientras que la línea azul indica la isobata de los 300 m.

Trabajo de laboratorio

Inicialmente las muestras se tamizaron (luz de malla de 1 mm) para separar el macrozooplancton, el cual no es convencionalmente considerado como parte del flujo natural (Silver y Gowing, 1991). Posteriormente cada muestra se dividió en 10 alícuotas mediante un fraccionador rotatorio, cuatro de éstas fueron lavadas (en una centrifuga a 3000 rpm por 15 minutos) repetidamente para eliminar la solución preservadora, secadas y pesadas en una microbalanza analítica para calcular el flujo de masa total (FMT). Aproximadamente 30 mg de este material (previamente homogenizado en un mortero de ágata) se trató con 1 mL de HCl al 10% en varias ocasiones hasta eliminar el CaCO_3 , el material restante se analizó para determinar el contenido de carbono orgánico (C_{org}). Un set de muestras sin acidificar se analizó para cuantificar el porcentaje de nitrógeno. En ambos casos se incluyó la determinación de sus respectivos isótopos estables. El análisis se realizó por medio de un analizador elemental CHN (Micro Cube: Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Germany) acoplado a un espectrómetro de masas de razones isotópicas (PDZ Europa 20-20, Sercon Ltd., Cheshire, UK) en un laboratorio (Stable Isotope Facility) de la Universidad de California en Davis. Para conocer la precisión, tres muestras por cada localidad fueron analizadas por triplicado y se incluyó material de referencia. Otros análisis como el contenido de CaCO_3 (Coulometría), silicio biogénico (extracción secuencial de DeMaster, 1981 a partir de Mortlock y Froelich, 1989.), elementos mayores y traza (ICP-MS), la diversidad ecológica del fitoplancton calcáreo y silíceo así como la de los foraminíferos también fueron realizados y serán objeto de otras publicaciones.

Resultados y discusión

El flujo de masa total (FMT) fluctuó entre 0.19 y 5.59 $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ en Ensenada (EBC) con un promedio de 2.67 $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Por otra parte en Cuenca Alfonso (CA) la gama fue desde 0.03 hasta 1.98 $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, siendo el promedio de 0.66 $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Esto es, aunque en EBC el FMT es cuatro veces más alto que en

CA, en este último sistema el intervalo es mucho más amplio siendo el mínimo 78 veces menor al máximo mientras que en EBC este factor es de sólo 30. De hecho, la muestra que corresponde a julio-agosto de 2012 en CA contenía pocos agregados y sólo fue posible calcular el FMT filtrando la muestra a través de un filtro GF/F pesado previamente. El valor fue de $0.074 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ -insuficiente masa para hacer otros análisis- por lo que sí se incluyera el factor entre el máximo y mínimo éste sería mayor a 26,000. Silverberg *et al.*, (2014) documentó periodos con flujos casi cero en algunos años básicamente en la primavera y verano aunque las causas aún no han sido aclaradas. Estudios previos confirman estas tendencias, por ejemplo, se han registrados FMT en Cuenca Guaymas, dentro del Golfo de California (Thunell, 1998a), más bajos pero con mayor amplitud de sus valores donde el FMT promedio fue de $0.4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con un factor máximo/mínimo de 40. En contraste, en Cuenca Santa Barbara, ubicada en California a 222 millas náuticas al NNW de Ensenada, Thunell (1998b) registró un promedio de $1.96 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y un factor máximo/mínimo de 9.3.

Respecto a los contenidos y flujos de C_{org} , en EBC fluctuaron entre 4.3 y 8.4% (Prom. 5.5%); sin embargo la muestra correspondiente a la primera parte de julio no pudo ser analizada debido a que la masa enviada ($\sim 20 \text{ mg}$) estuvo fuera del límite de detección del equipo por su alto contenido de C_{org} , esta muestra se analizará nuevamente aunque se asume que esté por arriba del resto. Los flujos correspondientes mostraron valores altos ($>150 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) en primavera y finales del verano, el resto del tiempo el promedio fue de 60 con un mínimo de $16 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ detectado a finales de julio de 2012 (Figura 2). Los valores más bajos coinciden con las surgencias más importantes en el año (NOAA, 2013), esta falta de acoplamiento entre la alta productividad primaria asociada a la inyección de nutrientes generada por las surgencias ha sido documentado en otros ambientes (Thunell, 1998b, Thunell *et al.*, 2000 entre otros). Las razones pueden ser varias, desde la ausencia de partículas minerales que le aporten densidad a los agregados orgánicos (“The ballast hypothesis” Armstrong *et al.*, 2001, que se discutirá líneas abajo), a una mayor tasa de remineralización o incluso al desfase natural entre el pico de abundancia del fitoplancton y el del zooplancton que produce pelotillas fecales, un eficiente mecanismo de transporte de materia orgánica.

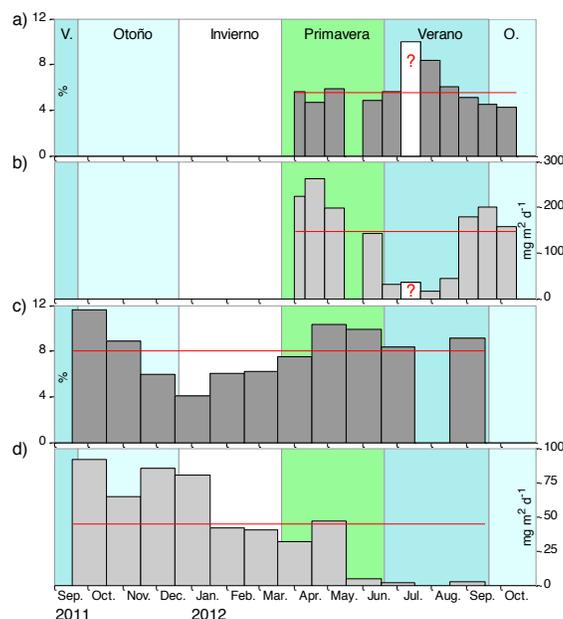


Figura 2. Contenidos de carbono orgánico de la materia en hundimiento y sus flujos verticales respectivos en Ensenada (a-b) y Cuenca Alfonso (c-d). La línea roja muestra el promedio para cada variable y la barra blanca indica una muestra que debe reanalizarse. Notar que los flujos no están a la misma escala.

Para CA la gama de contenidos de C_{org} fue más amplia (desde 4.1 hasta 11.6%) pero con un promedio más alto (8%). Los flujos fueron 3.3 veces menores a los de EBC presentando valores mínimos (sólo $2 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) en primavera y verano y máximos (hasta $91 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) en otoño-invierno. Es posible observar amplia variabilidad interanual (documentada en Silverberg *et al.*, 2014), así septiembre de 2011 presenta un flujo 30 veces mayor a septiembre del siguiente año. Fluctuaciones interanuales en el número de rachas de viento ($> 4.5 \text{ ms}^{-1}$) que erosionan el suelo desértico (Bagnold, 1941) transportando material terrígeno y resuspendiendo material en la zona somera de la bahía ha sido propuestas como las causas que generan esta variabilidad en los flujos (Aguirre-Bahena, 2007).

El promedio de la razón C:N fue de 6.3 y 6.6 (muy cercana a la razón de Redfield) y el del δC^{13} fue de -22.7 y -23.9 para EBC y CA, respectivamente, esto valores son indicadores de un origen de la materia orgánica netamente marino en ambos ambientes. Por otra parte, se determinaron altas y significativas correlaciones en Ensenada (>0.95) entre el C_{org} y los minerales biogénicos (ópalo y CaCO_3) y litogénicos indicaron un transporte vertical en conjunto (Figura 3). En el caso de CA, las correlaciones fueron más bajas, desde una $r=0.45$ entre el C_{org} y el ópalo pero hasta 0.8 con el CaCO_3 , esto se ha atribuido a la mayor densidad del CaCO_3 respecto al ópalo. Armstrong *et al.* (2001) sugiere que este transporte conjunto ocurre debido a que los agregados se hunden más rápidamente disminuyendo la acción bacteriana además de que las estructuras de organismos calcáreos tanto de zooplancton (foraminíferos) como del nanoplancton (cocolitofóridos) protegen la materia orgánica de este mismo proceso de remineralización mientras descienden. En este sentido en CA dos estudios (Urcádiz-Cázares, 2005; Rochín-Bañaga, 2012) sobre el aporte de carbono inorgánico (como CaCO_3) mostró que en promedio este grupo aporta $\sim 23\%$ del CaCO_3 total aunque su gama es extensa: desde 1 hasta $>60\%$ y afectada positivamente por los huracanes episódicos que impactan la región así como casi los flujos en general (Silverberg *et al.*, 2007). Actualmente se hace este mismo ejercicio incluyendo el papel de los foraminíferos en ambos ambientes.

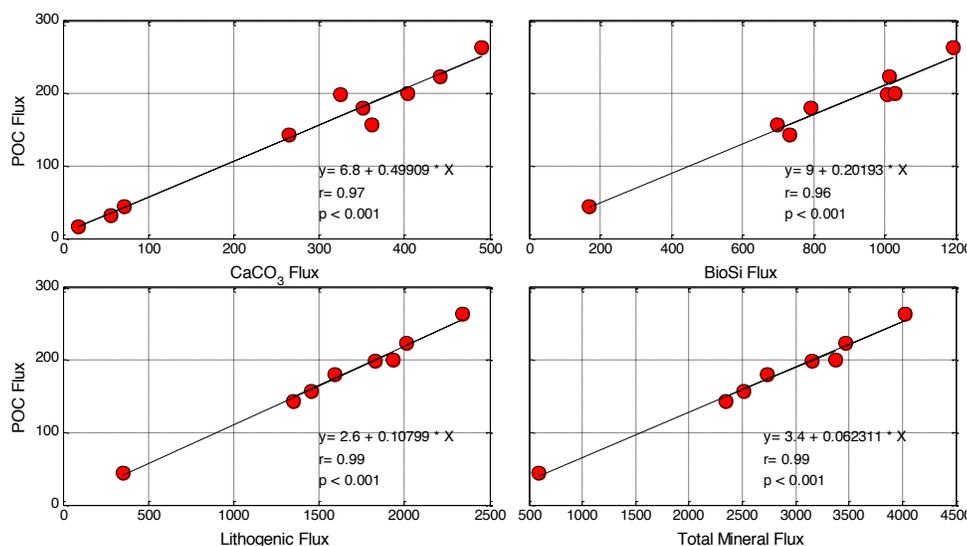


Figura 3. Correlación entre el C_{org} (o POC) y los flujos de minerales calculados para Ensenada.

Comprando estos resultados con otras cuencas marginales cercanas son evidentes las diferencias cuantitativas (Cuadro 1), por ejemplo el flujo de masa promedio anual en Ensenada fue de $976 \text{ g m}^{-2}\text{a}^{-1}$ es mayor, incluso, que en Cuenca Santa Barbara, un sistema influenciado por dos ríos importantes (Santa Clara y Venturas con 90% de las descargas totales) y con lluvias estacionales generalmente en Invierno. Aun así, los valores de CaCO_3 y C_{org} son menores aún que en CA, una bahía ubicada en una

zona semidesértica con escasas lluvias y ausencia de ríos permanentes. También la exportación de C (orgánico e inorgánico) es mayor a Cuenca Guaymas, una zona considerada como muy productiva localizada dentro del Golfo de California.

Cuadro 1. Flujos anuales (en $\text{g m}^{-2}\text{a}^{-1}$) para cuatro cuencas marginales del NW de México

Flujos	Cuenca Sta. Barbara (540 m)	Cuenca Guaymas (500 m)	Cuenca Alfonso (300 m)	Ensenada (300 m)
Masa Total	714	139	221	976
CaCO ₃	56	19	60	171
C _{org}	32	7	16	53

Conclusiones

Los flujos de carbono (orgánico e inorgánico) en Cuenca Alfonso son moderadamente altos comparados con otras cuencas de la región y aunque las condiciones climáticas y oceánicas son altamente estacionales parece que la variabilidad interanual es mayor. Aunque se conoce que los huracanes -presentes no todos los años- afectan de manera positiva los flujos de cocolitofóridos y por tanto los de CaCO₃, las causas exactas de esta variabilidad interanual aún son inciertas pero probablemente son el resultado de interacciones entre el forzamiento local y regional. Por otra parte, los flujos de carbono (ambas formas) en Ensenada son inéditamente altos y aunque sólo se cuenta con una serie muy corta -por ejemplo todavía se desconoce la magnitud del aporte atmosférico causado por los vientos de Santa Ana que ocurren en el otoño e invierno pero que pueden presentarse hasta mayo- los resultados son interesantes y servirán de base a otros estudios.

Los datos derivados de satélite son pobres predictores de los flujos de carbono fuera de la zona fótica pero, como en otras cuencas de las márgenes continentales, si los flujos de los minerales sobre todo en Ensenada donde se presume que la fracción litogénica ($r=0.99$) puede servir como un útil indicador paleoceanográfico de la sedimentación de carbono orgánico.

Bibliografía

- Aguirre-Bahena F. 2007. Cambios temporales en los componentes y los flujos de la materia en hundimiento en Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, durante el periodo 2002-2005. Doctoral Ph.D. thesis, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN.
- Álvarez-Borrego S., J. R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. In: (J.P. Dauphin and B.R.T. Simoneit, eds.) *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. American Association of Petroleum Geologists, Tulsa, OK. pp. 555-567.
- Armstrong R., C. Lee, J. I. Hedges, S. Honjo, S. G. Wakeham. 2001. A new, mechanistic model for organic carbon fluxes in the ocean based on the quantitative association of POC with ballast minerals. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49:219-236.
- Badan-Dangon A., C. E. Dorman, M. A. Merrifield, C. D. Winant. 1991. The lower atmosphere over the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research* 96:16877-16896.
- Bagnold R. A. 1941. *The Physics of Blown Sand and Desert Dunes*. London : Methuen. 265 pp.
- Cervantes-Duarte R., G. Verdugo-Díaz, J. E. Váldez-Holguin. 2005. Modelo estacional de producción primaria mediante fluorescencia natural en una región costera de Golfo de California, México. *Hidrobiológica* 15:79-87.
- DeMaster D. J. 1981. The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:1715-1732.
- Lluch-Cota S. E., A. Parés-Sierra, V. O. Magaña-Rueda, F. Arreguín-Sánchez, G. Bazzino, H. Herrera-Cervantes, D. Lluch-Belda. 2010. Changing climate in the Gulf of California. *Progress in Oceanography* 87:114-126.

- MODIS-AQUA. 2013. Online Data: Standard VGPM. Consultado en: <http://orca.science.oregonstate.edu/2160.by.4320.8day.hdf.vgpm.m.chl.m.sst4.php>.
- Mortlock R., P. Froelich. 1989. A simple method for the rapid determination of biogenic opal in pelagic marine sediments. *Deep-Sea Research* 36:1415-1426.
- NOAA. 2013. Consultado en: http://www.pfeg.noaa.gov/products/PFEL/modeled/indices/upwelling/NA/click_map.html.
- Rochín-Bañaga H. 2012. Aporte de carbonato de calcio en Cuenca Alfonso mediante el flujo de nanoplancton calcáreo, Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Silver M. W., M. M. Gowing. 1991. The “particle” flux: origins and biological components. *Progress in Oceanography* 26:75-113.
- Silverberg N., F. Aguirre, S. Aguiñiga, N. Romero. 2006. Flujo vertical de material particulada en la Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz durante el año 2002. *Ciencias Marinas* 32:73-82.
- Silverberg N., E. Shumilin, F. Aguirre-Bahena, A. P. Rodríguez-Castañeda, D. Sapozhnikov. 2007. The impact of hurricanes on sedimenting particulate matter in the semiarid Bahía de La Paz, Gulf of California. *Continental Shelf Research* 27:2513-2522.
- Silverberg N., F. Aguirre-Bahena, A. Mucci. 2014. Time-series measurements of settling particulate matter in Cuenca Alfonso, SW Gulf of California, Part 2: Biogenic components. *Continental Shelf Research* (unpublished results in preparation).
- Thunell R. 1998a. Seasonal and annual variability in particle fluxes in the Gulf of California: A response to climate forcing. *Deep Sea Research Part I* 45:2059-2083.
- Thunell R. 1998b. Particle fluxes in a coastal upwelling zone: Sediment trap results from Santa Barbara Basin, California. *Deep Sea Research Part II* 45:1863-1884.
- Thunell R., R. Varela, M. Llano, J. Collister, F. Muller-Karger, and R. Bohrer, 2000. Organic carbon flux in an anoxic water column: Sediment trap results from the Cariaco Basin. *Limnology and Oceanography* 45:300-308.
- Urcádiz-Cázares F. J. 2005. Flujos de cocolitos (cocolitóforos) y su aporte de CaCO₃ evaluado con trampa de sedimentos en la Cuenca Alfonso (Bahía de La Paz), Golfo de California, México. Tesis de Licenciatura, Departamento de Geología. Universidad Autónoma de Baja California Sur.

2.8 Carbono inorgánico disuelto estimado en las bahías de Manzanillo, México

Sosa-Ávalos Ramón¹; Silva-Iñiguez Lidia¹; Vega-Corza Karla A.¹; Sánchez-Nava Rosalinda¹; Ruiz-Lizama Saúl A.¹ y García-Zuber Alain J.¹

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, Km 20 carretera Manzanillo-Cihuatlán, Manzanillo, Col. México, 28860. Autor para correspondencia: rsosa@uocol.mx

Resumen

Se realizaron muestreos en abril, mayo, julio, agosto, octubre y diciembre de 2013 en cinco estaciones localizadas en las bahías de Manzanillo, Colima, para medir la temperatura, salinidad, pH y carbono inorgánico disuelto (CID). El objetivo del presente trabajo fue determinar la variación temporal del sistema del carbono inorgánico disuelto y variables físicas. La temperatura del agua promedio más baja fue registrada en abril (18.05 °C) y la más alta en agosto (29.57 °C), mientras que la salinidad mostró un comportamiento inverso con la temperatura con valores de 34.08 y 34.64 en agosto y abril, respectivamente. El CID fue mayor en abril con menores valores de pH. La baja temperatura y los altos valores de salinidad y CID son como resultado de un evento de surgencia costera que tuvo agua rica en CID, pero baja en pH indicando posible acidificación del océano. El análisis estadístico Kruskal Wallis Andeva simple mostró que todas las variables presentaron variación temporal ($P=0.000$).

Palabras clave: CID, pH, temperatura, salinidad, bahías de Manzanillo.

Abstract

Samplings in April, May, July, August, October and December 2013 at five stations located in the bays of Manzanillo, Colima were carried out to measure temperature, salinity, pH, and dissolved inorganic carbon (DIC). The lowest average temperature of water was recorded in April (18.05 °C) and the highest in August (29.57 °C), while salinity showed an inverse behavior with temperature with salinity values of 34.08 and 34.64 in August and April, respectively. The DIC was higher in April and lower values were observed of pH. The low temperature and high salinity and DIC values are as a result of coastal upwelling event held DIC rich water, but low pH indicating possible ocean acidification. Statistical analysis Kruskal Wallis Anova one way showed that all variables had temporal variation ($P = 0.000$).

Key words: DIC, pH, temperatura, salinity, Manzanillo bays.

Introducción

El papel del CO₂ en el clima y la parte importante que los océanos juegan en tomar CO₂ antropogénico ha despertado gran interés en el sistema del CO₂ oceánico y en ciclo del carbono marino. Se ha estimado que los océanos han tomado poco más de 30% de las pasadas emisiones de CO₂ antropogénico (Takahashi *et al.*, 1999), y en escala de tiempo de milenios o mayores ha asimilado más del 90% del carbono antropogénico liberado a la atmósfera (Archer *et al.*, 1998).

Takahashi *et al.* (2009) calcularon los cambios decadales de la pCO₂ superficial y los flujos netos de CO₂ entre el aire y el mar en todos los océanos. Estos autores encontraron que la pCO₂ en promedio ha incrementado 1.5 µatm por año, mientras que el flujo neto de CO₂ calculado de la diferencia entre la pCO₂ del océano y la del aire en el Pacífico ecuatorial (14°N-14°S) es la mayor fuente de CO₂

atmosférico emitiendo alrededor de +0.48 Pg-C por año, y las zonas templadas entre 14° y 50° de ambos hemisferios son las mayores zonas de hundimiento con un flujo de -0.70 Pg-C por año en el hemisferio norte y 1.05 Pg-C por año en el sur.

El cambio del CO₂ atmosférico refleja el balance entre las emisiones antropogénicas de carbono y la dinámica de diferentes procesos terrestres y oceánicos que remueven o emiten CO₂ (Canadell *et al.*, 2007a). La evolución a largo plazo de este balance determinará en gran medida la velocidad y magnitud del cambio del clima inducido por el hombre y los requerimientos de mitigación para estabilizar la concentración de CO₂ a un cierto nivel (Canadell *et al.*, 2007b). En años recientes, los componentes del balance global del carbono han cambiado sustancialmente con mayor incremento en las emisiones antropogénicas y cambios en los flujos en la tierra y el océano debido a cambios y variabilidad del clima.

Canadell *et al.* (2007b) encontraron que el promedio global del CO₂ atmosférico aumentó de 280 ppm al inicio de la revolución industrial (~1750) a 381 ppm en 2006. Esta concentración es la más alta durante los últimos 650,000 años y probablemente en los pasados 20 millones de años. El crecimiento del promedio global de CO₂ atmosférico para el periodo 2000-2006 fue 1.93 ppm por año (4.1 petagramos de carbono por año; 1 PgC=10⁹ toneladas métricas de carbono). Las emisiones de combustibles fósiles y de cemento desde 1850 a 2006, liberaron un total acumulado de ~330 PgC a la atmósfera y 158 PgC provienen de las emisiones por el cambio de uso de suelo, aumento en la deforestación y aserraderos. Solamente en el periodo de 2000 al 2006, las emisiones por combustibles fósiles y cemento se incrementaron de 7.0 PgC año⁻¹ a 8.4 PgC año⁻¹, respectivamente, 35% por arriba de las emisiones en 1990.

El objetivo del presente estudio determinar la variación temporal del sistema del carbono inorgánico disuelto y variables físicas en las bahías de Manzanillo.

Material y métodos

Se fijaron cinco estaciones de muestreo en las bahías de Manzanillo (Figura 1) que fueron monitoreadas en un día de abril, mayo, julio, agosto, octubre y diciembre de 2013. En las estaciones E-1, E-2 y E-3 se colectaron muestras de agua de 0, 10, 25 y 50 m, adicionalmente en E-1 se colectó agua de 75 m, en las estaciones E-4 y E-5 el agua fue colectada de 0, 10, 25 y 40 m de profundidad. En todas las estaciones se midió la temperatura, salinidad, alcalinidad total, potencial de iones hidrógeno, y se estimó la concentración del dióxido de carbono (CID) y la *p*CO₂ del agua. En cada una de las estaciones se realizaron lances con un CTD marca YSI CastAway para medir a través de la columna de agua temperatura y salinidad.

El pH fue medido *in situ* en las muestras colectadas de las diferentes profundidades con un potenciómetro marca Orion modelo tristar. Además, se recolectaron 60 ml de agua de mar en jeringas de plástico de las cuatro profundidades que se mantuvieron a ~4 °C. Inmediatamente después del muestreo, el pH fue medido en el laboratorio en una celda cerrada bajo condiciones controladas dentro de un vaso de reacción Kontes; las muestras fueron llevadas a 25 °C por medio de un sistema de refrigeración y circulación de agua marca LabGenius. El potenciómetro antes del muestreo fue calibrado con un estándar de agua de mar sintética tris (2-amino-2-hydroxymethyl-1,3-propanediol) y tris-HCl (Batch 9) el cual es certificado en el laboratorio del Dr. Andrew Dickson.

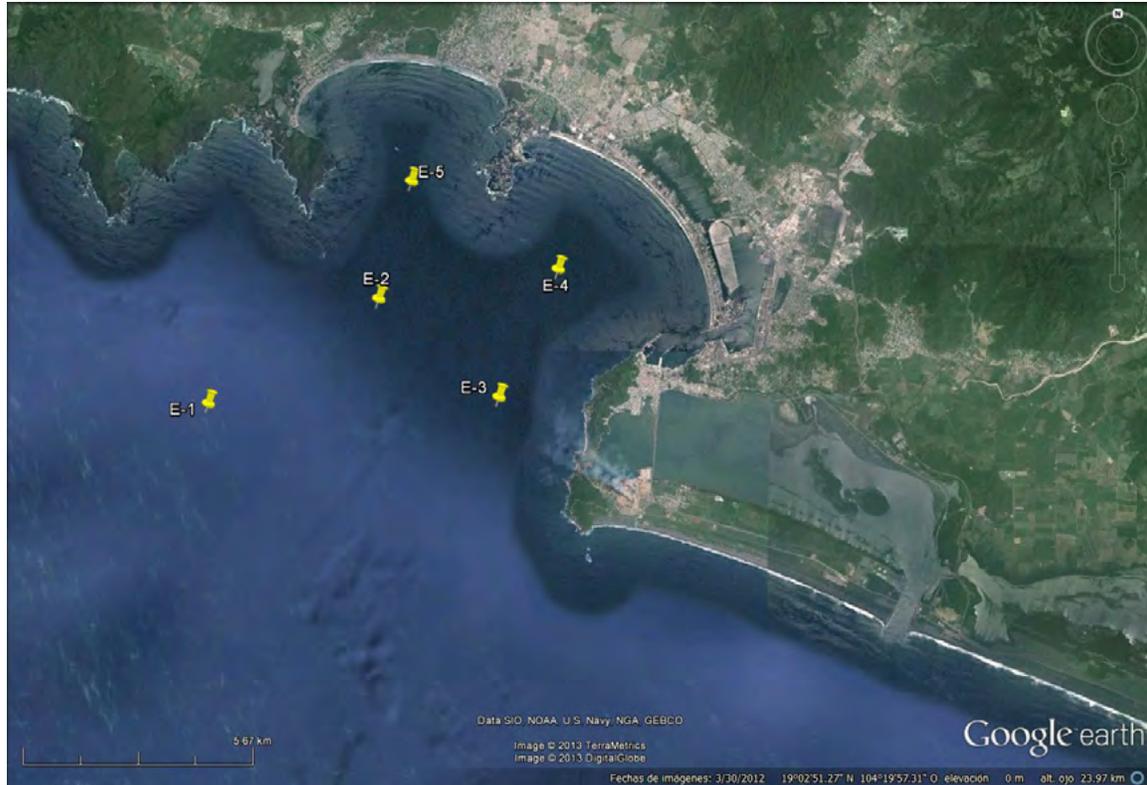


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en las bahías de Manzanillo, México.

El agua para determinar la alcalinidad total (AT) fue recolectada en botellas de borosilicato marca Corning de 250 ml de capacidad. Posteriormente, se extrajeron 60 ml de agua de las botellas con una jeringa de plástico, la cual es pesada para conocer el peso de la muestra de agua. La AT fue estimada en una celda abierta y el agua fue acidificada con una mezcla de solución titulante de ácido clorhídrico 0.1N y cloruro de sodio 0.6N en dos pasos. La AT fue calculada de acuerdo a la ecuación descrita por Dickson *et al.* (2007).

El carbono inorgánico disuelto (CID) fue estimado a partir de la AT, pH, temperatura, salinidad y las constantes de equilibrio del sistema CO_2 que fueron calculadas a partir de las constantes propuestas por Mehrbach *et al.* (1973) y redefinidas por Dickson y Millero (1987) por medio del programa CO_2SYS descrito por Lewis y Wallace (1998).

Resultados y discusión

La temperatura a través de la columna de agua fue menor en abril como resultado de un evento de surgencia costera, mientras que de julio a octubre la temperatura aumentó debido a la variabilidad estacional. Además, la columna de agua se mantuvo homogénea hasta ~50 m de profundidad entre julio y octubre por el paso de fenómenos hidrometeorológicos por el área de estudio, ocasionando mezcla vertical, diciembre la termoclina alcanza los 20 m profundidad (Figura 2).

La temperatura presentó variación temporal con valores menores en primavera y mayores en verano. La baja temperatura de primavera estuvo asociada a la circulación de gran escala que fue afectada por la presencia de la Corriente de California en el área de estudio, mientras que en verano la alta temperatura se debe a la presencia de la Corriente Costera Mexicana que transporta agua tropical superficial y agua subsuperficial subtropical. El océano Pacífico oriental tropical entre los 12° y 23°N

es una zona de transición tropical-subtropical influenciada significativamente por procesos advectivos de gran escala los cuales son principalmente afectados por agua de la Corriente de California y agua Subsuperficial Subtropical (Godínez *et al.*, 2010; Kurczyn *et al.*, 2012). Recientes observaciones de campo han mostrado la presencia de giros de mesoescala y surgencias costeras afectando la dinámica en escalas estacional e interanual de la región.

La salinidad tuvo valores promedio de 33.50 en octubre a 34.64 en abril, presentando un comportamiento inverso con la temperatura del agua. Los perfiles verticales de salinidad son muy homogéneos con la profundidad de julio a octubre. La salinidad mostró variación temporal ($P=0.000$) en donde los meses de abril y mayo fueron diferentes a la salinidad de los otros meses.

El promedio del pH fue menor en abril (7.70) a través de la columna de agua y más alto en julio (8.15), lo que permitió variación temporal con el mes de abril significativamente diferente ($P<0.05$) a los otros meses.

La disminución del pH en abril es el resultado de un evento de surgencia costera, en julio el pH no cambia con la profundidad, se mantiene homogéneo debido a procesos de mezcla vertical ocasionados por el paso de huracanes tropicales, así como en agosto y octubre. Valores bajos de pH estuvieron asociados con aguas con mayor salinidad, mientras que altos pH superficiales se relacionaron con aguas con menor salinidad durante el periodo de lluvias (Figura 3). Sámano-Rodríguez (2013) encontró en las bahías de Manzanillo variación temporal y espacial del pH el cual fue menor de diciembre a mayo y aumentó en los meses de verano, lo cual coincide con el presente trabajo.

El dióxido de carbono, representado como el carbono inorgánico disuelto (CID) tuvo valores promedio bajos en julio de $1885.80 \mu\text{moles kg}^{-1}$ y altos en abril de $2243.80 \mu\text{moles kg}^{-1}$, lo que permitió que existiera variabilidad temporal ($P=0.000$) del CID entre los meses. En los perfiles verticales de CID se observó que fue menor en la superficie debido a la fijación por parte del fitoplancton y a que es utilizado por el océano para regular el pH, y aumenta con la profundidad como resultado de la remineralización de la materia orgánica (datos no mostrados). El CID mostró un comportamiento inverso al pH medido a 25°C en donde la mayoría de los datos de CID menores a $2200 \mu\text{moles kg}^{-1}$ con pH's mayores a 7.8 son representativos de aguas superficiales por arriba de 25 m de profundidad, los valores más altos de CID representan aguas más profundas (Figura 4).

La concentración de CID mostró valores menores en la superficie, incrementando con la profundidad. Los valores más altos de CID de abril son como resultado del evento de surgencia costera que propició agua rica en CID debido a la descomposición de la materia orgánica (respiración) y con bajo pH. La solubilidad del CO_2 atmosférico (CO_2 antropogénico) en el océano libera protones al medio, disminuyendo el pH del agua de mar, de tal forma que entre mayor sea la solubilidad de este gas en el agua, menor será el pH, alterando la química del sistema de carbonatos en el océano, ocasionando la "acidificación del océano". Mientras que las menores concentraciones de CO_2 pueden ser debido a la fijación de este por parte del fitoplancton para realizar el proceso fotosintético, lo que hace que incremente el pH. Sámano-Rodríguez (2013) encontró una relación inversa entre el pH y el DIC diferenciándose dos grupos de datos; uno que abarca los meses de verano caracterizado por bajas salinidades, altos pHs y menor concentración de CID y otro que incluyó los meses fríos con alta salinidad y CID con menor pH.

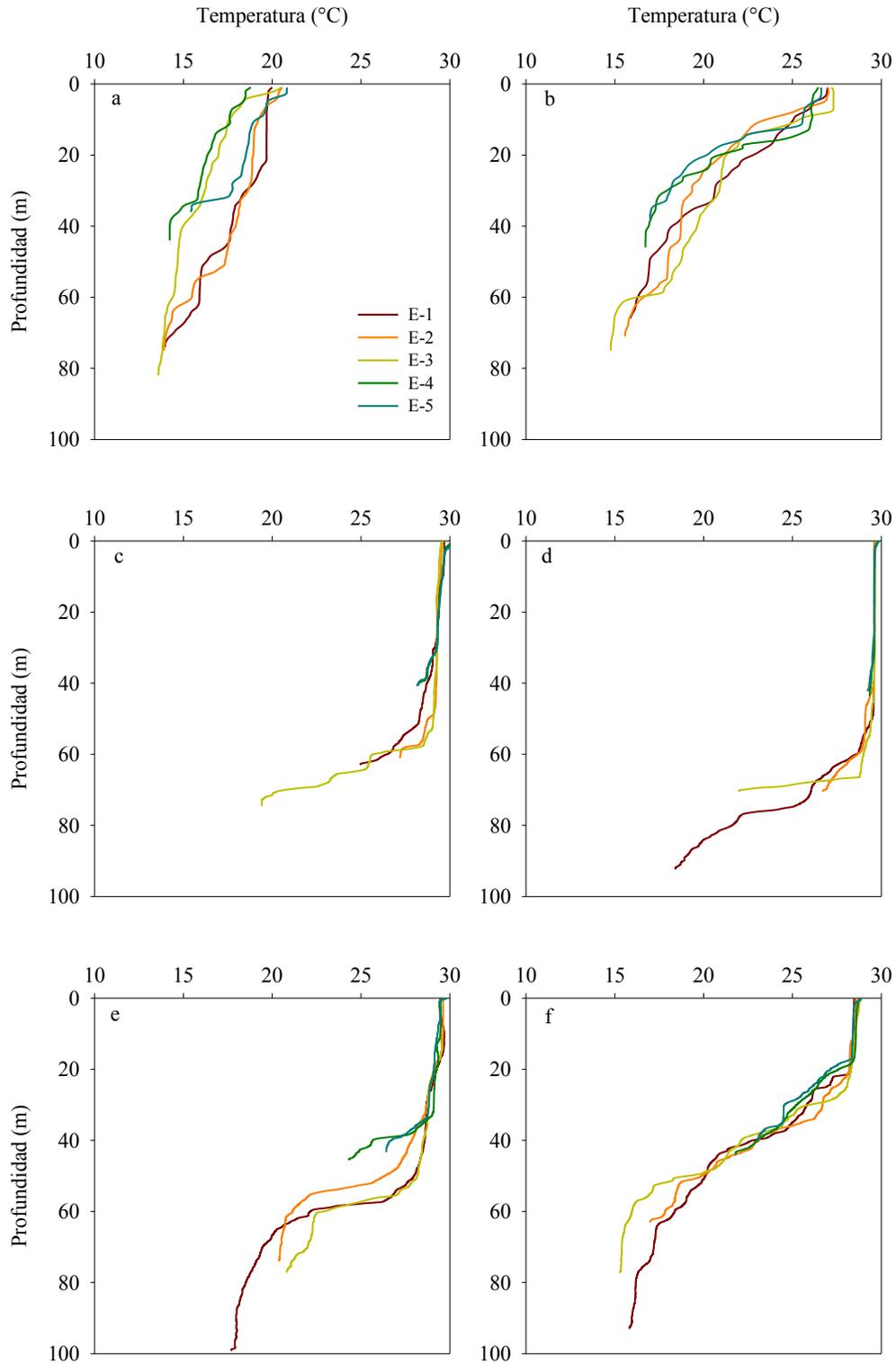


Figura 2. Perfiles verticales de temperatura medida en las bahías de Manzanillo durante el 2013. (a) abril, (b) mayo, (c) julio, (d) agosto, (e) octubre, (f) diciembre.

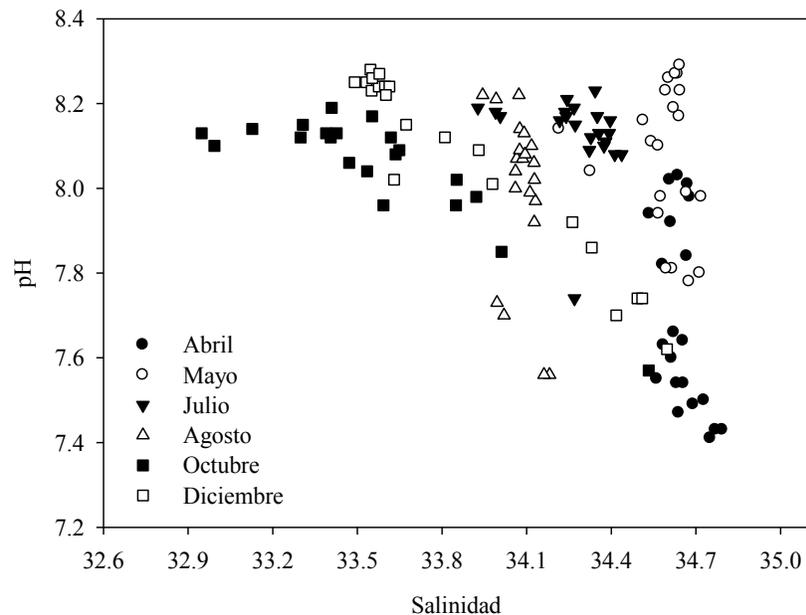


Figura 3. Relación entre la salinidad y el pH a través de la columna de agua en las bahías de Manzanillo durante 2013.

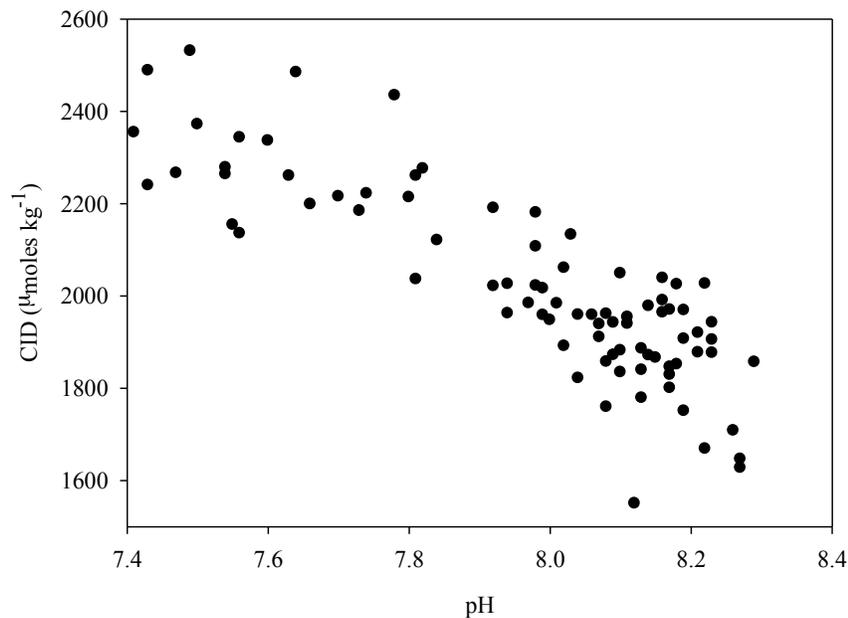


Figura 4. Relación entre el pH y el carbono inorgánico disuelto en las bahías de Manzanillo durante el 2013.

Conclusiones

1. Las variables ambientales presentaron variabilidad temporal durante el periodo de estudio.
2. La temperatura mostró un comportamiento estacional con valores mayores en verano, mientras que la salinidad se comportó de manera inversa.
3. El DIC fue mayor en abril como resultado de la surgencia costera, mientras que el pH mostró un comportamiento inverso, indicando posible acidificación del océano.



Bibliografía

- Archer D., H. Khesghi, E. Maier-Reimer. 1998. Dynamics of fossil fuel CO₂ neutralization by marine CaCO₃. *Global Biogeochemical Cycles* 12:259-276.
- Canadell J. G., D. Pataki, R. Gifford, R. A. Houghton, Y. Lou, M. R. Raupach, P. Smith, W. Steffen. 2007a. Terrestrial Ecosystems in a Changing World. *In: Canadell J.G., D. Pataki & L. Pitelka (eds). International Geosphere–Biosphere Programme Series. Springer, Berlin. pp 59-78.*
- Canadell J. G., C. Le Quéré, M. R. Raupach, C. B. Field, E. T. Buitenhuis, P. Ciais, T. J. Conway, N. P. Gillett, R. A. Houghton, G. Marland. 2007b. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbón intensity, and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:18866-18870.
- Dickson A. G., F. J. Millero. 1987. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 34:1733-1743.
- Dickson A. G., C. L. Sabine, J. R. Christian. 2007. Guide to best practices for ocean CO₂ measurements, PICES Special Publication 3. 191 pp.
- Godínez V. M., E. Beier, M. F. Lavín, A. Kurczyn. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observations. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 115:1-15.
- Kurczyn J. A., E. Beier, M. F. Lavín, A. Chaigneau. 2012. Mesoscale eddies in the northeastern Pacific tropical subtropical transition zone: statistical characterization from satellite altimetry. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 117:1-17.
- Lewis E., D. Wallace. 1998. Program developed for CO₂ system calculation. Oak Ridge National Laboratory. ORNL/CDIAC-105. 38 pp.
- Mehrbach C., C. H. Culbertson, J. E. Hawley, R. M. Pytkowicz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnology and Oceanography* 18:897-907.
- Sámamo-Rodríguez C. A. 2013. Sistema del dióxido de carbono en aguas de las bahías de Manzanillo, Colima durante un ciclo anual. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima.
- Takahashi T., R. T. Wanninkhof, R. A. Feely, R. F. Weiss, D. W. Chipman, N. Bates, J. Olafsson, C. L. Sabine, S. C. Sutherland. 1999. Net air-sea CO₂ flux over the global ocean: an improved estimate based on air-sea pCO₂ difference. *In: Proceeding of the 2nd Symposium on CO₂ in the oceans. Nojiri, Y. (ed.), Tsukuba, Japón. pp. 9-15.*
- Takahashi T., S. C. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R. A. Feely, D. W. Chipman, B. Hales, G. Friederich, F. Chavez, C. L. Sabine, A. Watson, D. C. E. Bakker, U. Schuster, N. Metzl, H. Yoshikawa-Inoue, M. Ishii, T. Midorikawa, Y. Nojiri, A. Körtzinger, T. Steinhoff, M. Hoppema, J. Olafsson, T. S. Arnarson, B. Tilbrook, T. Johannessen, A. Olsen, R. Bellerby, C. S. Wong, B. Delille, N. R. Bates, H. J. W. de Baar. 2009. Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO₂, and net sea–air CO₂ flux over the global oceans. *Deep-Sea Res. II*, 56:554-577.

2.9 Dinámica del carbono orgánico disuelto y particulado asociados al florecimiento de *Nodularia spumigena* en un lago tropical oligotrófico

Alcocer Javier¹; Guzmán-Arias Andrea²; Oseguera Luis A.¹ y Escobar Elva³

¹Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla 54090, Estado de México.

²Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Circuito Exterior s/n, C.P. 04510, Delegación Coyoacán, México, D.F. Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

³Ecología Marina y Biodiversidad, Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Circuito Exterior s/n, C.P. 04510, Delegación Coyoacán, México, D.F.

Resumen

El lago Alchichica presenta un florecimiento anual de *Nodularia spumigena*, justo cuando la concentración de nutrimentos en la capa productiva está casi agotada. El fitoplancton es una fuente importante de COD por lo que se espera que durante los florecimientos fitoplanctónicos, donde hay incremento en la cantidad de COP, se libere una cantidad significativa de COD el cual constituye una fuente importante de alimento vía el circuito microbiano (bacterias y protozoos), particularmente en lagos oligotróficos. El objetivo del presente estudio fue evaluar la concentración del COP como indicador de la biomasa fitoplanctónica y del COD asociado al florecimiento de *N. spumigena* para reconocer su relevancia como fuente de carbono a la red trófica del Lago Alchichica. La concentración de COP varió de 0.11 a 0.80 mg C l⁻¹ y los promedios mensuales disminuyeron de abril (0.34 ± 0.12 mg C l⁻¹) a mayo (0.28 ± 0.19 mg C l⁻¹), para alcanzar el máximo en junio (0.40 ± 0.23 mg C l⁻¹) y volver a disminuir en julio (0.37 ± 0.15 mg C l⁻¹). A lo largo de la columna de agua, las concentraciones mayores a la media global (0.35 mg C l⁻¹) se presentaron principalmente en el epi y metalimnion como un reflejo de las capas donde se distribuye el fitoplancton, su constituyente principal. La cantidad de COP pelágico es relativamente constante en el tiempo. La concentración de COD varió de 3.7 a 4.9 mg C l⁻¹ y los promedios mensuales fueron menores antes del florecimiento (abril 3.9 ± 0.1 mg C l⁻¹) y aumentaron durante (mayo 4.0 ± 0.2 mg C l⁻¹ y junio 4.1 ± 0.4 mg C l⁻¹) y después del mismo (julio 4.3 ± 0.4 mg C l⁻¹). A lo largo de la columna de agua, las concentraciones mayores a la media global (4.1 mg C l⁻¹) se presentaron principalmente en el epilimnion antes y durante el florecimiento inicial y abarcaron hasta el meta y parte superior del hipolimnion durante el final del florecimiento. Lo anterior sugiere que el florecimiento de *N. spumigena* (aumento de COP) es fuente importante COD lo que constituyen un aporte de carbono relevante para la red trófica vía circuito microbiano, cuando el lago se encuentra en un estadio más oligotrófico.

Palabras clave: COD, COP, florecimientos fitoplanctónicos, *Nodularia spumigena*, lagos tropicales, lagos oligotróficos.

Abstract

Lake Alchichica develops an annual *Nodularia spumigena* bloom, just when the nutrient concentration in the productive zone is almost exhausted. Phytoplankton is an important DOC source during a phytoplankton bloom, when POC increases and a release of a large quantity of DOC is expected, which in turn constitutes an important food source via the microbial loop (bacteria and protozoa), particularly in oligotrophic lakes. The aim of the present study was to evaluate the POC concentration as an indicator of the phytoplankton biomass, and the DOC associated to the *N. spumigena* bloom to

recognize its relevance as a carbon source to the Lake Alchichica food web. The POC concentration fluctuated between 0.11 a 0.80 mg C l⁻¹, while the monthly averages diminished from April (0.34 ± 0.12 mg C l⁻¹) to May (0.28 ± 0.19 mg C l⁻¹), and then reaching its maximum value in June (0.40 ± 0.23 mg C l⁻¹) to diminish again in July (0.37 ± 0.15 mg C l⁻¹). Throughout the water column, the concentrations of the above the overall average (0.35 mg C l⁻¹) were found mostly in the epi- and metalimnion mirroring the layer where the phytoplankton, the main POC component, dwells. The amount of the pelagic POC is relatively constant in time. The DOC concentration ranged from 3.7 to 4.9 mg C l⁻¹, and the monthly averages were lower before the bloom (April 3.9 ± 0.1 mg C l⁻¹), and augmented during (May 4.0 ± 0.2 mg C l⁻¹ and June 4.1 ± 0.4 mg C l⁻¹), and after it (July 4.3 ± 0.4 mg C l⁻¹). Along the water column the concentrations above the overall average (4.1 mg C l⁻¹) were found mostly in the epilimnion before and throughout the start of the bloom, reaching the metalimnion and the top of the hypolimnion during the final stages of the bloom. Our results suggest the *N. spumigena* bloom (POC increase) is an important COD source, which constitutes a relevant carbon source to the food web of the lake via microbial loop, when the lake is on its oligotrophic-most state.

Key words: DOC, POC, phytoplankton blooms, *Nodularia spumigena*, tropical lakes, oligotrophic lakes.

Introducción

Se han sido registrados con frecuencia florecimientos de la cianobacteria fijadora de nitrógeno *Nodularia spumigena* en diversos cuerpos acuáticos alrededor del mundo. Es un fenómeno común en el Mar Báltico (Komárek *et al.*, 1993; Musial y Plinsk, 2003), el Mar del Norte y en numerosos estuarios y bahías a lo largo de la costa sur de Australia y Nueva Zelanda (Musial y Plinsk, 2003). Estos florecimientos también han sido reportados para Norteamérica y Sudamérica, por ejemplo y entre otros, en el Gran Lago Salado (Felix y Rushforth, 1979), en las aguas costeras salobres así como lagos y estanques de la Columbia Británica, Canadá (Nordin y Stein, 1980), en Brasil (Werner y Rosa, 1992) y en una laguna costera de poca profundidad en Uruguay (Pérez *et al.*, 1999).

También se han registrado la presencia de florecimientos de *N. spumigena* en México. Tal es el caso del Lago Atexcac, Puebla, reportado por Macek *et al.* (1994) y Tavera y Komárek (1996). Para el Lago Alchichica, Puebla, Oliva *et al.* (2001) lo mencionan como un rasgo típico asociado al inicio del periodo de estratificación (abril-junio). Se dice –los nativos- que el lago se “enferma” y lo hace cerca de la Semana Santa.

Los estudios de Oliva *et al.* (2009) identifican a éste como un fenómeno recurrente, año tras año, cuya intensidad y duración varía de un año al otro, con una permanencia máxima de tres meses lapso dentro del cual las densidades máximas de *N. spumigena* persisten pocas semanas.

Conforme el florecimiento se torna senescente y muere, la autólisis del contenido celular citoplásmico libera rápidamente cantidades importantes de materia orgánica disuelta y esta liberación es seguida por la rápida utilización de los sustratos ricos en energía, carbón y compuestos nitrogenados (Wetzel, 2001).

Durante los florecimientos fitoplanctónicos, en su fase de culminación en particular, se espera que se libere una cantidad significativa de carbono orgánico disuelto (COD) el cual constituye una fuente de alimento vía circuito microbiano (bacterias y protozoos) (p.ej., Larsson y Hagström, 1979; Malinsky-Rushansky y Legrand, 1996), de particular relevancia en aguas oligotróficas donde los nutrientes son muy escasos.

Con base en lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo analizar la concentración de COD antes, durante y después del florecimiento de *N. spumigena* en el Lago Alchichica, con el fin de evaluar la magnitud del aporte de COD derivado de la autólisis de las células de esta cianobacteria.

Materiales y métodos

Zona de estudio y trabajo de campo

El Lago Alchichica está ubicado en la Cuenca Oriental, una extensa cuenca endorreica de casi 5,000 km², justo en la frontera de los estados de Puebla y Veracruz (19° 24' N, 97° 24' W) a una altitud de 2,345 m sobre el nivel del mar. Esta región tiene un clima árido con una tasa de evaporación anual de 1,690 mm y una precipitación de menos de 500 mm al año. La temperatura del aire fluctúa de -5.5 °C a 30 °C con una temperatura promedio de casi 13 °C. Tiene un área superficial de 2.3 km² (1.7 km de diámetro) y profundidad máxima de 62 m y media de 40.9 m (Filonov *et al.*, 2006). El lago presenta aguas hiposalinas (~ 8.5g L⁻¹) y de pH básico (~ 9), siendo los iones dominantes el sodio y el cloruro (Vilaclara *et al.*, 1993). Alchichica tiene dos épocas bien delimitadas: la de mezcla -que va de diciembre/enero a abril- y la de estratificación -que va de abril a diciembre/enero-. La estratificación se caracteriza por el rápido desarrollo de un hipolimnion anóxico (Alcocer *et al.*, 2000). Alchichica es oligotrófico y la capa de mezcla contiene una concentración de clorofila *a* ≤ 5 µg L⁻¹, de nitrógeno total = 4.14 ± 0.69 µM y de fósforo total = 0.21 ± 0.04 µM (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009).

Los muestreos se realizaron de abril a julio de 2013 antes, durante y después del florecimiento de *Nodularia spumigena* (Figura 1). En cada muestreo se midieron *in situ* perfiles de temperatura y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica de calidad de agua marca Hydrolab modelo DS5 y SVR 5 así como la radiación fotosintéticamente activa (PAR) y la fluorescencia natural de la clorofila *a* con un perfilador de fluorescencia natural marca Biospherical modelo PNF-300. Con estos perfiles se reconocieron la capa de mezcla (Z_{MIX}) y la zona eufótica (Z_{EU}), así como la distribución de la biomasa fitoplanctónica. De acuerdo a estos perfiles se establecieron 10 profundidades de muestreo para representar la heterogeneidad de la columna acuática, a las cuales se tomaron muestras de agua con una botella muestreadora de 5L marca Uwitec.



Figura 1. Lago Alchichica antes (fotografía de extrema izquierda), durante (fotografías centrales; densidades pico de *N. spumigena*) y después (fotografía extrema derecha; *N. spumigena* en descomposición) del florecimiento de *Nodularia spumigena*.

Para obtener el carbono orgánico particulado (COP) se pasó la muestra de agua a través de un filtro Whatmann GFF (apertura de poro nominal de 0.7 µm) previamente calcinado a 550 °C para eliminar cualquier materia orgánica que pudiera haber estado presente. Posteriormente se secó el filtro a 60 °C para finalmente ser medido en un Analizador Elemental Carlo Erba NA 1500.

Para el COD se tomó una muestra de 60 ml de agua que fue fijada con ácido fosfórico al 40%. Posteriormente la muestra fue evaluada en un Analizador TOC Shimadzu TOC-L.

Las determinaciones de COP y COD se llevaron a cabo en el Center for Marine Science de la University of North Carolina at Wilmington.

Resultados y discusión

Poco después del inicio de la circulación, entre febrero y marzo, los nutrientes presentes en la Z_{MIX} se van agotando, particularmente el nitrógeno ($N:P < 16$ y $N:Si < 1$), lo que se refleja en una reducción de la biomasa fitoplanctónica (Ardiles *et al.*, 2012). Sin embargo, al inicio de la estratificación la columna de agua se estabiliza (disminuye la turbulencia), aumenta la radiación solar y la temperatura, el nitrógeno se ha agotado mientras que el fósforo aún está presente en bajas concentraciones. Este conjunto de condiciones favorecen el desarrollo de la cianobacteria *Nodularia spumigena* la cual al fijar nitrógeno atmosférico puede aprovechar el fósforo aún disponible y crecer en forma masiva. Cuando se agota el fósforo, el florecimiento decae y la Z_{MIX} se torna oligotrófica.

La Figura 2 muestra la dinámica del COP como un reflejo de la biomasa fitoplanctónica, y muestran como aumenta éste en la Z_{MIX} , particularmente cerca de la superficie, conforme se desarrolla el florecimiento para alcanzar cifras hasta de $0.800 \text{ mg C l}^{-1}$. Por otro lado, se observa una tendencia a disminuir la concentración de COP conforme aumenta la profundidad ya que *Nodularia spumigena* posee vacuolas que le permiten flotar y con ello ubicarse cerca de la superficie bien iluminada. Al morir, esta cianobacteria no se exporta al fondo, sino es principalmente transportada por el viento hacia la orilla (Oseguera-Pérez *et al.*, 2013).

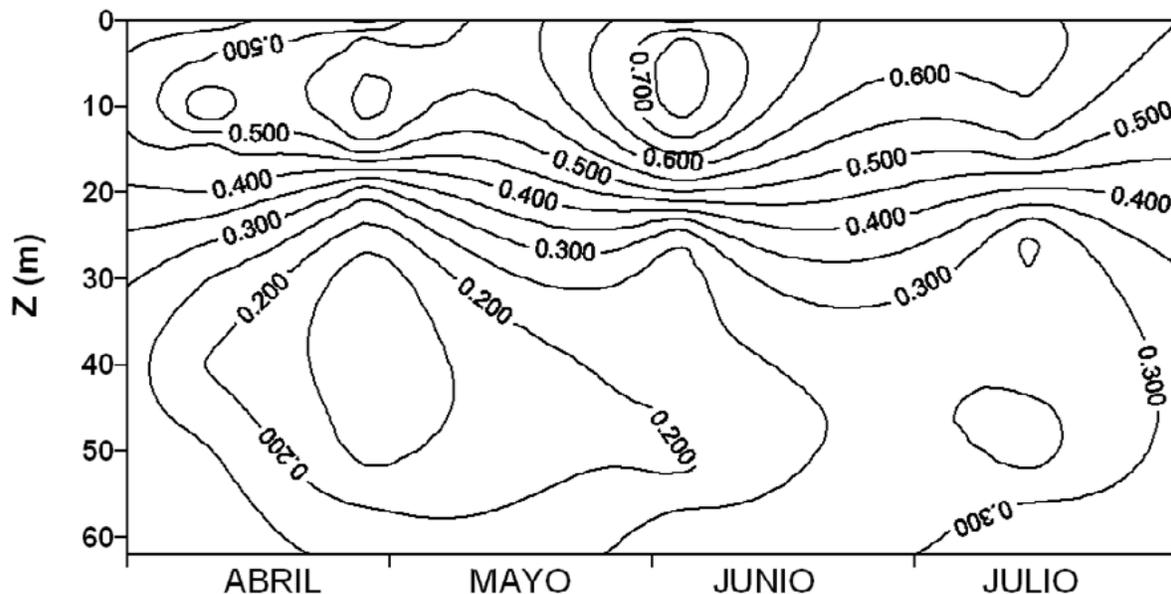


Figura 2. Distribución vertical del COP (mg C l^{-1}) antes (abril), durante (mayo y junio) y después (julio) del florecimiento de *Nodularia spumigena* en el Lago Alchichica.

La concentración de COP varió de 0.11 a 0.80 mg C l^{-1} y los promedios mensuales disminuyeron de abril ($0.34 \pm 0.12 \text{ mg C l}^{-1}$) a mayo ($0.28 \pm 0.19 \text{ mg C l}^{-1}$) para alcanzar el máximo en junio ($0.40 \pm 0.23 \text{ mg C l}^{-1}$) y volver a disminuir en julio ($0.37 \pm 0.15 \text{ mg C l}^{-1}$). A lo largo de la columna de agua, las concentraciones mayores a la media global (0.35 mg C l^{-1}) se presentaron principalmente en el epi y

metalimnion como un reflejo de las capas donde se distribuye el fitoplancton, su constituyente principal.

En los lagos oligo a mesotróficos, la distribución en profundidad y tiempo del COP pelágico sigue la distribución de la productividad y biomasa fitoplanctónica cercanamente durante la estratificación (Wetzel, 2001). Las mayores concentraciones y variación temporal del COP en Alchichica se presentan en el epi ($0.61 \pm 0.10 \text{ mg C l}^{-1}$) y metalimnion ($0.51 \pm 0.09 \text{ mg C l}^{-1}$) y las menores en el hipolimnion ($0.23 \pm 0.05 \text{ mg C l}^{-1}$). Una variación temporal similar a la arriba descrita se presenta en las concentraciones de COP integradas en la columna por unidad de área en donde se registran 20.5 mg C m^{-2} en abril, 17.1 mg C m^{-2} en mayo, 24.4 mg C m^{-2} en junio y 22.5 mg C m^{-2} en julio. La cantidad de COP pelágico es relativamente constante en el tiempo, sin embargo la variación en Alchichica, expresado en porcentajes de cambio, fue de entre un 8.5% a un 29.6%, porcentajes de variación superiores a los encontrados para el COD como se menciona más adelante. Con respecto al COD, su concentración se va incrementando en la Z_{MIX} desde abril (condiciones pre-floreCIMIENTO) hasta mayo-junio (floreCIMIENTO pleno) y julio (condiciones post-floreCIMIENTO), mes donde alcanza las concentraciones más elevadas cercanas a los 5 mg C l^{-1} (Figura 3).

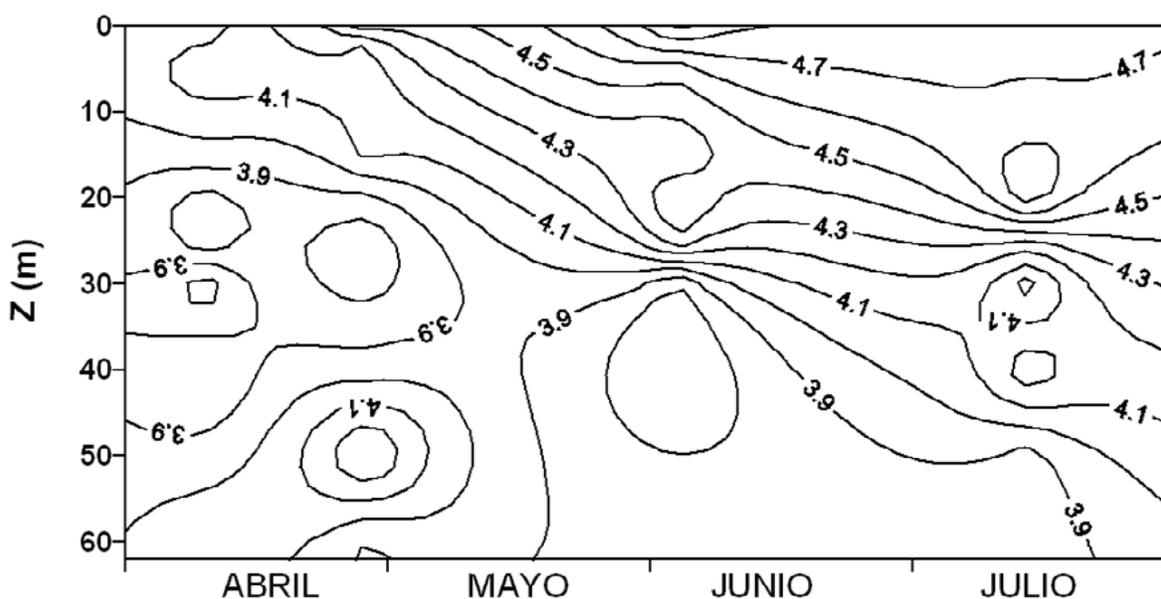


Figura 3. Distribución vertical del COD (mg l^{-1}) antes (abril), durante (mayo y junio) y después (julio) del florecimiento de *Nodularia spumigena* en el Lago Alchichica.

La concentración de COD varió de 3.7 a 4.9 mg C l^{-1} y los promedios mensuales fueron menores antes del florecimiento (abril $3.9 \pm 0.1 \text{ mg C l}^{-1}$) y aumentaron durante (mayo $4.0 \pm 0.2 \text{ mg C l}^{-1}$ y junio $4.1 \pm 0.4 \text{ mg C l}^{-1}$) y después del mismo (julio $4.3 \pm 0.4 \text{ mg C l}^{-1}$). A lo largo de la columna de agua, las concentraciones mayores a la media global (4.1 mg C l^{-1}) se presentaron principalmente en el epilimnion antes y durante el florecimiento inicial y abarcaron hasta el meta y parte superior del hipolimnion durante el final del florecimiento. Las concentraciones de COD en Alchichica se ubican en la porción inferior del rango típicas de lagos grandes que va de $2\text{-}10 \text{ mg C l}^{-1}$ (Talling y Lemoalle, 1998). Hay que recordar que en la mayoría de los lagos las fuentes más importantes de COD (y COP) son alóctonas (provenientes de la producción primaria terrestre –PP– de la cuenca) y en menor grado la producción primaria autóctona. Por lo anterior, no es extraño registrar concentraciones $> 100 \text{ mg C l}^{-1}$ en sistemas ricos en detritos. Contrariamente, en Alchichica, que no tiene afluentes y su cuenca de captación es muy reducida, la fuente más importante de COD es la PP autóctona.

Una característica conspicua de los valores de COD en los lagos es su baja variabilidad relativa en profundidad y en tiempo (Wetzel, 2001). En Alchichica, los porcentajes de cambio en la vertical (epi, meta e hipolimnion) varían de 0.4 a 14.3% con un promedio de 5.2%. Por otro lado, el porcentaje de cambio en el tiempo es de 1.1 a 9.9% con un promedio de 3.8%. La razón de esta fluctuación reducida parece residir en que el almacén de COD está constituido por compuestos de carbono orgánico refractario relativamente resistente a la degradación bacteriana y, además, las entradas de este sustrato orgánico son aproximadamente las mismas que las salidas por su lenta degradación microbiana.

Por otro lado, la descomposición de los compuestos orgánicos lábiles es muy rápida y es difícil de ser registrada en un programa de monitoreo con frecuencia de muestreo típica (i.e., mensual). A pesar de lo anterior, los cambios que se presentan en la concentración del COD en Alchichica se observan en el epilimnion (Z_{MIX}) y menor grado en el metalimnion, ya que el COD es secretado principalmente por el fitoplancton, en este caso *Nodularia spumigena*. Por el contrario, la concentración en el hipolimnion es menor y permanece relativamente constante. El almacén de COD integrado en columna por metro cuadrado confirmó que aún con una variación temporal reducida (2-5%), hay una tendencia de incremento desde condiciones pre-floreCIMIENTO (240.9 g C m^{-2}), florecimiento pleno (245.5 y 250.4 g C m^{-2}) a post-floreCIMIENTO (262.3 g C m^{-2}).

La relación COD:COP promedio en Alchichica es de 11:1 (Figura 4) la cual sobrepasa la “normal” que es de 6:1 a 10:1 (Wetzel, 1984). Sin embargo, esta proporción cambia desde 7.4:1 en el epilimnion hasta 18.1:1 en el hipolimnion, con 8.5:1 en el metalimnion. Mientras que las concentraciones más elevadas –por encima de la media- de COD y COP se encuentran en el epi y metalimnion, las proporciones COD:COP mayores se registraron en el hipolimnion, derivadas de las concentraciones bajas de COP hipolimnético.

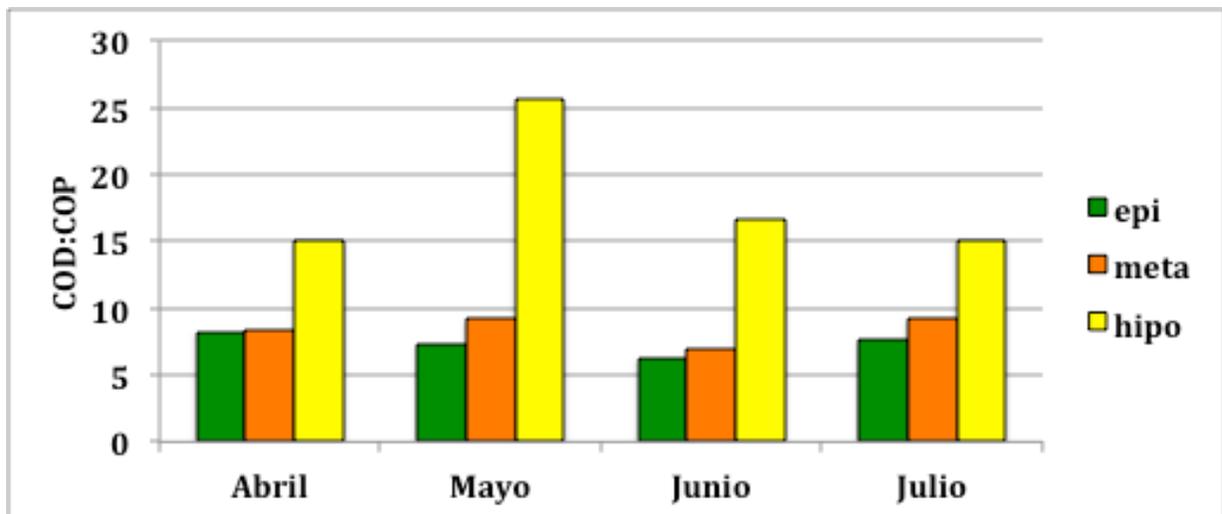


Figura 4. Variación de la relación COD:COP en las tres capas (epi, meta e hipolimnion) antes (abril), durante (mayo y junio) y después (julio) del florecimiento de *Nodularia spumigena* en el Lago Alchichica.

Conclusiones

Nodularia spumigena es una fuente importante de COP y COD, lo que constituye un aporte de carbono relevante para la red trófica del Lago Alchichica, cuando éste se encuentra en su fase más oligotrófica. Las concentraciones bajas de COD ($4,941 \mu\text{g C l}^{-1}$) encontradas en Alchichica son esperadas para un lago el cual no recibe aportaciones alóctonas de materia orgánica. Esto último enfatiza la relevancia del papel que juega el florecimiento de *N. spumigena* como suministro de

carbono vía su integración al circuito microbiano. La concentración de COD en Alchichica supera la de COP en un promedio de 11:1.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyado brindado por el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT 103332) y el Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2014) de la FES Iztacala, UNAM. AGA agradece al Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por el apoyo recibido para asistir al V Simposio Internacional de Carbono en México organizado por el PMC, CINVESTAV Unidad Mérida, CIATEJ y la Red Interinstitucional de Cambio Climático del Sureste de México. Un reconocimiento especial a Vania J.J. Pérez Rodríguez por su apoyo en el trabajo de campo.

Bibliografía

- Alcocer J., A. Lugo, E. Escobar, M. R. Sánchez, G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, México. *Verhandlungen Internationale, Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27:3166-3169.
- Ardiles V., J. Alcocer, G. Vilaclara, L. A. Oseguera, L. Velasco. 2012. Diatom fluxes in a tropical, oligotrophic lake dominated by large-sized phytoplankton. *Hydrobiologia* 679:77-90.
- Felix E. A., S. R. Rushforth. 1979. The algal flora of the Great Salt Lake, Utah. *Nova Hedwigia* 31:163-195.
- Filonov A., I. Tereshchenko, J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33. L07404.
- Komárek J., M. Hübel, H. Hübel, J. Smarda. 1993. The *Nodularia* studies. 2. Taxonomy. *Algological Studies* 68:1-25.
- Larsson U., A. Hagström. 1979. Phytoplankton exudate release as an energy source for the growth of pelagic bacteria. *Marine Biology* 52:199-206.
- Macek M., G. Vilaclara, A. Lugo. 1994. Changes in protozoan assemblages structure and activity in a stratified tropical lake. *Marine Microbial Food Webs* 8:235-249.
- Malinsky-Rushansky N. Z., C. Legrand. 1996. Excretion of dissolved organic carbon by phytoplankton of different sizes and subsequent bacterial uptake. *Marine Ecology Progress Series* 132:249-255.
- Musial A., M. Plinski. 2003. Influence of salinity of the growth of *Nodularia spumigena* Mertens. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 32:45-52.
- Nordin R. N., J. Stein. 1980. Taxonomic revision of *Nodularia* (Cyanophyceae/Cyanobacteria). *Canadian Journal of Botany* 58:1211-1224.
- Oliva M. G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta, M. R. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hydrobiologia* 466:299-306.
- Oliva M. G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta, L. A. Oseguera. 2009. Planktonic bloom-forming *Nodularia* in the saline Lake Alchichica, Mexico. pp. 121-126. *En: Oren, A., Naftz, D.L., and Wurtsbaugh, W.A. (eds.), Saline lakes around the world: unique systems with unique values*. Natural Resources and Environmental Issues XV. The S.J. and Jessie E. Quinney Natural Resources Research Library, published in conjunction with the Utah State University College of Natural Resources. 269 pp.
- Oseguera-Pérez L. A., J. Alcocer-Durand, B. Hernández-Hernández. 2013. Variación del flujo de carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande pp. 328-334. *En: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013*. Programa Mexicano del Carbono, Colegio de Posgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo e Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. México. 696 pp.
- Pérez M. C., S. Bonilla, L. De León, J. Marda, J. Komárek. 1999. A bloom of *Nodularia baltica-spumigena* group (Cyanobacteria) in a shallow coastal lagoon of Uruguay, South America. *Algological Studies* 93:91-101.
- Ramírez-Olvera M. A., J. Alcocer, M. Merino, A. Lugo. 2009. Nutrient limitation in a tropical saline lake: a microcosm experiment. *Hydrobiologia* 626:5-13.
- Talling J. F., J. Lemoalle. 1998. *Ecological dynamics of tropical inland waters*. Cambridge University Press. 441 pp.
- Tavera R., J. Komárek. 1996. Cyanoprokaryotes in the volcanic lake Alchichica, Puebla State, Mexico. *Algological Studies* 83:511-538.



- Vilaclara G., M. Chávez, A. Lugo, H. González, M. Gaytán. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla state, Mexico. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 25:435-440.
- Werner V. R., Z. M. Rosa. 1992. Cyanophyceae da estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biología* 52:481–502.
- Wetzel R. G. 1984. Detrital and dissolved particulate organic carbon functions in aquatic ecosystems. *Bulletin of Marine Science* 35:503–509.
- Wetzel R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press. San Diego. 1006 pp.

2.10 Pastos marinos como almacenes de carbono en la Bahía de Campeche

López-Herrera Mercy N.¹; Herrera-Silveira Jorge A.¹ y Ramírez-Ramírez Javier¹

¹CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Km 6 Carretera antigua a Progreso C.P. 97310 AP, 73Mérida, Yucatán México Cordemex. Autor para correspondencia: m.lopez_86@hotmail.com

Resumen

Los pastos marinos son ecosistemas de gran importancia a nivel mundial como almacenes de carbono, no obstante son pocos los estudios que hay haciendo referencia a ello. Determinar la variabilidad espacial de los almacenes de carbono de los pastos marinos en México es algo que se debe de llevar a cabo. Debido a que la Bahía de Campeche presenta extensas praderas de pastos marinos, de manera indirecta se estimó el contenido de carbono en la vegetación acuática sumergida en dos transectos perpendiculares a la línea de costa en la Bahía de Campeche en dos épocas climáticas del año, secas y lluvias en el año 2009. El contenido de carbono con respecto a la biomasa total en *Thalassia testudinum* para la época de secas presento un rango de variación entre 0.63 a 1.13 MgC/ha⁻¹; y de 0.38 y 1.42 MgC/ha⁻¹ en la época de lluvias. Estando estos valores dentro de la media mundial de contenido de carbono reportada que es de 0.49 a 2.5 MgC/ha⁻¹. Los resultados indican que la Bahía de Campeche podría ser una zona importante en cuanto a almacenes de carbono de pastos marinos.

Palabras clave: carbono azul, *Thalassia testudinum*, épocas climáticas.

Abstract

Seagrass ecosystems are globally important as carbon stores, however they are few studies no reference to it. To determine the spatial variability of carbon stocks of seagrasses in Mexico is something that must be performed. Because the Campeche Bay has extensive seagrass beds, indirectly the carbon content of submerged aquatic vegetation was estimated on two transects perpendicular to the coastline in the Campeche Bay in two climatic seasons dry and rains in 2009. The carbon content relative to the total biomass in *Thalassia testudinum* for the dry season presented a range of variation from 0.63 to 1.13 MgC/ha⁻¹; and 0.38 and 1.42 MgC/ha⁻¹ in the rainy season. With these values in the global average carbon content is reported that 0.49 to 2.5 MgC/ha⁻¹. The results indicate that Campeche Bay could be an important area in terms of carbon storage seagrass.

Key words: blue carbon, *Thalassia testudinum*, climatic seasons.

Introducción

Los pastos marinos son considerados una comunidad clave de los ecosistemas costeros y una parte esencial en sus funciones ecológicas al mejorar la calidad del agua y la disponibilidad de luz, la estabilización de los sedimentos y la acumulación de carbono y nutrientes (Green y Short, 2003). Recientemente, las praderas de pastos marinos han sido señaladas como importantes almacenes de carbono, aunque solo ocupan el 0.2% del área de los océanos a nivel mundial se estima que almacenan 27.4 TgC/año, que es el 10% del carbono capturado en los océanos (Nellemann *et al.*, 2009). Globalmente, las praderas de pastos marinos están teniendo una disminución en su cobertura de un 5% al año por causas antropogénicas, incluyendo un decremento en la calidad del agua y el incremento de

la temperatura del agua (Orth *et al.*, 2006; Mcleod *et al.*, 2011; Waycott *et al.*, 2009), y esta disminución puede repercutir en la cantidad de carbono almacenado (Duarte *et al.*, 2005).

La acumulación de carbono en los sedimentos marinos ofrece un almacén a largo plazo de carbono orgánico y se le conoce como “carbono azul”.

Las praderas de pastos marinos reducen la velocidad de las corrientes ocasionando una mayor sedimentación de las partículas de la columna de agua y evitan la resuspensión del sedimento, estas partículas que son depositadas en los sedimentos normalmente son ricas en materia orgánica (Gacia y Duarte, 2001).

La cantidad de carbono acumulado en las praderas de pastos marinos depende de la especie de pasto, las características del sedimento y la profundidad. Estudios realizados indican que la tasa de carbono almacenado en pastos marinos es de $1.38 \pm 38 \text{ gCm}^{-2}\text{año}$, el amplio rango en los valores refleja la variación que existe dependiendo las características del hábitat en que se encuentran los pastos marinos (Mcleod *et al.*, 2011). Kennedy *et al.*, 2010 estimaron que el carbono en pastos marinos contribuye alrededor del 50% de las reservas de carbono orgánico en sedimentos a nivel mundial, sin embargo no distingue entre raíces, rizomas y hojas.

Debido a la importancia de los pastos marinos como almacenes de carbono se realizó una estimación del carbono acumulado en la especie de pasto marino *Thalassia testudinum* (*T. testudinum*) en la Bahía de Campeche, siendo este sitio zona de crianza de diversas especies de importancia comercial.

Materiales y métodos

La Bahía de Campeche (Figura 1) se encuentra en la porción sur del Golfo de México, entre los $18^{\circ}30'$, $21^{\circ}00'$ de latitud norte y los $90^{\circ}30'$, $92^{\circ}30'$ de longitud oeste, frente a la costa del estado de Campeche, México. Tiene una superficie de 66, 770 km². El estado trófico de la Bahía de Campeche es mesotrófico con tendencia a la eutrofia; esto debido probablemente al aporte de nutrientes por las actividades antropogénicas como la descarga de aguas residuales comerciales, industriales y domésticas que han sido identificadas en la Bahía y que provienen del desarrollo urbano de la Ciudad de Campeche (Urdapilleta, 2004).

Se realizó el trabajo de caracterización biológica durante el mes de abril (época de secas) y el mes de octubre (época de lluvias) de 2009 a través del establecimiento de dos transectos de 10 km de longitud cada uno, con una separación entre ellos de 2km y verticales a la costa en la zona este (enfrente al área que se denomina “Cockteleros”) de la Bahía de Campeche (Figura 1).

Cada transecto incluyó 10 estaciones estableciéndose cada una a un km de distancia entre sí. Este diseño pretendía conocer el efecto de la distancia a la costa, en relación a la ubicación de la zona urbana. En cada estación se midieron los parámetros físico-químicos, para la determinación de las variables de haz y área se tomó una muestra y su réplica con un nucleador de PVC de 0.25m aplicando el método de cosecha en pie (standing crop) propuesto por Milner y Hugues (1968).

Indirectamente se estimó el contenido de carbono del pasto marino *Thalassia testudinum* considerando el factor biomasa: carbono de 0.35 recomendado por Fourqurean *et al.*, (2012).

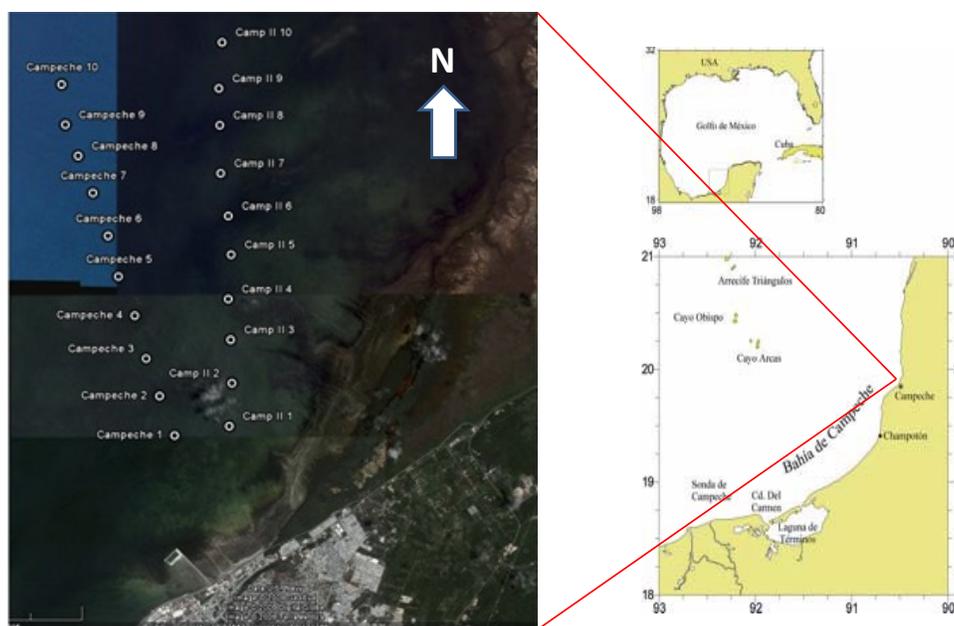


Figura 1. Zona de estudio mostrando los dos transectos.

Resultados

El almacén de carbono aéreo de *Thalassia testudinum* en la localidad de Bahía de Campeche varió de 0.36 a 1.34 MgC/ha⁻¹. Espacialmente entre transectos se observaron diferencias significativas en la época de secas (Figura 2a), indicando variabilidad de la biomasa de pastos marinos a nivel de mesoescala (km). Sin embargo, durante la época de lluvias (Figura 2b) no se observan diferencias significativas entre transectos, sugiriendo que factores locales (tipo de sedimento, calidad del agua) podrían determinar las diferencias registradas.

El contenido de carbono entre épocas no presentó diferencias significativas, sin embargo, la época de lluvias es la que presentó una mayor variabilidad (Figura 3). Sugiriendo que la variabilidad espacial puede ser mayor que la estacional.

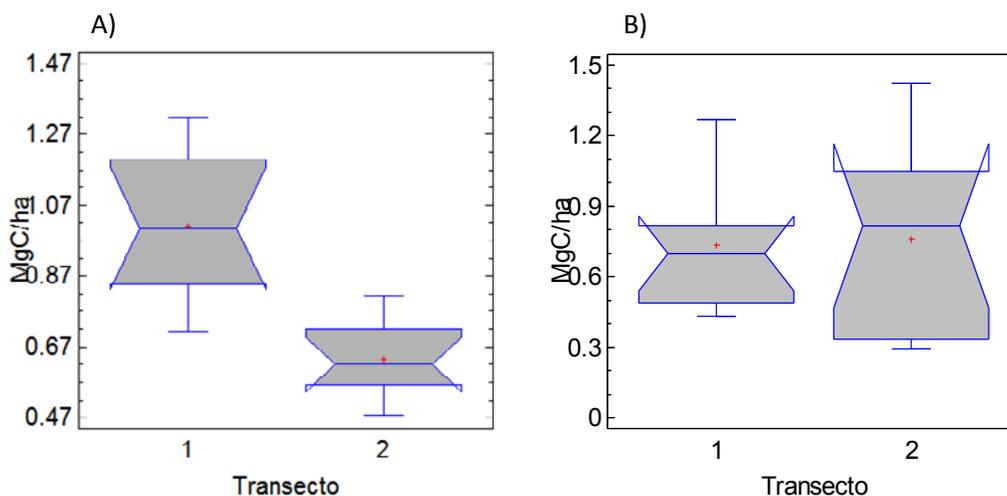


Figura 2. Diagrama de cajas y bigotes comparando el contenido de carbono entre transectos a) Época de secas y b) Época de lluvias.

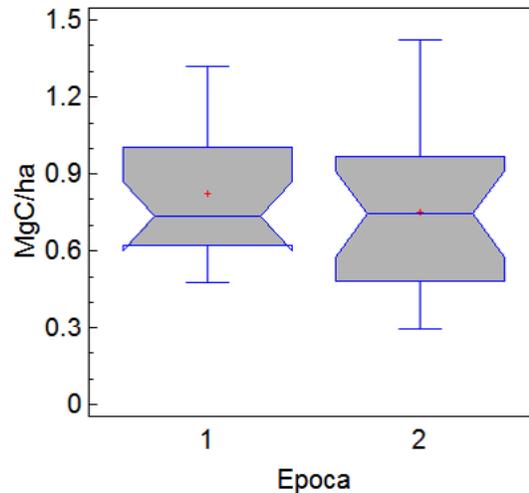


Figura 3. Diagrama de cajas y bigotes comparando el contenido de carbono entre épocas 1) Secas y 2) Lluvias.

Discusión

Los valores más altos de carbono se observaron en la época de lluvias al igual que una mayor variabilidad, esto se debe a que es en el verano donde los pastos marinos presentan un mayor desarrollo estructural (Dawes *et al.*, 1985).

T. testudinum forma extensas praderas a lo largo de la Bahía de Campeche, con altas densidades en comparación a sitios similares (López-Herrera, 2011). Lavery *et al.*, 2013, menciona que el tamaño del dosel en la pradera de pastos marinos así como las condiciones abióticas del sitio tienen un fuerte efecto en la capacidad del almacén de carbono de estos hábitats.

Conclusiones

Los valores más altos de carbono se observaron en la época de lluvias al igual que una mayor variabilidad. Sin embargo, los valores de este estudio están en el intervalo mundial de contenido de carbono en pastos marinos (0.49 a 2.5 MgC/ha⁻¹). Indicando que la Bahía de Campeche podría ser una zona importante en lo que se refiere a almacenes de carbono.

Los flujos de carbono en estos ecosistemas de alta tasa de renovación deben estimarse.

Bibliografía

- Dawes C. J., M. O. Hall, R. K. Riechert. 1985. Seasonal biomass and energy content in seagrass communities on the west coast of Florida. *Journal Coast Research* 1:255-262.
- Duarte C. M., J. J. Middelburg, N. Caraco. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2:1-8.
- Fourqurean J., C. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. Mateo, E. Apostolaki, G. Kendrick, D. Krause-Jensen, K. McGlathery, O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505-509.
- Gacia E., C. M. Duarte. 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine Coastal Shelf Science* 52:505-514.
- Green E. P., F. T. Short. 2003. *World Atlas of Seagrasses*. University of California press. 298 pp.
- Kennedy H., J. Beggins, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, M. Holmer, N. Marbà, J. Middelburg. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Glob Biogeochemical Cycles* 24:1-8.
- Lavery P. S., M. Mateo, O. Serrano, 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(9).

- López-Herrera M. 2011. Caracterización de las variables morfométricas y estructurales de *Thalassia testudinum* su relación con la hidroquímica y sedimentosa en la Bahía de Campeche frente a la ciudad de Campeche. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias.
- McLeod E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Bjork, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. Schlesinger, B. 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.
- Milner C., R. E. Hughes. 1968. Methods for the Measurement of the Primary Production of Seagrasses. Grassland-IBP Handbook N° 6 Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- 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.
- Orth R. J., T. Carruthers, W. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr., A. Hughes, G. A. Kendrick, W. Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott, S. L. Williams. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56:987–996.
- Urdapilleta J. C. 2004. Hidrología y Calidad del Agua de la Bahía de Campeche. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Campeche.
- Waycott M., C. M. Duarte, T. Carruthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, K. L. Heck, Jr., A. Hughes, G. A. Kendrick, W. Kenworthy, F. T. Short, S. L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrass across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:12377–12381.

2.11 Variación espacial del estado de saturación de aragonita en el Golfo de Tehuantepec

Chapa-Balcorta Cecilia^{1 2 3}; Hernández-Ayón Martín^{1 2}; Norzagaray-López Orión^{1 2}; Ávila-López Carmen^{1 2} y Cervantes-Díaz Gabriela^{1 2}

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Apdo. Postal 453, Ensenada, Baja California, México.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apdo. Postal 453, Ensenada, Baja California, México. Autor para correspondencia: jmartin@uabc.edu.mx

³Universidad del Mar, Ciudad Universitaria SN, C.P. 70902, Puerto Ángel Oaxaca, México.

Resumen

El incremento de la absorción de CO₂ de origen antropogénico en el océano promueve la acidificación y disminuye la concentración del ion carbonato disponible para la formación de CaCO₃, lo que puede afectar a diversos organismos calcificadores y por ende su papel como reservorio de carbono en forma de aragonita y/o calcita. Recientemente se ha documentado el papel de las zonas tropicales como fuente hacia la atmósfera del carbono inorgánico disuelto proveniente del agua subsuperficial. Al ser rica en Carbono Inorgánico Disuelto (CID), el agua subsuperficial puede promover la subsaturación de aragonita en regiones de donde existe ascenso del agua subsuperficial, como es el Golfo de Tehuantepec. Sin embargo a la fecha no existe información al respecto en esta región del Pacífico Mexicano. En el presente trabajo, se calculó el estado de saturación de aragonita (Ω_{Ar}) a partir de mediciones de CID y pH de muestras colectadas en el Golfo de Tehuantepec durante abril de 2013, posterior a cuatro eventos de viento intenso llamados Tehuanos. Los resultados muestran valores entre 0.5 y 4.3. Los mínimos en superficie se presentan cerca de la costa. En la vertical, el horizonte de saturación se encontró entre 0 y 30 m de profundidad cerca de la costa debido al efecto del viento y remolinos de mesoescala. El agua subsaturada se encontró asociada al Agua Subsuperficial Subtropical. Los resultados indican que los organismos costeros podrían estar expuestos a aguas con baja saturación de aragonita ($\Omega_{Ar} < 2$) durante la temporada de vientos.

Palabras clave: Oaxaca, carbonato, Pacífico Mexicano, sistema del CO₂.

Abstract

The increase of dissolved inorganic carbon (DIC) in the ocean promotes acidification and diminishes the concentration of available carbonate ions for the formation of CaCO₃, which may affect a diverse number of calcifying organisms and their role as carbon reservoirs in the form of aragonite and/or calcite. Recently, the role of the subsurface water at the Tropical Pacific as a CO₂ source towards the atmosphere has been highlighted. Being rich in DIC, this water may promote the sub-saturation of aragonite at regions where wind-forced upwelling or entrainment events occur; such may be the case of the Gulf of Tehuantepec (GOT). However, no information was previously available for this region of the Mexican Pacific. We studied the saturation state (Ω_{Ar}) derived from DIC and pH data of water samples from the GOT, collected during April, 2013, after four intense wind events called Tehuanos. The Ω_{Ar} values ranged between 0.5 and 4.3. Results show that the sub-saturated water was associated to the Subtropical Subsurface Water, forced by wind and mesoscale eddies. These results indicate that coastal organisms may be exposed to water with low aragonite saturation ($\Omega_{Ar} < 2$) during the wind season.

Key words: Oaxaca, carbonate, Mexican Pacific, CO₂ system.

Introducción

Los organismos calcificadores, funcionan como un reservorio de carbono inorgánico, precipitándolo como CaCO₃ ya sea en forma de aragonita o de calcita, en donde permanece por un tiempo que va de días, hasta miles de años, según la especie (Kinsey y Hopley, 1991). Aragonita es la forma más soluble de CaCO₃, y su estado de saturación depende de las variaciones en la concentración de carbono inorgánico disuelto (CID). Dicho estado de saturación ha disminuido en el Océano Pacífico debido al incremento en la concentración de CO₂ (Feely *et al.*, 2012). Éste promueve la acidificación y disminuye la cantidad de ion carbonato disponible para la precipitación aragonita, ya que desplaza el equilibrio, hacia especies químicas más reducidas, como es el ión bicarbonato (Emerson y Hedges, 2009). El estado de saturación del aragonita (Ω_{Ar}) en una solución, está dada por la siguiente ecuación 1:

$$\Omega_{Ar} = \frac{[Ca^{+2}][CO_3^{-2}]}{K_{ps_{Ar}}} \quad (1)$$

donde $K_{ps_{Ar}}$ es la constante del producto de la solubilidad de aragonita. Si $\Omega_{Ar} > 1$ existe sobresaturación de aragonita y si $\Omega_{Ar} < 1$ existe disolución. Dicho estado de saturación disminuye con el incremento en la concentración de CID (Figura 1B).

En la región del Pacífico Tropical los valores menores de Ω_{Ar} están asociados al agua subsuperficial (Franco *et al.*, 2014; Sutton *et al.*, 2014). El Golfo de Tehuantepec forma parte del Pacífico Oriental Tropical, y forma parte de la alberca de agua cálida con temperatura superficial superior a los 28.5 °C. Las altas temperaturas superficiales promueven la estratificación (Wang y Enfield, 2001; Fiedler y Talley, 2006; Fiedler *et al.*, 2013), y disminuyen el intercambio de propiedades químicas entre la capa subsuperficial y la capa superficial. Sin embargo, durante los eventos Tehuanos, se generan vientos intensos que ocurren en la temporada invernal con velocidades mayores a 10 m s⁻¹, que rompen la estratificación y dan lugar a procesos de mezcla intensa y giros de mesoescala (Palacios y Bograd, 2005; Barton *et al.*, 2009). El presente trabajo tiene por objetivo dar conocer la distribución espacial del estado de saturación de aragonita en esta región y mostrar los cambios con respecto a la profundidad del horizonte de saturación por efecto de la mezcla y circulación inducida por el viento. Así mismo, se discuten las implicaciones que pudieran representar para los organismos calcificadores de la región.

Materiales y métodos

Colecta en campo

Se analizaron muestras de agua tomadas en 26 estaciones en el Golfo de Tehuantepec (Figura 1A) durante el 13 - 18 de abril de 2013 a bordo del barco de investigación oceanográfica “Altair” de la Secretaría de Marina. La campaña de muestreo se llevó a cabo posterior a cuatro eventos de viento intenso (>10 ms⁻¹) llamados “Tehuanos”. En cada estación las muestras se tomaron a nueve profundidades estándar, (0, 10, 20, 30, 50, 75, 100, 150 y 200 m). La toma de muestra se realizó con base en los procedimientos operativos estándar (SOP, por sus siglas en Inglés) recomendados por Dickson, (2007). Las muestras fueron tomadas por medio de hidrocala, colectadas en botellas Niskin de 5L, y una vez en superficie fueron extraídas y colocadas en botellas de borosilicato de sodio, fijadas con 200 µl de HgCl₃ y selladas con grasa Apiezon® para evitar el contacto con la atmósfera y la

evaporación. Posteriormente las muestras fueron colocadas en contenedores en la obscuridad para su transportación al laboratorio. Para obtener los datos de temperatura y salinidad se realizaron lances con un CTD SBE19 el cual mide temperatura, conductividad y presión.

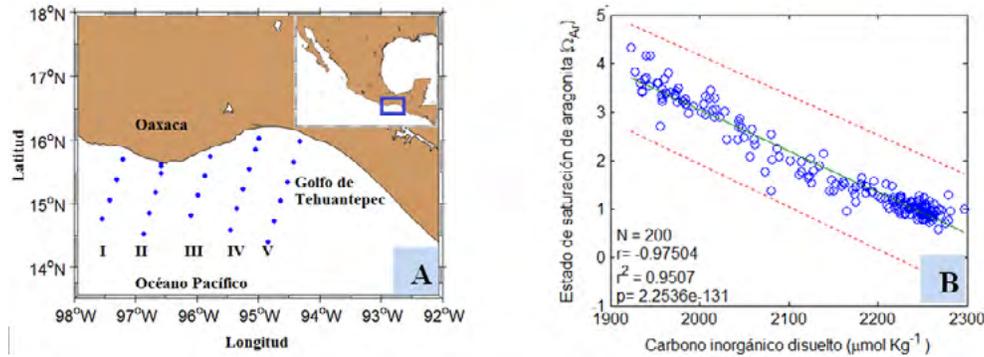


Figura 1. A. Área de estudio. B. Relación de entre carbono inorgánico disuelto y Ω_{Ar} . Ajuste de mínimos cuadrados con un 95% de confianza.

Análisis de muestras y procesamiento de datos

A cada muestra se le midió la concentración de carbono inorgánico disuelto (CID) y el pH a 25 °C. La medición de CID se llevó a cabo mediante coulometría utilizando la técnica descrita por Johnson *et al.*, (1987). Por su parte el pH en la escala de agua de mar se midió utilizando un método potenciométrico en celda cerrada (Dickson, 2007). Previo a la medición (24 h antes) se obtuvo la pendiente del electrodo mediante buffers NBS 4.01 y 10.01. La calibración de ambos métodos se llevó a cabo con material de referencia certificado generado por Andrew Dickson en Scripps Institution of Oceanography, de la Universidad de California, San Diego. Los valores de Ω_{Ar} fueron calculados a partir de los datos de pH y CID mediante el programa CO2SYS.m (Lewis y Wallace, 1998; Van-Heuven *et al.*, 2009). Para ello se utilizaron las constantes de disociación de Mehrbach *et al.*, (1973) modificadas por Dickson y Millero, (1987). Los datos de CTD fueron procesados utilizando el software del equipo. A partir de temperatura, conductividad y presión se calcularon la salinidad práctica (PS-78) y la densidad.

Resultados y discusión

Los valores de Ω_{Ar} fluctuaron entre 0.5 y 4.3., con los máximos en superficie. Existió además una marcada diferencia en el estado de saturación de aragonita en las masas de agua presentes en la zona. La Figura 2A muestra la presencia de dos masas de agua con distintas características de temperatura, salinidad y densidad, correspondientes al agua superficial tropical (AST) y al agua subsuperficial subtropical (ASsSt) y un máximo salino (MS) probablemente debido a evaporación de agua subsuperficial que ascendió a la superficie por efecto del viento. Es posible observar que el ASsSt es la que presenta agua subsaturada de aragonita ($\Omega_{Ar} \leq 1$). Mientras que el agua superficial presenta condiciones de saturación. Si la primera sube a la superficie por efecto de la dinámica física, como surgencias, giros ciclónicos, frentes oceánicos entre otros, el efecto esperado es la disminución de la saturación de aragonita (Feely *et al.*, 2008; Harris *et al.*, 2013), mientras duran los efectos del forzamiento. Esto es coincidente con lo que se ha observado en otras regiones del Pacífico Tropical (Franco-Novela, 2011; Feely *et al.*, 2012). A diferencia de dichos sitios, en el golfo de Tehuantepec la alta intensidad del forzamiento del viento puede promover que la disminución del estado de saturación

sea mayor que en otras regiones tropicales, en donde la estratificación del agua disminuye el intercambio entre la capa superficial y la subsuperficial (Franco *et al.*, 2014). Adicionalmente la temporada de eventos Tehuanos dura desde finales de octubre hasta inicios de abril por lo que se esperaría que dicho efecto se esté produciendo constantemente durante toda la temporada.

Distribución superficial del estado de saturación de aragonita

En la superficie los valores fluctuaron entre 1.1 y 4.3 (Figura 2B); con los valores máximos ubicados lejos de la costa en los transectos I y III, y cerca de la costa en la cabeza del golfo. Por su parte los mínimos se observan en la zona de mayor influencia del viento aproximadamente entre 15°30' - 16° N y 95°-96°O. Cabe mencionar que aunque se encuentran por encima del valor de subsaturación, dichos valores son menores a las condiciones óptimas para el desarrollo de organismos calcificadores como se discutirá más adelante. Así mismo, los valores mínimos fueron menores a los reportados para aguas superficiales de otras regiones tropicales donde ocurren condiciones de surgencia. Tal es el caso del Puerto Papagayo localizado al en Nicaragua, al sur del GT en donde los valores de saturación disminuyeron de 3.6 a 2.1 durante periodos de surgencias (Rixen *et al.*, 2012).

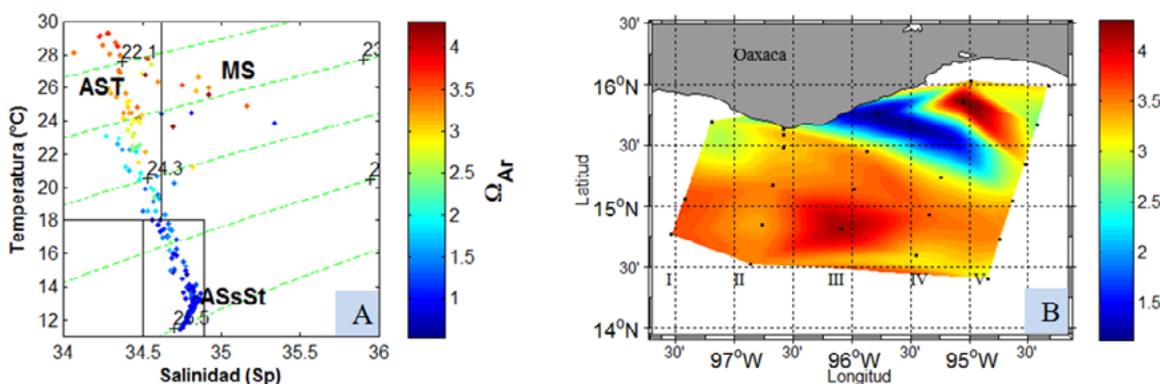


Figura 2. Estado de Saturación de Aragonita. A. Diagrama T-S. En color se muestra el estado de saturación de aragonita. AST: Agua superficial tropical. ASsSt: Agua Subsuperficial Subtropical. MS: Máximo salino B. Variación espacial del estado de saturación de aragonita en superficie.

Profundidad del horizonte de saturación

En la vertical (Figura 3) existe una abrupta disminución de Ω_{Ar} con la profundidad y los valores menores cerca de la costa. El horizonte de saturación se encontró entre los 200 y los 30 m de profundidad, correspondiendo a una concentración de $2244 \mu\text{mol kg}^{-1}$ de CID y un pH de 7.6. En el transecto I se observó un hundimiento del horizonte de saturación en las estaciones alejadas de la costa por lo que la disminución Ω_{Ar} fue menos pronunciada y con valores mayores a 2 hasta una profundidad de 80 m. Sin embargo, existió un abrupto descenso de la Ω_{Ar} y un ascenso del horizonte de saturación cerca de la costa. El cambio en profundidad del horizonte de saturación fue mayor a 160 m entre la primera y la última estación de este transecto. En el transecto II no se observó un hundimiento pero si un ascenso de agua menos saturada cerca de la costa en aproximadamente 80 m en comparación con el transecto I. Por su parte, el transecto 3 mostró el horizonte de saturación más somero en todas las estaciones y con valores cercanos a la subsaturación en la superficie, adyacente a la costa. Dicho horizonte ascendió aproximadamente 170 m en solo 60 km. Así mismo, en el transecto IV valores menores a 2 de aragonita alcanzaron la superficie aproximadamente a 70 km de la costa. En esta

sección el horizonte de saturación alcanzó los 30 m de profundidad cerca de la costa. Un comportamiento similar se observó en la sección V, sin embargo el horizonte de saturación alcanzó una profundidad ligeramente menor a 30 m. Una característica importante del transecto V es que, si bien el horizonte de saturación no llega a la superficie, existe una mayor dominancia de agua subsaturada ($\Omega_{Ar} < 1$) en la columna de agua en comparación a los otros transectos, por lo que cualquier forzamiento que pudiera promover el ascenso de dicha agua podría generar una columna de agua completamente subsaturada. Feely *et al.*, (2012) reportan para el Pacífico Oriental (Transecto P18 del muestreo global de WOCE/JGOFS/OACES), una disminución de la profundidad del horizonte de saturación de aragonita de 1-2 m año⁻¹, en la cual la región tropical presenta los menores valores de Ω_{Ar} y la mayor tasa de disminución entre las latitudes 10 y 20° N y 110°W. Consecuentemente, se esperaría que, de seguir la misma tendencia, los eventos tehanos promuevan la entrada de agua cada vez más corrosiva a la superficie en la zona costera del golfo de Tehuantepec cambiando así las condiciones biogeoquímicas en las costas de esta región.

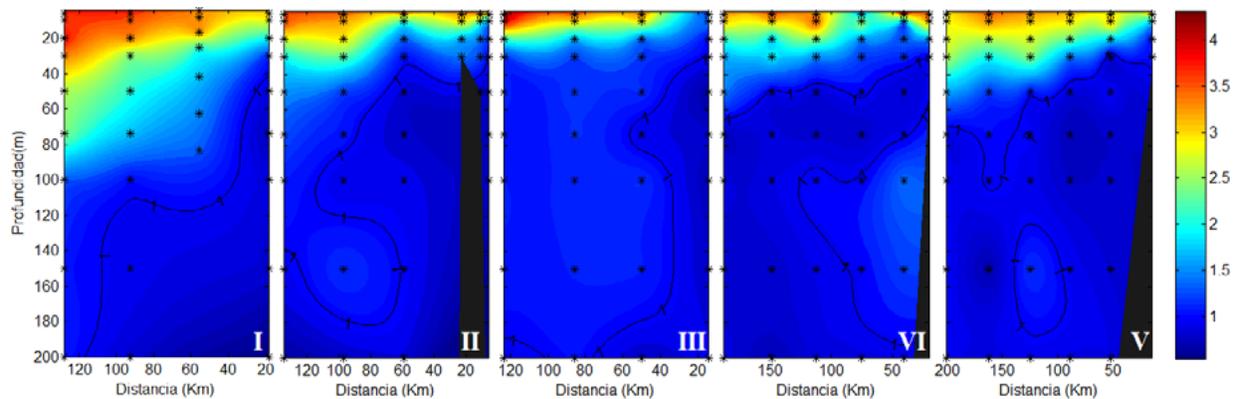


Figura 3. Estado de Saturación de Aragonita en la columna de agua para los cinco transectos (I-V) El contorno negro indica el horizonte de saturación de aragonita ($\Omega_{Ar}=1$).

Se desconoce el grado de adaptación que los organismos que habitan en el golfo de Tehuantepec han generado con respecto a la acidificación. Sin embargo se han estudiado individuos ubicados en otras regiones del Pacífico Oriental Tropical (POT) de especies que también se encuentran en el GT, principalmente especies de coral, y se han observado efectos en la cementación, densidad y crecimiento de los arrecifes, y una alta susceptibilidad a la bioerosión en comparación con corales de otras regiones (Manzello *et al.*, 2008). Esto podría estar asociado con los cambios drásticos en el horizonte de saturación de aragonita en las regiones donde existe ascenso del agua subsuperficial. A este respecto, la especie de coral *Pocillopora damicornis*, la cual es la más abundante del POT, tiene un mayor crecimiento en regiones de no surgencia como Panamá con respecto a las comunidades localizadas en regiones de surgencia de tanto de Panamá como de Islas Galápagos (Manzello, 2010). Por lo tanto, es probable que esto mismo ocurra en el GT. Así mismo, se ha observado una menor tasa de crecimiento de *Porites panamensis* (también existente en el GT) en Islas Marietas, ubicadas en la parte norte del POT en comparación con dos regiones ubicadas en la Península de Baja California (Norzagaray-López *et al.*, 2013).

Es de notar que el efecto que produce en los organismos la exposición al agua con valores de Ω_{Ar} cercanos a la subsaturación depende de la especie, etapa de vida, y de factores ambientales (Tambutté *et al.*, 2011). En el caso de los corales algunos factores ambientales importantes son: la cantidad de luz, temperatura, nutrientes, concentración de oxígeno, bioerosión y disponibilidad de alimento y espacio (Tambutté *et al.*, 2011; McCulloch *et al.*, 2012). Así mismo, la duración de la exposición a dicha agua

es importante (Cumbo *et al.*, 2013). En el presente estudio los valores mínimos superficiales de Ω_{Ar} fueron superiores a uno, sin embargo, estos pueden estar generando condiciones de estrés en *P. damicornis*. Vidal-Dupiol *et al.*, (2013), reportó que a un pH de 7.4 y $\Omega_{Ar}=1.1$, este organismo genera una sobrerregulación de genes que codifican proteínas participantes en el proceso de calcificación, y aquellas relacionadas con actividades heterotróficas y autotróficas; lo que indica que dichas condiciones ambientales incrementan los requerimientos energéticos del organismo y consecuentemente, el uso de energía de reserva. Por su parte *Pocillopora meandrina* (otro coral presente en el GT) disminuyó su tasa de calcificación al 50% al ser expuesta a un valor de $\Omega_{Ar}=2.0$ y 27 °C (Muehllehner y Edmunds, 2008). En un mesocosmos en condiciones controladas, con igual número organismos calcificadores entre los cuales se incluye *P. damicornis* y el rodolito *Lithophyllum* sp, los organismos disminuyeron su tasa de calcificación al ser expuestos a agua con $\Omega_{Ar}\sim 1.4$ en comparación con la tasa de calcificación del tratamiento control (Andersson *et al.*, 2009). Dicho intervalo de valores de saturación se observan en el presente estudio incluso en superficie. Por otro lado experimentos donde se utilizaron valores de saturación de 2.4-2.5 y altas temperaturas (26.5-29 °C) mostraron que no existieron impactos en la tasa de calcificación de *P. damicornis* (Schoepf *et al.*, 2013). Con base en los resultados obtenidos de las muestras de agua y los datos de las investigaciones citadas se asume que, al menos con respecto al proceso de calcificación, los organismos calcificadores del Golfo de Tehuantepec están siendo expuestos a condiciones que no son óptimas para su desarrollo. Esto puede tener importantes repercusiones ecológicas ya que esta región podría ser una barrera para el desarrollo y distribución de especies sensibles a los cambios en Ω_{Ar} .

Conclusiones

En el Golfo de Tehuantepec el horizonte de saturación se encontró entre 0 y 30 m de profundidad cerca de la costa en respuesta al forzamiento de vientos posterior a eventos Tehuanos en consecuencia a los remolinos de mesoescala. Dicho horizonte de saturación ascendió entre de 40 a 160 m en la zona costera, tomando como referencia la profundidad a la que se encontraba en la zona oceánica. El ascenso del horizonte de saturación promueve la exposición de organismos calcificadores en condiciones de aguas no óptimas para su desarrollo y que, según la literatura, podrían generar efectos en la calcificación. La presente información servirá de línea base de las condiciones actuales de Ω_{Ar} y formará parte de los antecedentes para futuros estudios sobre el cambio en Ω_{Ar} relacionados con estacionalidad e incremento de CO₂ atmosférico en la región.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Marina por el acceso a los cruceros y los datos de CTD. Al C. Contralmirante CG DEM Carlos A. Abascal Andrade, Director General Adjunto de Oceanografía, Hidrografía y Meteorología y al personal de la Estación de Investigación Oceanográfica de Salina Cruz por su apoyo logístico.

Bibliografía

- Andersson A. J., I. B. Kuffner, F. T. Mackenzie, P. L. Jokiel, K. S. Rodgers, A. Tan. 2009. Net Loss of CaCO₃ from a subtropical calcifying community due to seawater acidification: mesocosm-scale experimental evidence. *Biogeosciences* 6:1811-1823.
- Barton E. D., M. F. Lavín, A. Trasviña. 2009. Coastal circulation and hydrography in the Gulf of Tehuantepec, Mexico, during winter. *Continental Shelf Research* 29:485-500.



- Cumbo V. R., T. Y. Fan, P. J. Edmunds. 2013. Effects of exposure duration on the response of *Pocillopora damicornis* larvae to elevated temperature and high pCO₂. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439:100-107.
- Dickson A. G., C. L. Sabine, J. R. Christian. 2007. Guide to best practices for ocean CO₂ measurements, North Pacific Marine Science Organization. 176 pp.
- Dickson A. G., F. J. Millero. 1987. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 34:1733-1743.
- Emerson S. R., J. Hedges. 2009. *Chemical Oceanography and the Marine Carbon Cycle*. Cambridge, Inglaterra, Cambridge. 462 pp.
- Feely R. A., C. L. Sabine, R. H. Byrne, F. J. Millero, A. G. Dickson, R. Wanninkhof, A. Murata, L. A. Miller, D. Greeley. 2012. Decadal changes in the aragonite and calcite saturation state of the Pacific Ocean. *Global Biogeochem. Cycles* 26:GB3001.
- Feely R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernandez-Ayon, D. Ianson, B. Hales. 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive "Acidified" Water onto the Continental Shelf. *Science* 320:1490-1492.
- Fiedler P. C., R. Mendelssohn, D. M. Palacios, S. J. Bograd. 2013. Pycnocline Variations in the Eastern Tropical and North Pacific, 1958–2008. *Journal of Climate* 26:583-599.
- Fiedler P. C., L. D. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress In Oceanography* 69:143-180.
- Franco-Novela A. 2011. Flujo de carbono y subsaturación de carbonato en la zona de mínimo de oxígeno del Pacífico Tropical Mexicano. Maestría en Ciencias: Oceanografía Costera, Universidad Autónoma de Baja California.
- Franco A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro, R. Sosa-Ávalos. 2014. Air-sea CO₂ fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research Oceans* 119:2923-2937.
- Harris K. E., M. D. DeGrandpre, B. Hales. 2013. Aragonite saturation state dynamics in a coastal upwelling zone. *Geophysical Research Letters* 40:2720-2725.
- Johnson K., J. Sieburth, P. Williams, L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: Automation and calibration. *Marine Chemistry* 21:117-133.
- Kinsey D. W., D. Hopley. 1991. The significance of coral reefs as global carbon sinks-response to Greenhouse. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 89:363-377.
- Lewis E., D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105a. Oak Ridge, Tennessee. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy.
- Manzello D. 2010. Coral growth with thermal stress and ocean acidification: lessons from the eastern tropical Pacific. *Coral Reefs* 29:749-758.
- Manzello D. P., J. A. Kleypas, D. A. Budd, C. M. Eakin, P. W. Glynn, C. Langdon. 2008. Poorly cemented coral reefs of the eastern tropical Pacific: Possible insights into reef development in a high-CO₂ world. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:10450-10455.
- McCulloch M., J. Trotter, P. Montagna, J. Falter, R. Dunbar, A. Freiwald, G. Försterra, M. López-Correa, C. Maier, A. Rüggeberg, M. Taviani. 2012. Resilience of cold-water scleractinian corals to ocean acidification: Boron isotopic systematics of pH and saturation state up-regulation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 87:21-34.
- Mehrbach C., C. H. Culberson, J. E. Hawley, R. M. Pytkowicz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnology and Oceanography* 18:897-907.
- Muehllehner N., P. Edmunds. 2008. Effects of ocean acidification and increased temperature on skeletal growth of two scleractinian corals, *Pocillopora meandrina* and *Porites rus*. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, Ft. Lauderdale, Florida.
- Norzagaray-López O., C. Ávila, C. Chapa-Balcorta, L. Calderón-Aguilera, J. M. Hernández-Ayón. 2013. Reducida producción de CaCO₃ por *Porites panamensis* en tres comunidades arrecifales del Pacífico mexicano. IV Simposio Internacional del Carbono en México. Texcoco, México, Programa Mexicano del Carbono.
- Palacios D. M., S. J. Bograd. 2005. A census of Tehuantepec and Papagayo eddies in the northeastern tropical Pacific. *Geophysical Research Letters* 32:L23606.
- Rixen T., C. Jiménez, J. Cortés. 2012. Impact of upwelling events on the seawater carbonate chemistry and dissolved oxygen concentration in the Gulf of Papagayo (Culebra Bay), Costa Rica: Implications for coral reefs. *Revista de Biología Tropical* 60:187-195.
- Schoepf V., A. G. Grottoli, M. E. Warner, W. J. Cai, T. F. Melman, K. D. Hoadley, D. T. Pettay, X. Hu, Q. Li, H. Xu, Y. Wang, Y. Matsui, J. H. Baumann. 2013. Coral Energy Reserves and Calcification in a High-CO₂ World at Two Temperatures. *PLoS ONE* 8: e75049.

- Sutton A. J., R. A. Feely, C. L. Sabine, M. J. McPhaden, T. Takahashi, F. P. Chavez, G. E. Friederich, J. T. Mathis. 2014. Natural variability and anthropogenic change in equatorial Pacific surface ocean pCO₂ and pH. *Global Biogeochemical Cycles* 28:131-145.
- Tambutté S., M. Holcomb, C. Ferrier-Pagès, S. Reynaud, É. Tambutté, D. Zoccola, D. Allemand. 2011. Coral biomineralization: From the gene to the environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 408:58-78.
- Van-Heuven S., D. Pierrot, E. Lewis, D. Wallace. 2009. MATLAB Program developed for CO₂ system calculations. Rep. ORNL/CDIAC-105b, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.
- Vidal-Dupiol J., D. Zoccola, E. Tambutté, C. Grunau, C. Cosseau, K. M. Smith, M. Freitag, N. M. Dheilily, D. Allemand, S. Tambutté. 2013. Genes Related to Ion-Transport and Energy Production Are Upregulated in Response to CO₂-Driven pH Decrease in Corals: New Insights from Transcriptome Analysis. *PLoS ONE* 8:e58652.
- Wang C., D. Enfield. 2001. The Tropical Western Hemisphere Warm Pool. *Geophysical Research Letters* 28:1635-1638.

2.12 Flujos de CO₂ en manglares conservados y perturbados del noroeste de México

Vargas-Terminel Martha L.¹; Yépez Enrico A.¹; Rodríguez Julio C.²; Garatuza-Payán Jaime¹; Watts Christopher J.²; Meling-López A. E.² y López-Portillo J.³

¹Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur, Col. Centro, C.P. 85000, Ciudad Obregón, Sonora. Autor para correspondencia: martuchisvargast@gmail.com

²Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales S/N, Col. Centro, C.P. 83000 Hermosillo Sonora.

³Instituto de Ecología, A. C., Km. 2.5 Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Congregación El Haya, Xalapa, Veracruz, México.

Resumen

Los manglares son ecosistemas biocomplejos debido a la alta diversidad de procesos funcionales, relacionados a factores abióticos como los niveles de salinidad, hidropериodo, disponibilidad de nutrientes y disturbios, los cuales controlan 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. El objetivo de este estudio es monitorear la dinámica de los flujos de CO₂ (NEE) en dos sitios de manglar en el noroeste de México con diferentes estados de perturbación: un sitio conservado y un sitio perturbado por actividades humanas (i.e. acuicultura). Se realizaron mediciones continuas de flujos de CO₂ con un sistema de covarianza de vórtices, así como de salinidad y piezometría. Los resultados preliminares de NEE durante el invierno (enero-febrero) de 2014, sugirieron actividad fotosintética y respiratoria. La NEE varió en el rango de -2.88 a 1.71 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para el sitio con disturbio, el sitio conservado presentó una mayor productividad fue de -3.18 hasta -0.13 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Estas diferencias sugieren que el sitio perturbado presenta una menor productividad en comparación con el sitio conservado. Para explicar la complejidad de los procesos biogeoquímicos de los manglares es necesario el monitoreo continuo de los flujos ecosistémicos para entender las diferencias en los patrones de NEP y su relación con los factores abióticos.

Palabras clave: productividad neta del ecosistema, covarianza de vórtices, manglar de Sonora.

Abstract

Mangroves are biocomplex ecosystems due high diversity on functional processes related to abiotic factors such as salinity, hydroperiod, nutrient availability and disturbance, which control the net ecosystem productivity (NEP). However, the relative importance of these factors is poorly understood by the scarcity of measurements of fluxes and pools of C. The aim of this study is to monitor the CO₂ fluxes (NEE) dynamic of in two mangrove sites in northwest Mexico with different states of disturbance: a conserved site and a site disturbed by human activities (i.e. aquaculture). Continuous measurements of CO₂ fluxes were measured with eddy covariance technique as well as salinity and water level. Preliminary results during the winter (January-February) 2014 show that daily fluctuations in NEE suggest photosynthetic and respiration activity. The NEE varied from -2.88 to 1.71 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ for site disturbance, while the conserved site had a higher productivity during this period showing ranges from -3.18 to -0.13 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. These differences suggest that the disturbed site has lower productivity during the study period compared to the conserved site. To explain mangrove biogeochemical processes complexity continuous monitoring of ecosystem flows is necessary to understand the differences in patterns of NEP and its relation to abiotic factors.

Key words: net ecosystem production, eddy covariance, Sonora mangroves.

Introducción

Los manglares son ecosistemas costeros dominados por plantas leñosas capaces de tolerar salinidad, estos llegan a abarcar diversos gradientes de latitud, nivel de mareas, geomorfología, ambientes sedimentarios, clima y disponibilidad de nutrientes, además poseen una estructura simple en comparación con los ecosistemas terrestres ya que albergan pocas especies arbóreas y por lo general carecen de un sotobosque. Representan el 11% de la captura de carbono global de los ecosistemas costeros; ocupan el 0.1% de la superficie terrestre y el 0.5% de las zonas costeras globales (Alongi, 2014). Son ecosistemas particularmente susceptibles a la perturbación (Barr *et al.*, 2012), a pesar de ser considerados como unos de los ecosistemas más productivos en el mundo. En los últimos años han disminuido un 35% su cobertura a causa de las actividades humanas (Giri *et al.*, 2011) como conversión de tierras a la agricultura, la expansión de la acuicultura, el turismo, el desarrollo urbano y la sobreexplotación (Donato *et al.*, 2011). Su balance de carbono es modulado por los factores climáticos y ambientales tales como la temperatura, la radiación solar, la disponibilidad de nutrientes, y por otros como la actividad de las mareas, la salinidad única de los hábitats costeros y los disturbios. Esto los hace ser considerados como biocomplejos debido a la alta diversidad de procesos funcionales y la relación que presenta con estos factores, los cuales controlan la productividad neta del ecosistema (NEP). Sin embargo, la explicación del porque estos factores regulan NEP en estos ecosistemas es poco entendida por la poca información existente acerca de los patrones de comportamiento de los flujos de CO₂, producto de la escasez de mediciones de los flujos y reservorios de C en los ecosistemas situados en las zonas de transición marítimo-terrestre (Barr *et al.*, 2010; Feller *et al.*, 2010). El intercambio de CO₂ es medido por diversos métodos, pero a escala ecosistémica se requieren métodos que pueden expresar los flujos a escalas espaciales que vayan desde varios de metros a varios kilómetros. Actualmente, los flujos en el ecosistema de CO₂ son medidos por medio de la técnica de covarianza de vórtices (*Eddy Covariance*, por su nombre en inglés), es ampliamente utilizado, ya que brinda de manera precisa y directa una metodología para la cuantificación de los flujos de CO₂, vapor de agua, gases traza y la energía entre la superficie de la tierra y la atmósfera (Burba, 2013). A pesar de la importancia de los ecosistemas de manglar en el ciclo de carbono existen pocos sitios de monitoreo en el mundo que emplean esta técnica, lo cual hace que las relaciones entre los factores abióticos y la dinámica del CO₂ presenten una comprensión limitada todavía (Barr *et al.*, 2013). El objetivo de este estudio es monitorear la dinámica de los flujos de CO₂ (NEE) en dos sitios de manglar en el noroeste de México durante el periodo de invierno (enero-febrero) de 2014.

Materiales y métodos

Sitios de estudio

Los sitios de estudio se encuentran ubicados dentro del estado de Sonora, los cuales cuentan con un clima árido-semiárido y presentan diferentes estados de perturbación: un sitio conservado (29.34°N, 112.28°O) decretado RAMSAR desde el año 2009, se encuentra localizado en el límite más al norte de México dentro del complejo Estero El Sargento-Isla Tiburón, el cual no tiene entrada continua aparente de agua dulce debido a la escasa precipitación y un sitio perturbado por actividades humanas como acuicultura y agricultura (27.11°N,-110.02°O) ubicado en el complejo lagunar de la Bahía del Tóbari, el cual recibe estacionalmente durante el ciclo de cultivo otoño-invierno agua procedente del riego por los drenes y durante la estación de lluvias de verano a través del arroyo del Cocoraque (CONABIO,

2009). Las especies mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mangle negro (*Avicennia germinans*) son representativas de los sitios, este último no se encuentra en el sitio conservado.

Mediciones de intercambio neto del ecosistema (NEE) y procesamiento de datos

Los flujos de CO₂ fueron cuantificados por medio de la técnica de covarianza de vórtices (Burba, 2013). Fueron instalados sistemas de covarianza de vórtices (Figura 1), los cuales realizan mediciones continuas Intercambio Neto de CO₂ del Ecosistema (NEE). El sistema de covarianza de vórtices consiste en un anemómetro sónico (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA) en el sitio perturbado fue instalado un analizador de gases en infrarrojo (IRGA) de configuración cerrada (LI-7200, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA) operado a través de un *datalogger* (LI-7550, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA), mientras que el sitio conservado cuenta con un IRGA de configuración abierta (LI-7500, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA). Adicionalmente fueron instalados sensores de salinidad, conductividad eléctrica y piezometría así como sensores de micrometeorología básica para medir los componentes de radiación neta, temperatura del suelo, temperatura de superficie, temperatura y humedad relativa del aire, la dirección y velocidad del viento y precipitación en los sitios. Para este estudio los flujos negativos representan una ganancia de CO₂ del ecosistema, mientras que los flujos positivos muestran una pérdida de CO₂. El procesamiento de datos en bruto el cálculo de los flujos de CO₂ fueron realizados por medio del software Eddy Pro® v 4.2 (LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA), el cual incluye operaciones de filtrado, calibración y otros algoritmos que permiten la corrección y el cálculo preciso de los flujos del ecosistema. Posteriormente se realizó un llenado uniforme para los datos perdidos de los flujos y variables ambientales estándar por medio la herramienta de partición de flujos y relleno de datos ausentes (*Eddy Covariance data gap-filling and flux partitioning*, Mark Planck Institute, Munich, GER).



Figura 1. Instrumentación para el monitoreo de flujos de CO₂. Sistema de Covarianza de Vórtices en: a) Sitio perturbado y b) Sitio conservado.

Resultados y discusión

Dinámica de los flujos de CO₂ en el ecosistema

En el periodo de invierno estudiado las fluctuaciones diarias de NEE sugieren importante actividad fotosintética y respiratoria en el ecosistema. NEE presentó variaciones entre -1.56 a $1.90 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para el sitio con disturbio, mientras que el sitio conservado presentó mayor productividad con valores de -3.86 hasta $-0.68 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Figura 2). Esto hace que el sitio conservado y perturbado presente valores promedio de productividad de -1.93 y $-0.02 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectivamente. Estas diferencias sugieren que el sitio perturbado presenta una menor productividad durante el periodo de estudio en comparación con el sitio conservado.

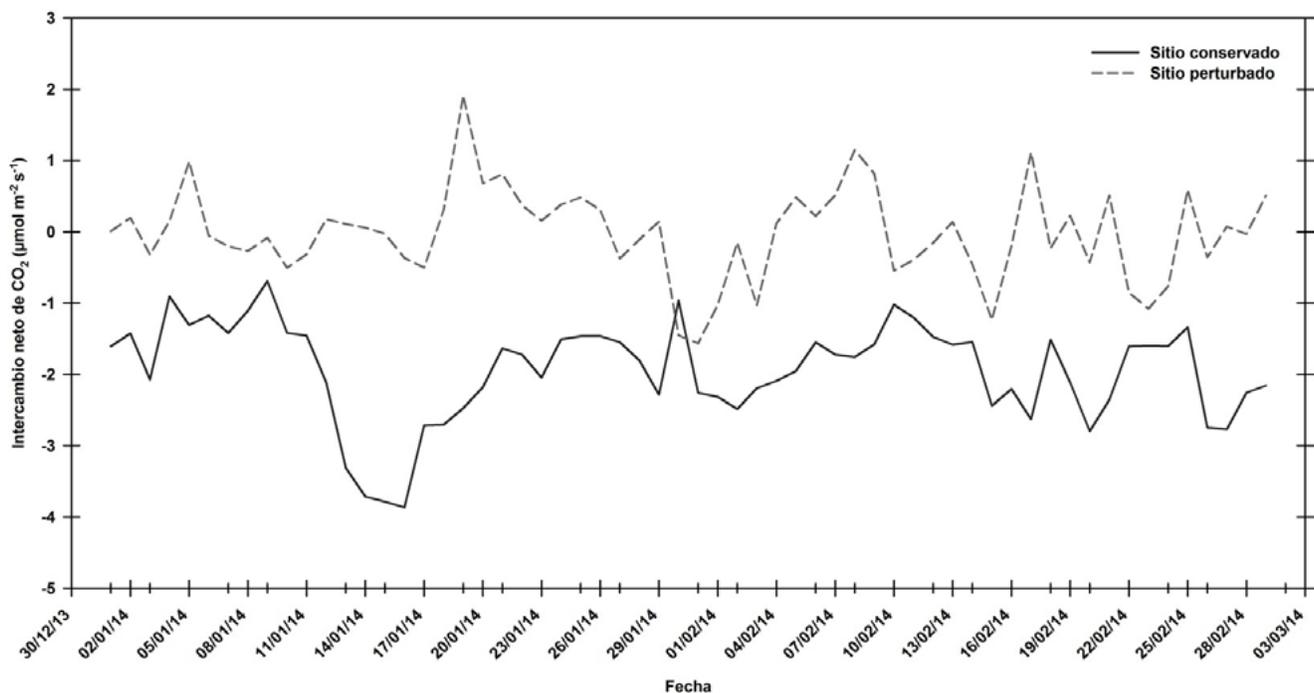


Figura 2. Comportamiento diario de NEE del sitio conservado y perturbado durante los meses de estudio.

Durante el invierno, el sitio conservado presentó flujos de $-1.95 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en horas luz hasta llegar a un mínimo de $2.0 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ durante la noche. Mientras que el sitio con los rangos de NEE fueron de $-0.03 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el día y $-0.02 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en la noche. En lo que respecta a la amplitud los flujos en horas luz y nocturnos, el sitio conservado y el sitio con disturbios alcanzaron un rango de $-3.88 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y $-0.05 \mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectivamente. Los ecosistemas presentan diferencias de amplitudes en los flujos en horas luz y nocturnos, representando que tanto el ecosistema se encuentra activo en lo relativo los procesos de fotosíntesis y respiración, entre más alto este valor sea más activo y productivo se encuentra el ecosistema de manglar (Hastings *et al.*, 2005).

No tenemos conocimiento de muchos estudios que proporcionen datos de los patrones NEE. Sin embargo, es posible comparar nuestros valores de NEE (Figura 2) medidos con la técnica de covarianza de vórtices en ecosistemas de manglar similares en composición de la vegetación en temporada seca. Por ejemplo, Barr *et al.*, (2010) reporta valores máximos de asimilación diurna para dos años de

estudio de $-15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ hasta $-25 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el Parque Nacional de los Everglades mientras que durante la noche los flujos presentaron rangos entre $5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ a $8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. El que existan diferencias entre el sitio de Barr *et al.*, (2010) y nuestros sitios en los valores de NEE puede deberse al manejo que han recibido estos ecosistemas, además la altura promedio de la vegetación en nuestros sitios es de 4 metros mientras que Barr *et al.*, (2012) reporta valores máximos de altura de hasta 19 metros. Gran parte de la variabilidad en el intercambio de CO_2 en ecosistema de manglar se atribuye a la cantidad de radiación neta que recibe la vegetación y la temperatura como en los sistemas terrestres. Sin embargo, las influencias actividad de las mareas, los niveles de salinidad, la disponibilidad de nutrientes (Lee *et al.*, 2014) y los disturbios son los factores principales que regulan en los ecosistemas de manglar (Barr *et al.*, 2012) logrando un diversidad en las fluctuaciones de NEE.

Conclusiones

En los ecosistemas de manglar la variabilidad de los flujos de CO_2 están influenciados por factores abióticos propios de los ecosistemas terrestres como la temperatura y la radiación neta, adicionalmente existen otros factores que deben ser considerados por su rol en el control de NEE. El incorporar los disturbios ecológicos en los modelos biogeoquímicos es necesario para la estimación del estado actual y futuro de los flujos y los reservorios de C de estos ecosistemas. Mediante el monitoreo continuo de los flujos ecosistémicos en los manglares a escalas de tiempo estacionales permitirá explicar las relaciones la relación del intercambio neto de CO_2 a los cambios en la salinidad, el hidropериodo y la disponibilidad de nutrientes ya que contribuyen de manera directa en la dinámica de los flujos del ecosistema, así como su variabilidad y magnitud en el ciclo del carbono. Además de generar información sobre el comportamiento y la contribución de otros gases de efecto invernadero como el metano y el vapor de agua.

Bibliografía

- Alongi D. M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual review of marine science* 6:195-219.
- Barr J. G., V. Engel, J. D. Fuentes, D. O. Fuller, H. Kwon. 2013. Modeling light use efficiency in a subtropical mangrove forest equipped with CO_2 eddy covariance. *Biogeosciences* 10:2145-2158.
- Barr J. G., V. Engel, J. D. Fuentes, J. C. Zieman, T. L. O'Halloran, T. J. Smith, G. H. Anderson. 2010. Controls on mangrove forest-atmosphere carbon dioxide exchanges in western Everglades National Park. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115: (G2).
- Barr J. G., V. Engel, T. J. Smith, J. D. Fuentes. 2012. Hurricane disturbance and recovery of energy balance, CO_2 fluxes and canopy structure in a mangrove forest of the Florida Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology* 153:54-66.
- Burba G. 2013. Eddy Covariance Method for Scientific, Industrial, Agricultural and Regulatory Applications: A Field Book on Measuring Ecosystem Gas Exchange and Areal Emission Rates. LI-COR Biosciences, Lincoln, NE, USA, 331 pp.
- CONABIO. 2009. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México D.F.
- Donato D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarto, S. Kurnianto, M. Stidham, M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297.
- Feller I. C., C. E. Lovelock, U. Berger, K. L. McKee, S. B. Joye, M. C. Ball. 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 2:395-417.
- Giri C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek, N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20:154-159.
- Hastings S. J., W. C. Oechel, A. Muhlia-Melo. 2005. Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO_2 exchange of a desert shrub community (*Sarcocaulis*) in Baja California, Mexico. *Global Change Biology* 11:927-939.
- Lee S. Y., J. H. Primavera, F. Dahdouh-Guebas, K. McKee, J. O. Bosire, S. Cannicci, K. Diele, F. Fromard, N. Koedam, C. Marchand, I. Mendelssohn, N. Murherjee, S. Record. 2014. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. *Global Ecology and Biogeography* 23:726-743.

2.13 Almacenes de carbono en manglares de tipo chaparro en un escenario cárstico

Gutiérrez-Mendoza Janitzín¹ y Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹Laboratorio de Producción Primaria, Recursos del mar, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Carretera Antigua a Progreso km 6, Mérida, Yucatán, 97310. Autora para correspondencia: janitzin.gm@gmail.com

Resumen

Los manglares de la Península de Yucatán (PY) representan la mayor superficie en México con un 55% del total, donde el manglar de tipo chaparro es sumamente importante por su extensión. Este tipo de bosque se caracteriza por su baja altura (<4m), alta densidad de árboles (7000-2000 árboles ha⁻¹) y ser monoespecíficos de *Rhizophora mangle* o *Avicennia germinans*. Este tipo de manglar se desarrolla en escenarios ambientales donde la hidrología y/o los sedimentos favorecen condiciones de estrés como alta salinidad intersticial o déficit de nutrientes principalmente fósforo. Estos bosques de manglar a pesar de ser bastante homogéneos en el paisaje, son heterogéneos entre sí, ya que se pueden presentar diferentes tipos de estructuras en la PY. Para determinar los almacenes de carbono en sus distintos componentes sobre el suelo (árboles vivos y muertos en pie) y bajo el suelo (raíces y suelos), y el total del ecosistema de diferentes tipos de manglares Chaparros, se llevaron a cabo muestreos en ocho localidades. Se levantaron datos estructurales y muestras de sedimento en parcelas circulares. Los resultados indican que hay diferencias en los almacenes de carbono entre tipos de manglares Chaparros. El suelo es el componente más importante almacén (82-477.8 Mg ha⁻¹), luego raíces gruesas (4.68-26.7 Mg ha⁻¹), y finalmente los árboles (1.9-19.7 Mg ha⁻¹). El nitrógeno y fósforo disponible en el suelo son las variables que mejor explican el almacén de C en este tipo de manglares. El manglar Chaparro es un importante almacenador de C a pesar de su fisionomía.

Palabras clave: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, almacén de C en el suelo, Península de Yucatán.

Abstract

The mangroves of the Yucatan Peninsula (PY) represent the largest area in Mexico with 55% of the total, where the Scrub mangrove type is extremely important for their extension. This forest type is characterized by its low height (<4m), high tree density (7000 to 2000 trees ha⁻¹) and to be *Rhizophora mangle* or *Avicennia germinans* monospecific forest. This type of mangrove is developed in stages where environmental hydrology and/or sediment stress conditions favor high interstitial salinity or nutrient deficiency mainly phosphorus. These mangrove forests despite being fairly homogeneous in the landscape, are heterogeneous among themselves, as they may have different types of structures in the PY. To determine carbon stocks in its various components on the floor (living and dead standing trees) and below ground (roots and soil), and the total ecosystem of different types of Scrub mangroves, samplings were carried out in eight locations. Structural data and sediment samples in semi-circular plots rose. The results indicate that there are differences in carbon stocks between types of Scrub mangroves. Soil is the most important component C store (82-477.8 Mg ha⁻¹), followed by the thick roots (4.68-26.7 Mg ha⁻¹), and finally the trees (1.9-19.7 Mg ha⁻¹). Nitrogen and phosphorus available in the soil are the variables that best explain the C store in this type of mangroves. The Scrub mangrove is a major C storage despite its physiognomy.

Key words: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, soil C stock, Yucatan Peninsula.

Introducción

El manglar es una asociación de plantas halófitas de árboles, arbustos y plantas que crecen asociados a aguas salobres en la zona costera intermareal en regiones tropicales y subtropicales (Mitsch y Gosselink, 2000). La estructura del manglar y sus patrones funcionales son determinados por diversos factores. Los tipos ecológicos de manglar son determinados por la hidrología y topografía (Twilley y Rivera-Monroy, 2005). El manglar de tipo ecológico Chaparro es un tipo de bosque que se caracteriza por su baja altura (<4m), alta densidad de árboles (7,000-2000 árboles ha⁻¹) y ser monoespecíficos de *Rhizophora mangle* o *Avicennia germinans* (Trejo-Torres *et al.*, 1993). Este tipo de manglar se desarrolla en escenarios ambientales donde la hidrología y/o los sedimentos favorecen condiciones de estrés como alta salinidad intersticial o déficit de nutrientes principalmente fósforo. Estos bosques de manglar a pesar de ser bastante homogéneos en el paisaje, son heterogéneos entre sí, ya que se pueden presentar diferentes tipos de estructuras en la Península de Yucatán (PY).

Los manglares están entre los bosques más ricos en C en los trópicos almacenando en promedio 1,023 Mg C ha⁻¹, de acuerdo a Donato *et al.* (2011), y son ellos mismos los primeros en evaluarlo a nivel de todo el ecosistema de manglar y encuentran como principal componente el almacén de C en el suelo. Y en 2012, Kauffman y Donato publican su protocolo para evaluar el carbono total del ecosistema de manglar. Para lo cual, conceptualmente dividió el almacén de C en distintos compartimentos que están sobre el suelo y bajo el suelo, y que pueden ser medidos con precisión usando técnicas específicas para cada grupo. Este estudio está basado en el que se encuentra sobre el suelo en árboles vivos y muertos en pie; bajo el suelo en raíces gruesas y suelo y el total del ecosistema (la integración de todos los compartimentos).

La importancia de realizar este estudio está en la extensión de la distribución del manglar chaparro y su aporte para conocer cuánto C almacena, y ser usado para la toma de decisiones. México es el cuarto país más rico en cobertura de manglar del mundo con 741,917 ha, que junto con Indonesia, Brasil y Australia cuentan con el 42% de toda la cobertura de manglar a nivel mundial (Giri *et al.*, 2011). Por otra parte, más del 10% de la cobertura de manglar (1.5 millones de hectáreas) a nivel mundial se encuentra en el tipo geomorfológico kárstico, entre ellos el que se encuentra en la PY, la cual es además la región con mayor extensión de manglar en México, contiene el 55% (423,751 ha) (CONABIO, 2009). El manglar Chaparro ocupa el segundo lugar en importancia en almacenamiento de C en un ecosistema kárstico, con un promedio de 636 Mg ha⁻¹ y el de mayor extensión espacial en la PY (Caamal, 2012; Adame *et al.*, 2013). A pesar de todo lo anterior, aún no está reconocida la importancia de este manglar como almacén de C.

El objetivo de este trabajo es establecer si hay diferentes tipos estructurales de manglares Chaparros en un ecosistema kárstico, si estos presentan diferentes magnitudes de almacenamiento de C tanto total como por compartimento y a qué características del suelo pueden explicar la variación del almacén de C a nivel ecosistema de manglar Chaparro.

Materiales y métodos

El área de estudio se localiza en distintas zonas de manglar del tipo ecológico Chaparro en la PY, México, la cual es una plataforma plana. Su clima es tropical, cálido semi-seco en la costa oeste, cálido-seco en el norte y cálido subhúmedo en la costa este (García y Mosiño, 1992). Su temperatura media anual oscila entre los 22-26 °C (INEGI, 2013). El sustrato es del tipo calizo-kárstico debido a su origen geológico, y no existe un sistema superficial de corrientes de agua dulce permanente sino un flujo de agua subterránea debido a la infiltración de agua pluvial a través de la roca caliza, excepto en

el sur de la PY (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). Se muestrearon 8 sitios (Figura 1), los cuales se ubican en el Estado de Yucatán en Celestún, Progreso, Dzilam de Bravo; y en el Estado de Quintana Roo en Nitchupté, Puerto Morelos, El Playón y El Paraíso (en Sian Ka'an) y Mahahual. Cada sitio se visitó una vez entre los meses de enero a abril del 2013.



Figura 1. Sitios de estudio.

Se realizaron las mediciones en campo de acuerdo al protocolo descrito por Kauffman y Donato (2012). En cada sitio de muestreo se establecieron 4 parcelas en semi-círculo formando entre ellos una cruz (Figura 2), con un mismo radio de 2 o 4 m, dependiendo de densidad de árboles del sitio. La distancia concéntrica fue mayor a los 20 m entre cada parcela. En cada parcela se extrajo una muestra de sedimento, se obtuvieron parámetros físico-químicos del suelo, se hicieron mediciones a todos los árboles/tallos para la obtención de la estructura florística.

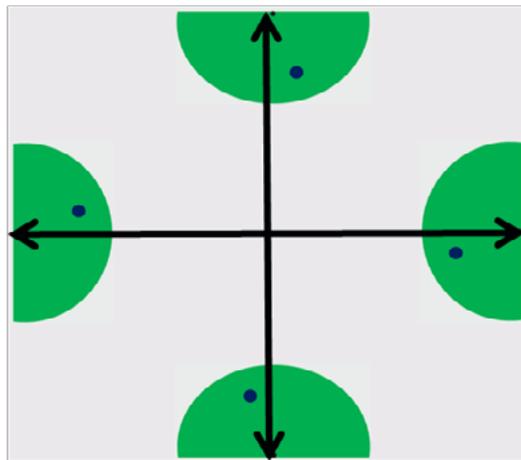


Figura 2. Esquema de la distribución de las parcelas.

Características físico-químicas del suelo

Se obtuvieron muestras ($n=8$) de agua intersticial por medio de una jeringa y tubo acrílico, para medir la salinidad intersticial (YSI-30), y se midió ($n=8$) el pH del suelo (pHmetro) en campo. En laboratorio se midieron los nutrientes para los diferentes perfiles del sedimento. El nitrógeno total se obtuvo mediante el método de combustión seca usando un autoanalyzer ThermoQuest (modelo Flash

EA 1112, Italia). El fósforo total se obtuvo con el método colorimétrico para ortofosfatos (Aspila *et al.*, 1976; Parson *et al.*, 1984). Por último el fósforo extraíble se midió a través del Método Olsen (Olsen *et al.*, 1954) por determinación colorimétrica. Por otra parte, se calculó el indicador del nutriente limitante del sedimento mediante la relación atómica N:P (Redfield, 1958).

Variables estructurales florísticas

En cada parcela (n=4) se identificó para cada tallo/tronco la especie de mangle y si estaba muerto en pie junto con su estatus de decaimiento; y se midió su diámetro, altura total, volumen del dosel y número de raíces (*R. mangle*) utilizando un vernier y una regla (1m). Con lo cual, se obtuvieron las variables estructurales de altura y diámetro promedio, además del área basal, densidad total e índice de complejidad por parcela (Schaeffer-Novelli, *et al.*, 1990).

Almacén de C sobre el suelo (aéreo)

Este almacén se obtuvo para los compartimentos de árboles vivos y muertos en pie en cada parcela (n=4). Se estimó mediante el cálculo de la biomasa aérea dada por ecuaciones alométricas para *A. germinans* (Ross *et al.*, 2001) y *R. mangle* (Coronado-Molina *et al.*, 2004), multiplicada por el 48% correspondiente al porcentaje de carbono (Kauffman y Donato, 2012). Estas estimaciones se hicieron directamente para árboles vivos. Para árboles muertos en pie, después de realizar el cálculo anterior, se le sustrajo la biomasa perdida de acuerdo a su estatus de decaimiento.

Almacén de C bajo el suelo

El compartimento de raíces gruesas (diámetro >20 mm) para cada parcela se estimó utilizando la ecuación alométrica de ésta biomasa subterránea (Komiyama *et al.*, 2008), de acuerdo a la especie correspondiente, multiplicándola por el 39% que corresponde al porcentaje de carbono (Kauffman y Donato, 2012).

Para el compartimento del almacén de C orgánico en el suelo, se obtuvo para cada perfil del sedimento, por medio de la densidad aparente del suelo, largo del perfil del suelo y el porcentaje de carbono orgánico. El carbono orgánico se obtuvo con dos técnicas, combustión seca y el método de ignición (Adame *et al.*, 2013) con ajuste mediante los factores de conversión sugeridos por Dean (1974).

Análisis de datos

Para determinar si había diferentes agrupaciones de Chaparro de acuerdo a la variables estructurales se hizo un Análisis de Redundancia Canónica (RDA) parcial (CANOCO para Windows versión 4.5). Para determinar si había diferencias entre los almacenes de C entre los sitios, se hicieron ANOVAs (para distribución normal), de lo contrario se hizo el Análisis de Welch (No distribución normal) (Welch, 1951) mediante el programa R (R 64 2.15.3). Y por último, para determinar si había una relación entre las características físico-químicas y los almacenes de C, se hizo un RDA.

Resultados y discusión

Tipos estructurales de manglar Chaparro y características físico-químicas del suelo

En cuanto a la estructura general de las localidades de manglar se observó un patrón de ordenación dado por dos ejes de ordenación ($\lambda_1 = 45.9$, $\lambda_2 = 42$; $F_1 = 4.334$, $p_1 = 0.002$, $eig_1 = 0.134$, $\#per = 499$) (Figura 3a). El primero dado por el gradiente de altura y el segundo por el gradiente de densidad y área basal, dando como resultado cuatro agrupamientos de manglar Chaparro (CH1, CH2, CH3 y CH4) (Figura 3b) cuyas características estructurales muestran diferencias entre ellos (Cuadro 1).

Este patrón puede ser debido a diferentes factores que determinan la estructura de manglar como las diferencias significativas que se encontraron en todas las características físico-químicas del suelo (Cuadro 2). De acuerdo con Twilley y Rivera-Monroy, (2005), las diferencias estructurales en el manglar son dadas por la disponibilidad de nutrientes (N, P), la presencia de estresores (salinidad y ácido sulfhídrico) y el hidroperíodo.

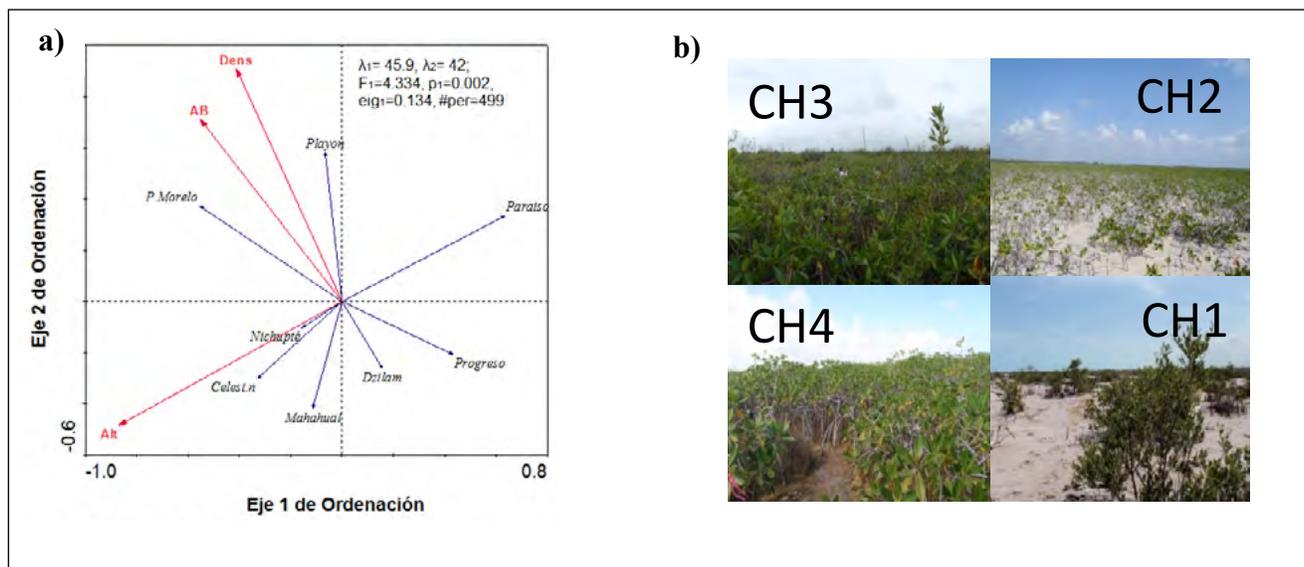


Figura 3. a) Biplot del Análisis de Redundancia Canónica (RDA) parcial para variables estructurales en bosques de manglar Chaparro en la Península de Yucatán para los sitios. Eje 1 de ordenación: altura (alt). Eje 2 de ordenación: densidad (Dens) y área basal (AB). **b)** Imágenes representativas de cada uno de los 4 agrupamientos de manglar Chaparro de acuerdo al RDA parcial.

Cuadro 1. Características estructurales de las agrupaciones de manglar Chaparro (media) en la Península de Yucatán. (A.g= *Avicennia germinans*, R.m.= *Rhizophora mangle*)

Variable/ TIPO	Sitios	Altura m	Densidad Tallos ha ⁻¹	Área Basal m ² ha ⁻¹	Especie
CH1	Progreso, Dzilam	0.96-1.23	5,371 - 9,648	3.63 - 4.49	A. g.
CH2	Paraíso	0.45	32,228	6.88	R. m
CH3	El Playón, Puerto Morelos	0.96- 1.58	65,651- 68,038	12.23- 18.19	R. m.
CH4	Nichupté, Celestun, y Mahahual	1.41- 1.70	5,857- 27,056	2.92- 8.54	R. m.

Cuadro 2. Características físico-químicas (media) del suelo de las agrupaciones de manglar Chaparro en la Península de Yucatán. (PT= fósforo total. NT= nitrógeno total. Pe= fósforo extraíble)

Variable TIPO	Sitios	Salinidad intersticial g kg ⁻¹	pH	Profundidad m	Densidad aparente	% Materia orgánica	N:P	Nutrientes
CH1	Progreso, Dzilam	63.5 - 106.8	6.84 - 7.8	0.22 - 0.56	0.74 - 0.79	12.62 - 15.7	5.15 - 7.62	PT Alto
CH2	Paraíso	42.8	8.28	0.8	0.85	10.6	106.34	NT, PT y Pe bajos
CH3	El Playón, Puerto Morelos	8.6 - 55.2	7.02 - 7.25	0.89 - 1.12	0.08 - 0.2	44.32 - 84.52	92.77 - 124.49	NT y Pe altos
CH4	Nichupté, Celestún, Mahahual	1.31 - 46.2	7.02 - 7.07	0.46 - 0.96	0.19 - 0.34	23.12 - 46.04	50.43 - 119.61	NT, PT y Pe medios

Almacenes de carbono sobre el suelo

El almacén de C en árboles vivos fue en promedio 8.01 Mg ha⁻¹, con un intervalo de 1.78 a 19.25 Mg ha⁻¹. En el caso del almacén de C en árboles muertos en pie el promedio fue de 1.67 Mg ha⁻¹. En algunos sitios no se registró éste tipo de árboles. En donde sí, el registro fue de los 0.05 a los 5.61 Mg ha⁻¹. El almacén de C aéreo (árboles vivos y muertos en pie) fue en promedio 8.52 Mg ha⁻¹ (1.92 - 19.71 Mg ha⁻¹) (Figura 4a). El almacén de C aéreo fue estadísticamente distinto entre los sitios (F=34.2243; p=0.0000037).

Almacenes de carbono bajo el suelo

El almacén de C en raíces gruesas fue de 11.92 Mg ha⁻¹. Este almacén presentó diferencias significativas entre los sitios (F=14.6361; p=0.0001738), cuyos valores fueron de los 4.58 a los 26.66 Mg ha⁻¹ (Figura 4b).

El almacén de C en el suelo fue en promedio 251.21 Mg ha⁻¹ (rango de 82 a 477.70 Mg ha⁻¹). Este almacén de C fue significativamente distinto entre los sitios (F=37.0579; p=0.000004465) (Figura 4b). Por otra parte, el porcentaje de carbono orgánico en el suelo fue directamente proporcional al porcentaje de materia orgánica (R²=0.91; F=906.18; p<0.0001), por lo que suelos con mayor contenido de materia orgánica (profundidad) en el suelo proporcionarán mayor almacenaje de C. La profundidad de la capa orgánica del suelo es muy importante para el almacén de C en el suelo. Los factores que determinan que un sitio tenga una mayor capa orgánica en su suelo son la producción del manglar (sobre el suelo y bajo el suelo), la descomposición de la hojarasca, la mineralización de la materia orgánica, la exposición a la erosión del suelo y sedimentación, las entradas y salidas de agua al ecosistema (Twilley y Rivera-Monroy, 2005). Por lo cual, el hidropériodo juega un papel importante, así como la microtopografía, la intensidad de las mareas y flujos de agua dulce (Mitsch y Gosselink, 2000). La biomasa del manglar Chaparro está relacionada con largos hidropéridos y suelos reducidos (Coronado-Molina *et al.*, 2004)

Almacén de carbono total del ecosistema

El almacén de C promedio a nivel ecosistema de este estudio fue de 273.32 Mg ha⁻¹, con un intervalo de 89 a 501.89 Mg ha⁻¹ (Figura 4). La mayor contribución del almacén de C del ecosistema está en el compartimento de suelo con un aporte de entre el 90-93.79%, le siguió el de raíces gruesas con 5.05-5.23% y por último el de árboles (vivos y muertos en pie) con 2.12-3.87%. Estos datos concuerdan lo reportado por Donato *et al.* (2011) quienes afirman que los manglares son importantes en su aportación al almacenaje de C debido a que sus suelos son ricos en C aportando del 49-98% del almacén de C total en estos sistemas. Además, dichos valores concuerdan con los registrados por otros autores en la PY para manglares de tipo Chaparro, no obstante que en nuestro estudio se registraron menores valores. Caamal (2012) registró 636 Mg ha⁻¹ en el manglar Chaparro de Celestún (Yucatán), mientras que Adame *et al.* (2013) observaron variaciones de 297 a 433 Mg ha⁻¹ en manglar Chaparro de Sian Ka'an (Quintana Roo). La diferencia respecto al valor registrado por Caamal (2012) podría ser que registra una mayor profundidad del suelo (1.54 m más). Donato *et al.* (2011) señala a la profundidad como la variable del suelo que es la principal determinante del almacén de CT del ecosistema de manglar.

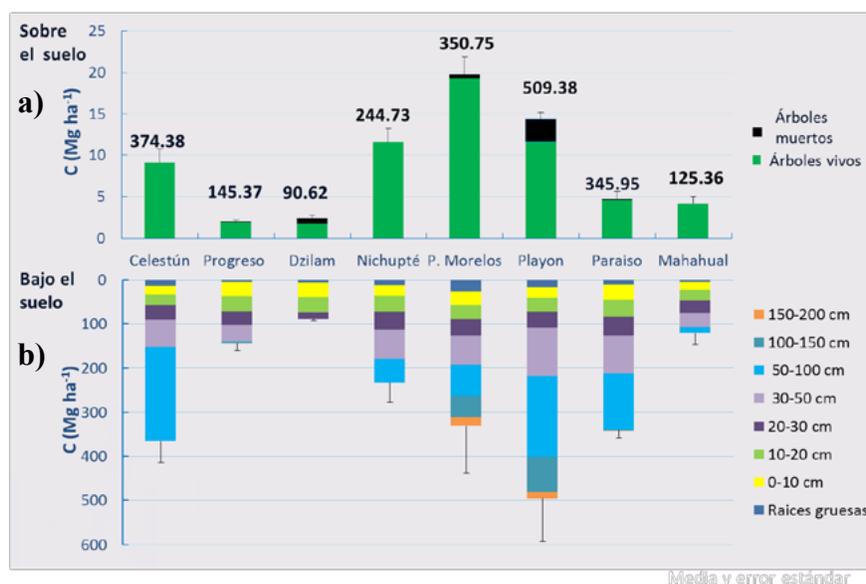


Figura 4. Almacenes de carbono total (media) en el ecosistema (en negritas) y sus compartimentos en bosques de manglar Chaparro en la Península de Yucatán. **a)** Almacén de C sobre el suelo (media y error estándar) en árboles vivos y muertos en pie. **b)** Almacenes de C bajo el suelo (media y error estándar) en raíces gruesas y en el suelo (por perfiles de suelo).

El agrupamiento de CH3 fue el que presentó los mayores almacenes de C tanto total como de compartimento (Cuadro 3) en promedio. Sus características principales fueron que en su suelo tuvo la mayor profundidad, porcentaje de materia orgánica y mayor concentración de los nutrientes nitrógeno total y fósforo extraíble (Cuadro 2). Por otra parte, el agrupamiento CH1 fue el que registró menor almacén de C tanto a nivel de ecosistema (Cuadro 3) como de compartimento, caracterizado por ser el único dominado por *A. germinans*, presentar condiciones hipersalinas, y tener el nitrógeno como nutriente limitante. Además, registró las menores densidades de árboles, profundidad de suelo y porcentaje de materia orgánica en el suelo (Cuadro 2). La especie *R. mangle* se distribuye en sitios con mayores periodos de inundación que *A. germinans* (Cintrón *et al.*, 1978). Esto sugiere que periodos de inundación largos propician condiciones de anoxia en los sedimentos permitiendo desarrollar una mayor capa orgánica del suelo. El hidroperíodo en el manglar define el tipo ecológico, la salinidad y las condiciones de oxidación/reducción del suelo (Mitsch y Gosselink, 2000), importantes en el

mantenimiento de estructura y funcionamiento de estos ecosistemas. Ya que el hidroperíodo afecta factores como la acumulación de materia orgánica, la anaerobiosis del suelo, la disponibilidad de nutrientes, la riqueza y composición de especies, así como su productividad primaria (Flores-Verdugo *et al.*, 2007), resulta un importante componente para el almacenamiento de C en los manglares.

Cuadro 3. Almacenes de carbono por compartimento y total en manglares Chaparros clasificados por agrupamiento (media)

Variable TIPO	Sitios	Almacén de C sobre el suelo Mg ha ⁻¹	Almacén de C bajo el suelo Mg ha ⁻¹	Almacén de CT ecosistema Mg ha ⁻¹
CH1	Progreso, Dzilam	1.92 – 2.42	86.58 – 144.37	89 – 146.29
CH2	Paraíso	4.78	348.65	353.43
CH3	El Playón, P. Morelos	14.35 – 19.71	331.03 – 487.54	350.75 – 501.89
CH4	Nichupté, Celestún, Mahahual	4.19 – 11.57	116.59 – 365.22	126.06 – 374.38

Por otra parte, a pesar de que los manglares Chaparros en este trabajo son de baja altura (< 1.7 m), almacenaron mayor CT -exceptuando a CH1 (Cuadro 3)- que un bosque tropical seco en México con árboles de altura mayores a los 15 m al registrar un almacén de CT de entre 118 a los 135 Mg ha⁻¹ (Jaramillo *et al.*, 2003). El almacén de CT del agrupamiento CH3 es comparable a la selva alta perennifolia (altura de árboles > 30 m) con 403 Mg ha⁻¹ (Hughes *et al.*, 2000). Con lo anterior se puede ver la importancia de los manglares Chaparros en México como almacenadores de C (Figura 5).

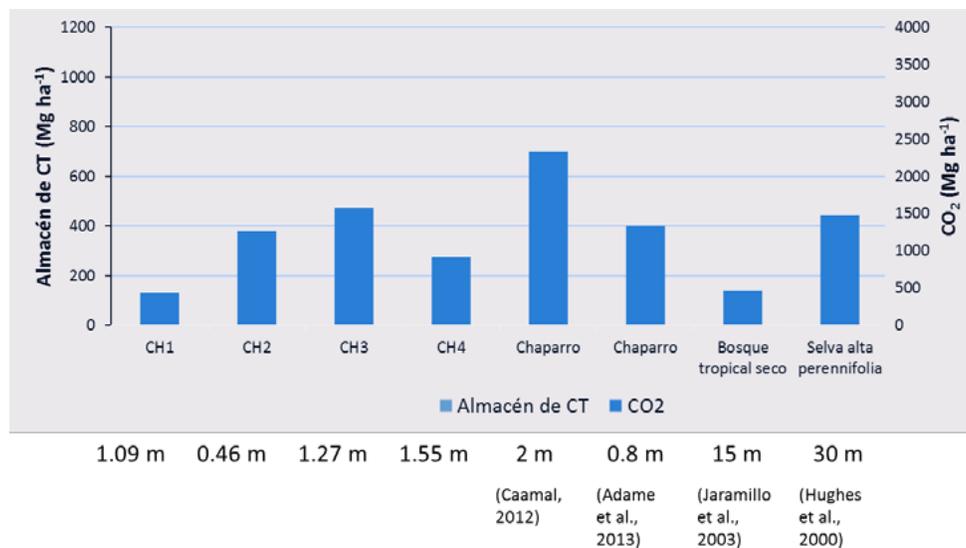


Figura 5. Comparaciones de diferentes almacenes de C en México en bosques.

Los nutrientes en el suelo son las variables explicativas más probables en las diferencias en las magnitudes en los almacenes de C en los diferentes tipos de manglar Chaparro. Con base al Análisis de Redundancia Canónica, se observó un patrón de ordenación de los almacenes de C en los compartimentos de acuerdo las características físico-químicas de sus sedimentos. Las variables físico-químicas de los sedimentos del eje 1 y eje 2 explican el 98.4% de la variabilidad de los compartimentos de los almacenes de C de manglar Chaparro. En el gráfico se observa un patrón que no es dado al azar

($\lambda_1=78.7$, $\lambda_2=19.7$; $F_1=29.44$, $p_1=0.002$, $eig_1=0.608$, $\#per=499$) (Figura 6). En el primer eje de ordenación el gradiente es dado por el nitrógeno total (NT) y el segundo eje por fósforo extraíble (Pe).

Adame *et al.* (2013) reportaron que el modelo que mejor explicaba los almacenes de C incluía el fósforo total (superficial) del suelo y la salinidad intersticial. En su estudio los mayores almacenes de C se encontraban en sitios cuyo suelo presentara mayores concentraciones de fósforo total y menores salinidades intersticiales. Esto podría explicarse por la presencia de apatita en el suelo (Yagi y Fukushi, 2012), forma en que el fósforo no se encuentra disponible como nutriente para el manglar.

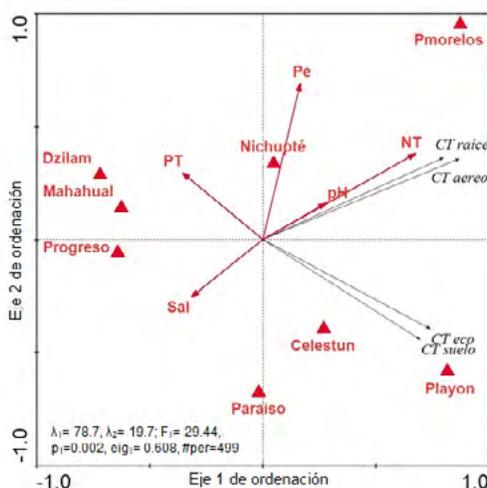


Figura 6. Biplot del Análisis de Redundancia Canónica para variables físico-químicas del sedimento y los almacenes de CT y por compartimento en bosques de manglar Chaparro en la Península de Yucatán.

Conclusiones

Se presentaron 4 distintos grupos estructurales de manglar Chaparro en la PY. El almacén de C del ecosistema y por componente es distinto entre los diferentes tipos de manglar Chaparro. El manglar Chaparro es un importante almacenador de C a pesar de su fisionomía (<1.7 m). El suelo es el componente más importante de almacén de C, y la profundidad de la capa orgánica es determinante de éste. El nitrógeno total y el fósforo extraíble en el suelo son las variables que más probables que explican la magnitud del almacén de C. El agrupamiento de manglar Chaparro CH3 fue el que presentó el mayor almacenamiento de CT, caracterizado por registrar el mayor contenido dichos nutrientes en el suelo.

Agradecimientos

Al CINVESTAV-IPN Unidad Mérida, en especial al Laboratorio de Producción Primaria, al ser éste el trabajo de tesis para la obtención del grado de M. en C. con especialidad en Biología Marina por proporcionar las facilidades para su realización. Al CONACYT por la beca para el desarrollo de esta investigación. Al Programa Regional para el fortalecimiento de un programa de conservación y restauración ecológica de humedales de manglar en la Península de Yucatán. FONSEC CONAFOR-CONACYT. Ref: 108099137252. Del cual se obtuvieron recursos para la realización de este trabajo.

Al Proyecto Delimitación y caracterización de los manglares del Golfo de México y Caribe y su vulnerabilidad al incremento del nivel medio del mar: Fase I. FONSEC SEMARNAT-CONACYT. Ref: 108099. Del cual se obtuvieron recursos para la realización de este trabajo.



Bibliografía

- Adame M. F., J. B. Kauffman., I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza, J. A. Herrera-Silviera. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8:e56569.
- Aspila K. I., H. Agemian, S. Y. Chau. 1976. A semi-automated method for determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst* 101:187-197.
- Bauer-Gottwein P., B. R. Gondwe, G. Charvet, L. E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra, G. Merediz-Alonso. 2011. Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal* 19:507-524.
- Caamal J. P. 2012. Almacenes de Carbono en Diferentes tipos ecológicos de Manglares en un escenario cárstico. Tesis (Maestría en Ciencias en la especialidad de Biología Marina). Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Departamento de Recursos del Mar. Yucatán, México.
- Cintrón G., A. E. Lugo, D. J. Pool, G. Morris. 1978. Mangroves of Arid Environments in Puerto Rico and Adjacent Islands. *Biotropica* 10:110-121.
- CONABIO. 2009. Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99.
- Coronado-Molina C., J. W. Day Jr., E. Reyes, B. C. Pérez. 2004. Standing crop and aboveground biomass partitioning of a dwarf mangrove forest in Taylor River Slough, Florida. *Wetland Ecology and Management* 12:157-164.
- Dean W. 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.
- Donato D., J. B. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham, M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience* 4:293-297.
- Flores-Verdugo F., P. Moreno-Casasola, C. M. Agraz-Hernández, H. López-Rosas, D. Benítez-Pardo, A. C. Travieso-Bello. 2007. La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80:33-47.
- García E., P. Mosiño. 1992. Los climas de México, Vol. 2. Instituto de Geografía, UNAM, México D.F., México.
- Giri C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek, N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20:154-159.
- Hughes R. F., J. B. Kauffman, V. J. Jaramillo. 2000. Ecosystem-scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. *Ecological Applications* 10:515-527.
- INEGI. 2013. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Principales suelos de México. Consultado en: <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/datosgeogra/fisigo/principa.cfm>. Fecha de consulta enero 2013.
- Jaramillo V. J., J. B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. L. Cummings, L. J. Ellingson. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6:609-629.
- Kauffman J., D. Donato. 2012. Protocols for measurement, monitoring and reporting structure, biomass and carbón stocks in mangrove forest. Working Paper 86. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Komiyama A., J. E. Ong, S. Pongpan. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89:128-137.
- Mitsch W., J. Gosselink. 2000. *Wetlands*. Wiley. John Wiley and Sons, New York. 920 pp.
- Olsen S. R., C. V. Cole, F. S. Watanabe, L. A. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA, Washington, DC. Circular 939:1-18.
- Parson T. R., Y. Maita, C. M. Lalli. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. New York: Pergamon Press.
- Redfield A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46:205-221.
- Ross M., P. L. Ruiz, G. Telesnicki, J. F. Meeder. 2001. Estimating above-ground biomass and production in mangrove communities of Biscayne National Park, Florida (U.S.A.). *Wetlands Ecology and Management* 9:27-37.
- Schaeffer-Novelli Y., G. Cintron-Molero, R. Rothleder-Adaime. 1990. Variability of Mangrove Ecosystems Along the Brazilian Coast Estuaries 13:204-218.
- Trejo-Torres J. C., R. Duran, I. Olmsted. 1993. Manglares de la Península de Yucatán. *En: Biodiversidad Marina y Costera de México*. S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (eds.) Comisión Nacional de Biodiversidad y CIQRO, México. pp. 660-672.
- Twilley R. R., 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.
- Welch B. L. 1951. On the Comparison of Several Mean Values: An Alternative Approach. *Biometrika* 38:300-336.
- Yagi S., K. Fukushi. 2012. Removal of phosphate from solution by adsorption and precipitation of calcium phosphate onto monohydrocalcite. *Journal of Colloid and Interface Science* 384:128-136.

2.14 Influencia de las descargas de agua subterránea en los almacenes de carbono azul en dos praderas de pastos marinos en Yucatán

Kantún Manzano Cristian¹ y Herrera-Silveira Jorge¹

¹Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, A.P. 73 Cordemex, 97310 Mérida, Yucatán, México. Autor para correspondencia: ckantun@mda.cinvestav.mx

Resumen

La protección de carbono orgánico (C-org) almacenado en los bosques es considerada como una acción importante para la mitigación del cambio climático. Sin embargo, en las costas de los trópicos los manglares y pastos marinos podrían jugar un papel importante en este proceso de mitigación. Existe muy escasa información de los pastos marinos sobre las magnitudes de C-org que pueden almacenar de acuerdo a diferentes condiciones ambientales. En Dzilam de Bravo (Yucatán) existen descargas puntuales de agua subterránea (DS) que tienen influencia en la dinámica del agua y probablemente en la distribución y abundancia de las praderas de pastos marinos. En el presente estudio se compara el C-org total y el almacenado en la parte aérea y subterránea de praderas de pastos marinos con y sin influencia de DS (Santa Clara, Yuc.). Los resultados muestran que los almacenes de C-org aéreo en la zona con influencia de DS van de 0.045 a 1.013Mg C-org/ha⁻¹ y de 0.054 a 1.56Mg C-org/ha⁻¹ subterráneo, con un promedio general (aéreo + subterráneo) de 0.62Mg C-org/ha⁻¹, siendo *Halodule wrightii* la especie dominante. En la zona sin DS se registraron dos especies (*Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*), con C-org aéreo que va de 0.086 a 1.015Mg C-org/ha⁻¹ y de 0.088 a 1.62Mg C-org/ha⁻¹ subterráneo, con un promedio general de 1.01Mg C-org/ha⁻¹. De esta manera se concluye que la zona de pastos marinos sin DS presenta mayores concentraciones de C-org, indicando que las DS influyen negativamente en la diversidad y abundancia de pastos marinos y con ello en la capacidad de almacenar C-org.

Palabras clave: turbulencia, luz, salinidad.

Introducción

Actualmente existe un gran interés en los ecosistemas capaces de capturar gases de efecto invernadero principalmente CO₂, y a través de transformaciones formar materia orgánica y convertirlo para que queden como almacenes de carbono. Las praderas de pastos marinos forman parte importante en este rol, ya que han sido reconocidos por su potencial almacenamiento de carbono a nivel mundial (Fourqurean *et al.*, 2012). Los pastos marinos presentan un amplio rango de distribución en todos los continentes y en profundidades de hasta 50 m (Hemminga y Duarte, 2000). Se ha registrado que por su alta productividad aportan altas concentraciones de carbono a la región detrítica de los ecosistemas costeros. Se reporta que capturan aproximadamente el 10% anual del carbono mundial en los sedimentos marinos; a pesar de que solo ocupan menos del 0.2% de la superficie del océano (Kennedy *et al.*, 2010).

Desafortunadamente las praderas de pastos marinos a nivel mundial están disminuyendo rápidamente a una tasa de 5% por año, siendo una de las principales causas la degradación de la calidad del agua (Waycott *et al.*, 2009). Esta pérdida de praderas de pastos marinos desencadena cambios ambientales que podrían afectar en el comportamiento de las praderas de pastos marinos como almacenadores de carbono orgánico.

En la zona de Dzilam de Bravo, Yucatán, se presentan descargas puntuales de agua subterránea que aportan grandes cantidades de compuestos inorgánicos, modificando las características de la calidad del agua circundante (Aranda-Cirerol *et al.*, 2006; Kantún, 2011).

Por lo anterior este estudio se enfocó en determinar el almacén de carbono de los pastos marinos de dos localidades de la costa cárstica de Yucatán que difieren en la presencia (Dzilam) y ausencia (Santa Clara) de descargas de agua subterráneas.

Materiales y métodos

Este estudio se llevó a cabo en el puerto de Dzilam de Bravo ubicado al norte del Estado de Yucatán (Figura 1) entre los 21° 19' y 21° 32' latitud norte y 88° 35' y 88° 58' longitud oeste (INEGI, 2010). Debido a las características hidroquímicas de la región el área se considera como una zona de baja salinidad y alta concentración de nutrientes (i.e. nitratos, nitritos, amonio, etc.), todas ellas relacionadas con los aportes directos de agua submarina a manera de manantiales que se distribuyen ampliamente por esta zona (Aranda Cicerol *et al.*, 2006). Santa Clara es un pequeño poblado de pescadores ubicado aproximadamente a 20 km al Oeste (21°22'N 89°00'O) de la zona de los manantiales submarinos de Dzilam, con una población de menos de 100 personas (INEGI, 2010); sin embargo, en esta localidad no se observa la presencia manantiales submarinos.

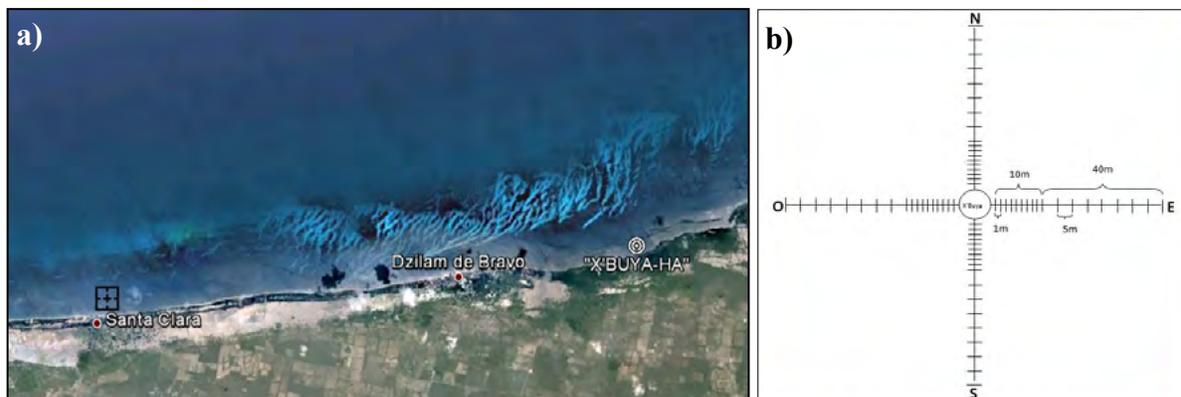


Figura 1. a) Ubicación de Dzilam de Bravo y Santa Clara y b) Diseño de muestreo de pastos marinos.

La colecta de muestras de pastos marinos para la determinación de la concentración de Carbono orgánico en ambas localidades fue llevada a cabo durante mayo de 2012. Se usaron cuadrantes de 0.5 m² y réplica para determinar la composición de especies y estimar la biomasa usando el peso seco de las muestras, tanto de la porción aérea como de la porción subterránea (Zieman, 1975). Para la estimación de C-org se utilizó el criterio de 35% de la biomasa total como la cantidad de carbono orgánico promedio presente para las especies tropicales (Fourqurean *et al.*, (2012).

La salinidad superficial del agua fue medida en recorridos continuos a velocidades de 3 a 4 nudos, sobre parcelas de 300 m x 300 m arrastrando un CTD Diver que proporciona un dato cada segundo. Cada dato salinidad correspondió a una posición geográfica con la ayuda de un GPS Garmin modelo 60 csx que tiene un error máximo de 5 m. Los resultados fueron expresados en mapas de distribución horizontal utilizando el programa Surfer 10.0. Así mismo y a la par con el arrastre del CTD diver, se realizó un análisis de corrientes superficiales de cada zona con un perfilador acústico doppler (ADCP, siglas en inglés) “River Surveyor m9” de la marca Sontek, nuevamente los datos del GPS sirvieron para dar una posición geográfica a cada dato de corrientes superficiales.

Adicionalmente se utilizó un HOB0®, modelo UA-002-08 que proporcionó un dato cada hora de la temperatura en centígrados (°C) y de intensidad de la luz del fondo marino en unidades de lumens/pe², en un lapso de un mes para ambos sitios de muestreo.

Resultados y discusión

Las concentraciones de C-Org total en las poblaciones de pastos marinos para ambos sitios muestran diferencias considerables. Los valores de los pastos marinos de Dzilam de bravo (Figura 2) van de 0.04 a 1.01 Mg/ha⁻¹ y promedio de 0.92 Mg/ha⁻¹, mientras que Santa Clara presentó un rango de 0.04 a 1.48 Mg/ha⁻¹ y promedio de 1.01 Mg/ha⁻¹. Los almacenes de C-org aéreo en la zona de Dzilam van de 0.045 a 1.013 Mg C-org/ha⁻¹ y promedio de 0.39 Mg/ha⁻¹, y subterráneo de 0.054 a 1.56 Mg C-org/ha⁻¹ y promedio de 0.535 Mg/ha⁻¹, siendo *Halodule wrightii* la especie dominante. En el caso de Santa Clara se registraron dos especies (*Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*), con valores de C-org aéreo de 0.086 a 1.015 Mg C-org/ha⁻¹ con promedio de 0.394 Mg/ha⁻¹, y de 0.088 a 1.62 Mg C-org/ha⁻¹ subterráneo con promedio de 0.616 Mg/ha⁻¹ de C-Org.

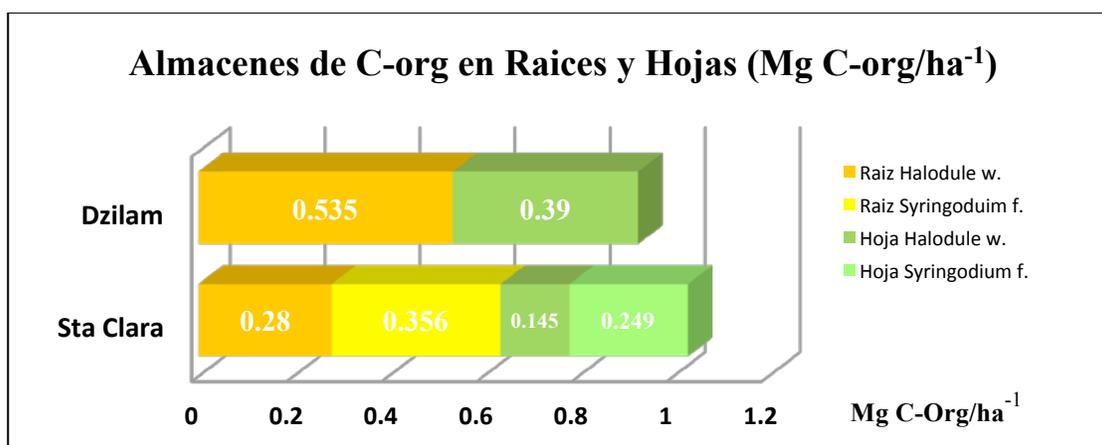


Figura 2. Almacenes de C-Org. en las praderas de Pastos Marinos en dos localidades de la costa norte de la Península de Yucatán.

La diferencia en la composición de especies para ambas zonas está relacionada con las variaciones de salinidad (Figura 3). Dzilam de Bravo al presentar aportes de agua subterránea la salinidad llega ser de hasta 20 (ups), favoreciendo a la especie *Halodule wrightii* que puede resistir bajos niveles de salinidad (Doering *et al.*, 2002; Koch *et al.*, 2007). Por otro lado Santa Clara presenta un rango menor (33 a 34.5 ups), por lo que las condiciones más estables de salinidad favorecen la diversidad de las especies de pastos marinos que prefieren salinidades entre 30 y 40 ups como es *S. filiforme* (Lirman y Cropper, 2003; Kahn y Durako, 2006) y *H. wrightii*.

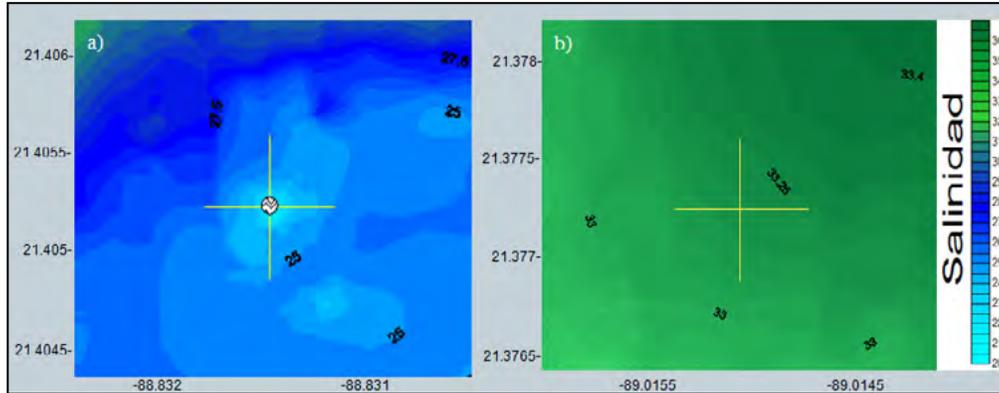


Figura 3. Distribución de la salinidad superficial en a) Dzilam de Bravo y b) Santa Clara, Yuc.

La diferencia en la concentración de C-Org. que se observa entre ambas zonas esta probablemente relacionada con las descargas submarinas. Estas descargas que generan turbulencia en la columna de agua, lo cual es una perturbación que de acuerdo a la magnitud puede tener un menor o mayor efecto en la distribución espacial de las praderas de pastos marinos. Las velocidades de flujo del manantial se presentaron en el intervalo de 0.1 a 4m/s con direcciones dominantes hacia el N y O (Figura 4), que en combinación a las corrientes superficiales de la zona provocados por el viento del NE con velocidades de hasta 1.03 m/s, podrían ser factores que limiten la fijación de los pastos marinos y reduzca tanto su cobertura como densidad (Pujol y Nepf, 2012). Sin embargo, Santa Clara presenta velocidades de corrientes superficiales hacia el NE de <1m/s, lo que ocasiona menor turbulencia en la columna de agua en relación a Dzilam.



Figura 4. Distribución de las corrientes superficiales y velocidades de flujo del manantial.

La temperatura del agua de los manantiales es más fría (23.9) que la circundante (32.6) generando condiciones diferentes entre los sitios de muestreo (Kantún, 2011). Las variaciones de temperatura son mayores en Dzilam (27 a 33.4 °C), que en Santa Clara (29.7 a 31.8 °C) (Figura 5). La mayor estabilidad ambiental reflejada en salinidad, temperatura y turbulencia, podría favorecer tanto la mayor diversidad como abundancia de pastos marinos en Santa Clara. La especie *S. filiforme* es una especie con menor tolerancia a variaciones de las condiciones ambientales (Short *et al.*, 2010), por lo que sólo se le observo en Santa Clara.

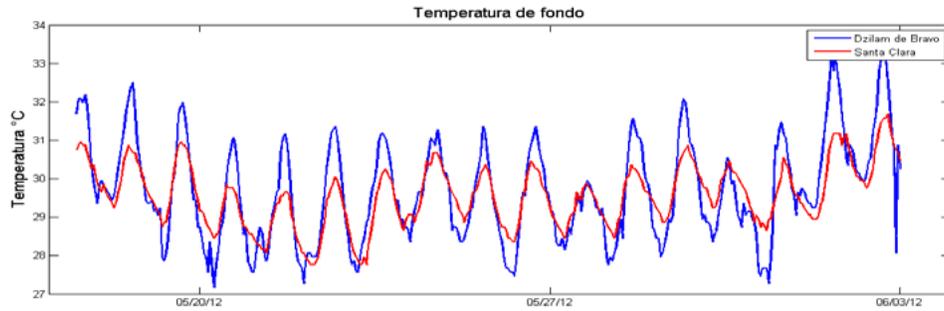


Figura 5. Variación de la temperatura de fondo.

Respecto a las variaciones de transparencia los valores en Dzilam fueron de 5.4 a 20,600 Lumens/pie² (Figura 6), mientras que en Santa Clara fue de 10.8 a 30,311 Lumens/pie² por lo que ésta última se considera una zona de mayor estabilidad en la columna de agua. Con menores velocidades de corrientes superficiales, ausencia de descargas submarinas, menor variación de temperatura, Santa Clara presenta condiciones que favorecen un mejor crecimiento de las praderas de pastos marinos.

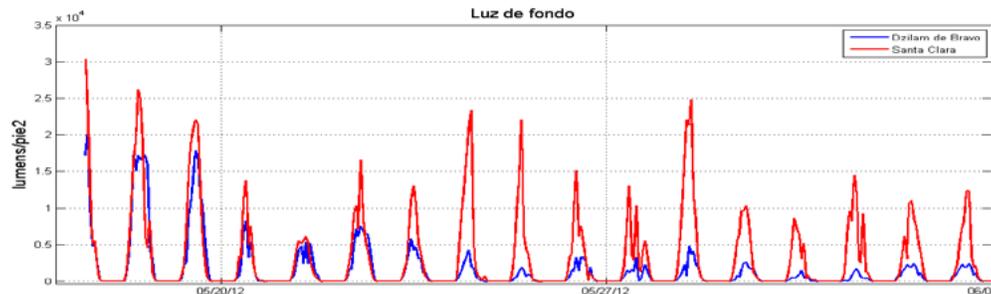


Figura 6. Variación de la Luz de fondo en Lumens/pie².

Conclusiones

Las diferencias hidrológicas entre Dzilam y Santa Clara relacionadas por la presencia de descargas submarinas (Dzilam), como mayor velocidad de corriente, mayores intervalos de variación de temperatura y salinidad, generan disminución de la luz que llega al fondo marino, afectando la distribución y abundancia de los pastos marinos, por lo tanto los almacenes de Carbono de estas comunidades. Las regiones costeras que no tienen influencia directa de descargas submarinas pueden presentar mayor estabilidad ambiental, favoreciendo a la diversidad de especies, cobertura y abundancia de los pastos marinos y sus almacenes de carbono.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los laboratorios de Producción Primaria y Procesos Costeros del CINVESTAV-Mérida, en especial al Biol. Emmanuel Uc por su colaboración en el trabajo de campo.

Bibliografía

Aranda-Cirerol N., J. A. Herrera-Silveira, F. A. Comín. 2006. Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatán, Mexico. *Estuarine, coastal and shelf science* 68:445-454.



- Doering P. H., R. H. Chamberlain, D. E. Haunert. 2002. Using submerged aquatic vegetation to establish minimum and maximum freshwater inflows to the Caloosahatchee Estuary, Florida. *Estuaries* 25:1343-1354.
- Fourqurean J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbá, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause-Jensen, K. J. McGlathery, O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505-509.
- Hemminga M., C. M. Duarte. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press. 298 pp.
- INEGI. 2010. Instituto nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario estadístico del estado de Yucatán. Edición 2009. México, D.F.
- Kahn A. E., M. J. Durako. 2006. *Thalassia testudinum* seedling responses to changes in salinity and nitrogen. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335:1-12.
- Kantún M. C. 2011. Aporte de nutrientes de las descargas submarinas del acuífero en Dzilam de Bravo. Yucatán. CINVESTAV. Tesis de Maestría.
- Kennedy H., J. Beggins, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, M. Holmer, N. Marbá, J. J. Middelburg. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochem Cycles* 24:1-8.
- Koch M. S., S. A. Schopmeyer, C. Kyhn-Hansen, C. J. Madden, J. S. Peters. 2007. Tropical seagrass species tolerance to hypersalinity stress. *Aquatic Botany* 86:14-24.
- Lirman D., W. P. Cropper. 2003. The influence of salinity on seagrass growth, survivorship, and distribution within Biscayne Bay, Florida: Field, experimental, and modeling studies. *Estuaries and Coasts* 26:131-141.
- Pujol D., H. Nepf. 2012. Breaker-generated turbulence in and above a seagrass meadow. *Continental Shelf Research* 49:1-9.
- Short F. T., T. J. R. Carruthers, B. van Tussenbroek, J. Zieman. 2010. *Thalassia testudinum*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1.
- Waycott M., C. M. Duarte, T. J. B. Carruthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, Jr. K. L. Heck, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, F. T. Short, S. L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:12377-12381.
- Zieman J. C. 1975. Tropical sea grass ecosystems and pollution. In: Ferguson, E. J. y E. J. Johannes. *Tropical Marine Pollution*. Elsevier Scientific Publishing Company. pp. 63-74.

2.15 Carbono orgánico de las praderas de *Thalassia testudinum* en Bahía de la Ascensión (Quintana Roo, México): Una primera estimación del contenido de carbono azul en una laguna costera del Caribe Mexicano

Arellano-Méndez Leonardo¹; Morales-Ojeda Sara² y Herrera-Silveira Jorge²

¹ICIMAP, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana Av. Independencia No. 38, Segundo piso Col. Centro, Boca del Río, Veracruz, México. C.P. 94290. Autor para correspondencia: leo.arellano.mendez@gmail.com

²CINVESTAV-IPN Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional Unidad Mérida, Km 6 antigua carretera a Progreso, C.P. 97310, Mérida, Yucatán, México.

Resumen

La vegetación de los ecosistemas costeros almacena grandes cantidades de carbono orgánico y son considerados como un importante sistema para la mitigación del cambio climático. El interés de los servicios ambientales del “Blue Carbon” (carbono absorbido por la vegetación de los ecosistemas costeros), se ha intensificado en particular sobre las praderas de pastos marinos. En el Caribe, la principal especie es *Thalassia testudinum*, que se encuentra en lagunas arrecifales y costeras. Una de las principales lagunas costeras en el Caribe Mexicano, debido a su extensión y por estar dentro de una Reserva de la Biosfera es Bahía de la Ascensión (BA) (RB de Sian Ka'an, Quintana Roo), que posee importantes praderas de *T. testudinum*. Con el fin de determinar el contenido de carbono orgánico, se tomaron 437 estaciones de muestreo, con datos sobre las características morfológicas de área (Densidad, Biomasa de raíces y rizomas, Biomasa de hojas, Biomasa Total e IAF), así como métricas del paisaje (área, densidad de fragmentos, forma, continuidad). Se determinó el contenido, en toneladas por hectárea, de 8 clases de cobertura de *T. testudinum* (Suelo desnudo, Organismo solitario, Ralo, Disperso, Parches, Camas, Praderas medias, Praderas), en que se ha clasificado el fondo. Se tuvieron 1647.99 Ton en 74.01 ha que posee BA (22.27 Ton/ha). Las clases Parches, Camas, Praderas medias y Praderas, poseen el 68.72% de contenido de carbono orgánico. La clase Praderas medias es quien mayor volumen de carbono aporta al sistema con 252 Ton en 5.04 ha, lo que corresponde a 50.02 Ton/ha, mientras que la clase Praderas aporta 447.90 Ton en 11.18 ha (que corresponde a 40.07 Ton/ha). Estos resultados muestran que las praderas de pastos marinos son un almacén clave del carbono orgánico de la biosfera. Este esfuerzo refleja la necesidad apremiante de realizar mayores esfuerzos, para tener bases de datos que permitan reconocer el almacenamiento de carbono, así como las tasas de acumulación en los diferentes ecosistemas de pastos marinos, si queremos producir estimaciones robustas de la región y la captura y almacenamiento de carbono global. Así como el poder evaluar económicamente el servicio ecosistémico que presenta, con el fin de que tomadores de decisión y usuarios conozcan la importancia del cuidado fundamental en los ecosistemas de pastos marinos.

Palabras clave: *Thalassia testudinum*, carbono orgánico, Reserva de la biosfera.

Abstract

The vegetation of coastal ecosystems store large amounts of organic carbon and are considered as an important system for the mitigation of climate change. The interest of the environmental services of "Blue Carbon" (carbon absorbed by vegetation of coastal ecosystems), has intensified particularly on seagrass beds. In the Caribbean, the main species are *Thalassia testudinum*, found in reef and coastal lagoons. A major coastal lagoons in the Mexican Caribbean, is Bahía de la Ascensión (BA), due to its size and being inside a Biosphere Reserve (RB Sian Ka'an, Quintana Roo) has significant *T. testudinum*

prairie. In order to determine the content of organic carbon, 437 sampling stations, with data on the morphometric characteristics of the area (Density, Biomass of Roots and Rhizomes –Belowground Biomass-, Leaves Biomass –Aboveground Biomass-, Total Biomass and FAI) and landscape metrics were taken (area, density of fragments, shape, continuity). Content, in tons per hectare, 8 kinds of *T. testudinum* coverage (Naked Ground, Solitary Organism, Thin, Disperse, Patches, Beds, Middle Prairies, Prairies), which ranked the background was determined. 1647.99 Ton took into 74.01 ha possessing BA (22.27 Ton/ha). The Patches, Beds, Middle Prairies and Prairies, classes have 68.72% of the organic carbon content. Middle Prairie class is higher volume carbon who provides the system with 252 Ton in 5.04 ha, corresponding to 50.02 Ton/ha while providing 447.90 Ton in meadows 11.18 ha class (corresponding to 40.07 Ton/ha). These results show that seagrass beds are a key store of organic carbon in the biosphere. This effort reflects the urgent need for greater efforts to have databases that allow recognizing carbon storage and accumulation rates in different seagrass ecosystems, if we want to produce robust estimates of the region and the capture and global carbon storage. Just as the power economically evaluates the ecosystem service that has, so that decision makers and users know the importance of critical care in seagrass ecosystems.

Key words: *Thalassia testudinum*, organic carbon, Biosphere Reserve.

Introducción

Los pastos marinos forman ecosistemas altamente productivos, rivalizando con los biomas más productivos en la tierra (Duarte y Chiscano, 1999). Son ambientes importantes que proporcionan significativas y valiosas funciones ecosistémicas, entre las cuales se incluye una gran capacidad de absorción de carbono (Mateo *et al.*, 1997; Duarte *et al.*, 2005). A pesar de su importancia, estos ecosistemas están experimentando una fuerte disminución a nivel global, debido a factores naturales (Cunha *et al.*, 2005), pero sobre todo a disturbios antrópicos, como el daño y deterioro físico directo en la calidad del agua (Short y Wyllie-Echeverría, 1996; Hemminga y Duarte, 2000).

Se ha estimado que los hábitats costeros se están perdiendo cuatro veces más rápido que los bosques tropicales (Duarte *et al.*, 2008; Duarte, 2009) y la tasa de pérdida se está acelerando (Waycott *et al.*, 2009). Sin embargo, aún ante esta pérdida, hay un relativo desconocimiento sobre el estado y los beneficios de los hábitats costeros con cubierta vegetal. Esta pérdida de praderas de pastos marinos a nivel mundial (Waycott *et al.*, 2005), ha estimulado una activa red de investigaciones que intentan comprender la dinámica en la estructura de las comunidades de pastos marinos (Short y Willie-Echeverria, 1996). Debido a sus funciones ecosistémicas, hábitats como los bosques de manglares y las praderas de pastos marinos son considerados como sumideros de carbono y los cuales se encuentran amenazados. Duarte *et al.* (2008), mencionan que esto es, quizás, debido a que no son tan atractivos para el público como sus contrapartes terrestres.

Se considera sumidero al “área por donde son canalizados el agua, los nutrientes o cualquier tipo de compuesto, físico o químico, o que sirve de almacén de los mismos. Los sumideros de carbono azul, como los bosques de manglar y las praderas de pastos marinos, son ambientes que fijan dióxido de carbono como materia orgánica y el exceso del dióxido de carbono lo fotosintetizan a través de la respiración (Duarte y Cebrián, 1996; Gattuso *et al.*, 1998; Duarte *et al.*, 2005), eliminando así el dióxido de carbono de la atmósfera. Parte de este exceso de carbono se exporta y subvenciona a los ecosistemas adyacentes, como son los sistemas arrecifales coralinos (Duarte y Cebrián, 1996; Bouillon *et al.*, 2004). El remanente excedente de la producción de los bosques de manglar y de los pastos marinos se encuentra enterrada en los sedimentos, ahí puede permanecer almacenada (Mateo *et al.*, 1997), lo cual representa un fuerte sumidero de carbono natural. Esto es más evidente en el caso de las

praderas de pastos marinos, que acumulan suficiente material como para elevar significativamente el fondo del mar, formando esteras que pueden superar los 3 metros de profundidad. Por lo que el objetivo de la presente investigación es determinar la cantidad de carbono que almacenan los distintos tipos de fondo en una laguna costera prístina del Caribe dominada por *Thalassia testudinum*.

Material y método

Zona de estudio y trabajo de campo

Bahía de la Ascensión (BA) es el cuerpo acuático de mayor tamaño dentro de la reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (Quintana Roo, México) (Figura 1). Posee un área de 74 ha, y se han distinguido 8 clases de cobertura de *Thalassia testudinum*, (Suelo desnudo, Organismo solitario, Ralo, Disperso, Parches, Camas, Praderas medias, Praderas) (Arellano-Méndez, 2011). Con el fin de determinar el contenido de carbono orgánico en cada una de las clases, se realizaron 437 estaciones en total, distribuidas a través de un muestreo aleatorio sistemático. En cada estación se tomaron 5 muestras con replica, con el fin de cubrir un área de 30 m x 30 m (tamaño de un pixel en una imagen Landsat ETM+), tomando el centro y cada una de las esquinas, el dato de la estación (pixel) fue el promedio de las 10 muestras. Se tomaron datos sobre las características morfométricas del área (Densidad e IAF), a través del método de Braun-Blanquet, y las medidas de largo y ancho, de cada una de las hojas, de cada uno de los haces. Se determinó la biomasa por medio del método de cosecha en pie (Biomasa de Raíces y Rizomas, Biomasa de Hojas, Biomasa Total), de las praderas en cada uno de los sitios. A partir del mapa de clases de coberturas (Arellano-Méndez, 2011), se determinaron métricas del paisaje (área, densidad de fragmentos, forma y continuidad). Con esta información se calculó el contenido de carbono orgánico, en toneladas por hectárea para cada clase y total.

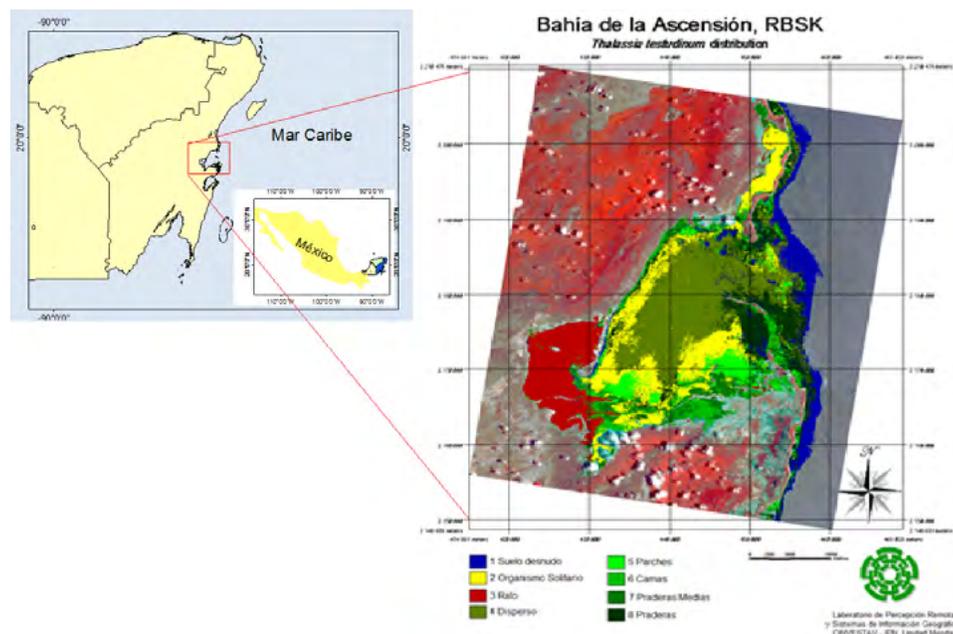


Figura 1. Localización de Bahía de la Ascensión y mapa de la clasificación de los 8 tipos de fondo (Arellano-Méndez, 2011).

Resultados y discusión

El estado que guarda BA se le puede considerar prístino, al estar inmerso en un área protegida por la ley (DOF, 1986) y cuya única población es Javier Rojo Gómez. Hasta 2010 poseía una población fija de 469 habitantes fijos (INEGI, 2010), y un gran número de visitantes del denominado turismo de aventura, entre europeos (principalmente), estadounidenses y nacionales. La actividad principal es la pesca de la langosta y el ecoturismo (Arellano-Méndez, 2004). A pesar de estas actividades, la presencia de las praderas de pastos marinos (principalmente *Thalassia testudinum*) es importante.

Se han determinado biomásas de *T. testudinum* de 3.6 a 8943.2 grPS m⁻², estas biomásas dependerán de la zonificación, que indica la variabilidad hidrológica a que está sometida BA (Arellano-Méndez, 2004; 2011). Se ha observado una densidad promedio de haces inferior a 200 haces m⁻², menor a la registrada en Bahía de Florida, donde se han tenido densidades de hasta 500 haces/m² (Hackney y Durako, 2004), sin embargo, el tamaño de las hojas y biomasa en BA fue mayor, esto indica que en BA, *T. testudinum* presenta menos haces, pero las hojas son de mayor tamaño, lo que podría ser indicador de un mejor desarrollo estructural y mayor capacidad de absorción de carbono, en las poblaciones de *T. testudinum* y un reflejo de mejores condiciones ambientales para el desarrollo de esta especie (Arellano-Méndez, 2011), que se reflejaría en la cantidad de “carbono azul” que almacena.

BA posee una extensión de 74.00 ha, en la que Arellano-Méndez (2011), determina que sus praderas poseen una biomasa total de 85.74 Ton y en la cual se calculó posee un total de 14.55 Mg C ha⁻¹, lo que se traduce en un almacén de carbono orgánico de 132,495.77 Mg C. Muy por encima de la cantidad promedio de C_{org} que se ha establecido, almacenan los pastos marinos a nivel global en biomasa viva que es de 2.52±0.48 Mg C ha⁻¹ (Fourqurean *et al.*, 2012). Y aproximadamente el doble del almacenado en las praderas de *Posidonia oceanica* del mar Mediterráneo (7.92±1.52 Mg C ha⁻¹), que es el pasto marino dominante en esta área.

Cuadro 1. Valores promedio de las variables de cobertura y biomasa, así como de contenido de carbono orgánico, por las distintas clases en que se encuentra diferenciada BA

Clase	Cobertura (ha)	Biomasa (gr peso seco ha ⁻¹)	MgC ha ⁻¹	Almacén MgC por clase	% que representa
Suelo desnudo	4,210.00	4,170,685.15	0.65	2,751.80	2.08
Organismo solitario	13,580.00	8,036,421.67	1.31	17,732.46	13.38
Ralo	10,230.00	12,015,261.16	1.90	19,393.13	14.64
Disperso	19,600.00	7,137,597.09	1.21	23,750.13	17.93
Parche	4,150.00	11,208,373.31	1.93	8,016.07	6.05
Camas	6,010.00	11,547,929.45	1.98	11,906.96	8.99
Praderas medias	5,040.00	12,878,848.55	2.17	10,915.85	8.24
Praderas	11,180.00	18,752,339.37	3.40	38,029.35	28.70
Total	74,000.00	85,747,455.75	14.55	132,495.77	100.00

Las clases Parches, Camas, Praderas medias y Praderas, poseen el 51.98% del almacén de carbono orgánico, pero este se encuentra en solo el 35.64% del total de la extensión de BA (Figura 2). La clase Praderas es quien mayor volumen de carbono almacena en el sistema con 38,029.35 MgC en 11.18 ha, lo que corresponde a 3.40 MgC ha⁻¹ (Cuadro 1).

Las clases con menor cobertura de *T. testudinum* (Suelo desnudo, Organismo solitario, Ralo y Disperso), tienen un 48.03% del almacén de carbono, pero en una superficie mayor (64.63%). Lo que indica la menor cantidad de carbono almacenado en estas clases (Figura 2).

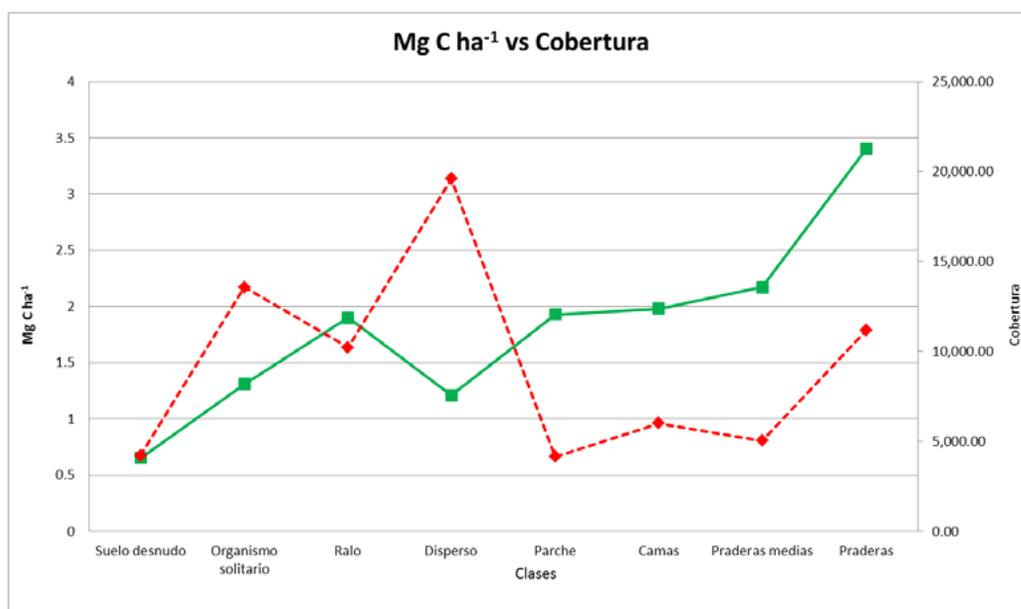


Figura 2. Carbono orgánico (línea roja discontinua) por hectárea contra Cobertura (línea verde continua).

Las praderas de pastos marinos entierran una fracción de su propia producción, (Koch *et al.*, 2007), de aproximadamente dos terceras partes de la producción de carbono (Figura 3). La clase praderas fue quien mayor cantidad de carbono orgánico en las hojas (1.13 MgC ha^{-1}) y en las raíces y rizomas (2.27 MgC ha^{-1}) presentó. Esta alta producción de follaje, promueve la reducción en la resuspensión de sedimentos y la sedimentación (Gacia y Duarte, 2001). Este efecto crea sitios de secuestro de carbono a través de la fronda (Hendriks *et al.*, 2007), y de ahí la gran cantidad de carbono orgánico en las raíces y rizomas. Se ha observado que los sumideros de carbono azul reducen el flujo, alteran la turbulencia y atenúan la acción del oleaje.

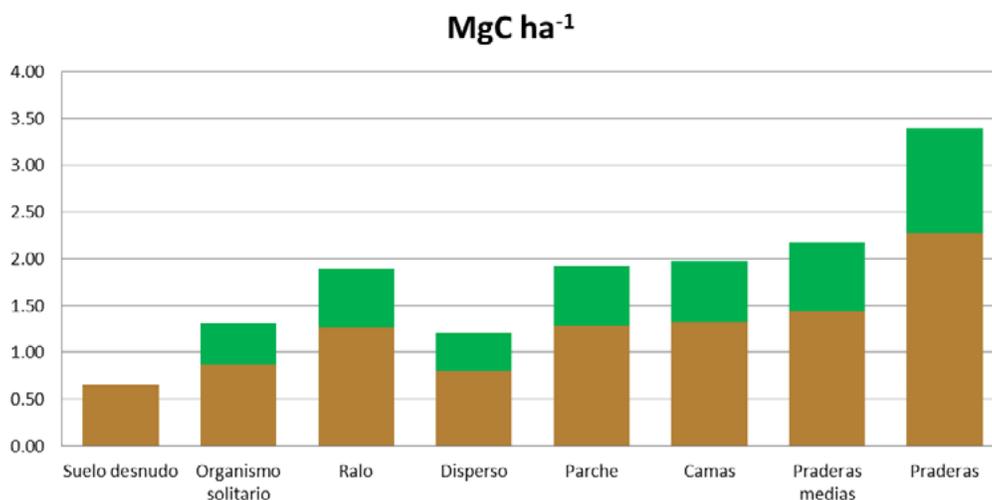


Figura 3. Contenido de Carbono orgánico emergido (hojas, color verde) y sumergido (raíces y rizomas, color café) por clase.



Conclusiones

Los resultados revelan la importancia de los seibadales bien conservados en el almacén de carbono azul en las lagunas costeras. Esta información podrá servir para sensibilizar a los tomadores de decisión y a los usuarios sobre la importancia de conservar los ecosistemas de pastos marinos y sus funciones.

Por lo que es necesario realizar esfuerzos de investigación que comprendan diferentes escenarios ambientales, incluyendo sitios perturbados, e integrarlos a evaluaciones económicas del servicio que prestan. Así mismo, es necesario realizar modelaje de los cambios en la vegetación e implicaciones en el almacenamiento de carbono. Debido a la importancia ante el Cambio Climático, es importante contestarse ¿Pueden los pastos marinos ser incluidos en un esquema REDD+ ¿cómo? ¿Quién recibiría los pagos?

Bibliografía

- Arellano-Méndez L. 2004. Análisis espacio-temporal de las variables hidrológicas: detección de heterogeneidad a gran escala temporal. Tesis de Maestría, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Unidad Mérida, Yucatán, México.
- Arellano-Méndez L. 2011. Estructura de los pastos marinos y su relación con la variabilidad ambiental a diferentes escalas espaciales. Tesis de Doctorado, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Unidad Mérida, Yucatán, México.
- Bouillon S., T. Moens, N. Koedam, F. Dahdouh-Guebas, W. Bayens, F. Dehairs. 2004. Variability in the origin of carbon substrates for bacterial communities in mangrove sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 49:171–179.
- Cunha A. H., R. P. Santos, A. P. Gaspar, M. F. Bairros. 2005. Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands: A case study from Ria Formosa (Southern Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:636-644.
- DOF. 1986. Diario Oficial de la Federación. DECRETO por el que declara como área que requiere de protección, mejoramiento, conservación y restauración de sus condiciones ambientales la superficie denominada Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an, ubicada en los Municipios de Cozumel y Felipe Carrillo Muerto.
- Duarte C. M. 2009. Global loss of coastal habitats – rates, causes and consequences. 1st. ed. – Fundacion BBVA, Bilbao, Spain. 184 pp.
- Duarte C. M., J. Borum, F. T. Short, D. I. Walker. 2005. Seagrass Ecosystems: Their Global Status and Prospects, *In: Aquatic Ecosystems: Trends and Global Prospects*, edited by: Polunin, N. V. C., Cambridge Univ. Press.
- Duarte C. M., J. Cebrián. 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography* 37:882-889.
- Duarte C. M., C. L. Chiscano. 1999. Seagrass biomass and production: A Reassessment. *Aquatic Botany* 65:159-174.
- Duarte C. M., Y. T. Prairie, C. Montes, J. J. Cole, R. Striegl, J. Melack, J. A. Downing. 2008. CO₂ emissions from saline lakes: A global estimate of a surprisingly large flux. *Journal of Geophysical Research* 113:G04041.
- Gacia E., C. M. Duarte. 2001. Sediment retention by a mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52:505-514.
- Fourqurean J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbà, M. Holmer, M. A. Mateo, E. T. Apostolaki, G. A. Kendrick, D. Krause-Jensen, K. J. McGlathery, O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a significant global carbon stock. *Nature Geosciences* 5:505-509.
- Gattuso J. P., M. F. Frankignoulle, R.W. Ollast. 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 29:405–434.
- Hackney J. W., M. J. Durako. 2004. Size-Frequency patterns in morphometric characteristics of the seagrass *Thalassia testudinum* reflect environmental variability. *Ecological Indicators* 4:55-71.
- Hemminga M., C. M. Duarte. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.
- Hendriks I. E., T. Sintes, T. Bouma, C. M. Duarte. 2007. Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of seagrass (*P. oceanica*) on flow and particle trapping. *Marine Ecology Progress Series* 356:163–173.
- INEGI. 2010. Página del Instituto nacional de Estadística y Geografía. “Censo de Población y Vivienda, 2010”.
- Koch M. S., S. A. Schopmeyer, O. I. Nielsen, C. Kyhn-Hansen, C. J. Madden. 2007. Conceptual model of seagrass die-off in Florida Bay: Links to biogeochemical processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350:73-88.
- Mateo M. A., J. Romero, M. Pérez, M. M. Littler, D. S. Littler. 1997. Dynamics of Millenary Organic Deposits Resulting from the Growth of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44:103-110.

- Short F. T., S. Wyllie-Echeverria. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrass. *Environmental Conservation* 23:17-27.
- Waycott M., C. M. Duarte, T. J. B. Cattuthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olayarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, K. L. Heck, A. R. Hughes, G. A. Kenrick, W. J. Kenworthy, F. T. Short, S. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:12377-12381.
- Waycott M., B. J. Longstaff, J. Mellors. 2005. Seagrass population dynamics and water quality in the Great Barrier Reef region: A review and future research directions. *Marine Pollution Bulletin* 51:343-350.



2.16 Sistemas de medición continua de pCO₂ en ambientes marinos mediante un analizador de infrarrojo (LICOR)

De la Cruz-Orozco Martín E.¹ y Gaxiola-Castro Gilberto¹

¹Departamento de Oceanografía Biológica, División de Oceanología, CICESE, Carretera Ensenada Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, C.P. 22860. Autor para correspondencia: delacruz@cicese.mx

Resumen

En las últimas décadas la concentración de CO₂ en los sistemas terrestres, acuáticos y atmosféricos ha sido objeto de estudios debido a las propiedades que tiene este gas. Una de ellas es la de absorber la radiación electromagnética emitida por el sol e incrementar la temperatura del planeta. Otra propiedad es la de formar ácidos débiles en ambientes acuáticos y como consecuencia desarrollar procesos de acidificación con decrementos en el pH. Valorar con precisión la cantidad de CO₂ que hay en los diferentes ambientes se vuelve determinante. La presión parcial de bióxido de carbono (pCO₂) es la variable que se calcula a partir de la determinación del CO₂ en los diferentes ambientes utilizando para ello un analizador de infrarrojo. Este sistema analizador se ha usado en embarcaciones oceanográficas, donde a partir de una toma en el casco del barco el agua de mar es llevada hasta una cámara de intercambio de CO₂ y por último al analizador Li-Cor, el cual está acoplado a un posicionador geográfico (GPS). También este sistema se ha utilizado en boyas autónomas de monitoreo continuo con lo que se ha estudiado como algunas zonas costeras pueden actuar como fuentes y/o sumideros de CO₂.

Palabras clave: zonas costeras y oceánicas, flujos de CO₂, metodología, pacífico mexicano.

Abstract

In recent decades the concentration of CO₂ in terrestrial, aquatic and atmospheric systems has been studied due to the properties that have this gas. One is to absorb electromagnetic radiation emitted by the sun and increase global temperatures. Another property is to form weak acids in aquatic environments and consequently develop acidification processes with decrease in pH. Accurately assess the amount of CO₂ in the different environments becomes decisive. The partial pressure of carbon dioxide (pCO₂) is the variable which is calculated from the determination of CO₂ in the different environments using an infrared analyzer. This analyzer system has been used in oceanographic vessels, where from a take on the hull seawater is brought to an exchange chamber CO₂ and finally the analyzer Li-Cor, which is coupled to a positioner geographical (GPS). Also this system has been used in regions with continuous monitoring buoys what has been studied and some coastal areas can act as sources and / or sinks of CO₂.

Key words: costal and oceanic zone CO₂ flux, methodologies, ocean pacific Mexican.

Introducción

La tasa de cambio del bióxido de carbono (CO₂) atmosférico depende no solamente del incremento derivado de las actividades humanas, sino también, de las interacciones de los procesos biogeoquímicos y climatológicos en el ciclo del carbono (Falkowski *et al.*, 2000). El desequilibrio ocasionado por el hombre a nivel global propicia que el intercambio del CO₂ entre los ambientes del ecosistema ocurra a mayor velocidad tratando de mitigar este exceso de CO₂ presente en la atmósfera

mediante la captación o fijación del CO_2 a formas más estables como son los carbonatos y/o compuestos orgánicos.

El océano es un ambiente muy dinámico que mitiga la elevada concentración de CO_2 antropogénico presente en la atmósfera. Para estimar las tasas de intercambio entre el océano y la atmósfera el método más utilizado han sido la medición de los flujos de carbono (FCO_2) a partir de las diferencias de las presiones parciales del CO_2 ($\Delta p\text{CO}_2$) *in situ* entre el océano y la atmósfera (Wanninkhof y McGillis, 1999; Sweeney *et al.*, 2007).

La mayor variabilidad en los flujos se ha encontrado en zonas costeras, por lo que existe una fuerte controversia si estas zonas actúan como fuentes o sumideros de CO_2 (Friederich *et al.*, 2002). En particular, se ha determinado que las zonas de surgencias costeras funcionan como fuentes estacionales de CO_2 , contribuyendo así al incremento del CO_2 atmosférico.

Esta estimación de los flujos de CO_2 se puede hacer espacial y temporalmente. Para ello cada sistema (acuático y atmosférico) que mide la $p\text{CO}_2$ cuenta con un sensor Licor de CO_2 . A estos sistemas se les inyecta gas proveniente del mar, que previamente fue pasado por una cámara de intercambio de gases o equilibrador y después por unos filtros para eliminar la humedad y así obtenemos una lectura de la $p\text{CO}_2$. El sistema de medición puede estar acoplado a un posicionador georreferenciado (GPS), de forma tal que mientras se navega va tomando lecturas de $p\text{CO}_2$ del agua de mar en la superficie y mediante esto es posible calcular flujos de forma espacial. En cambio si el sistema está anclado mediante una boya autónoma en un lugar fijo y está muestreando cada cierto tiempo se obtiene la $p\text{CO}_2$ de forma temporal en dicho punto.

Materiales y métodos

A continuación se describen dos sistemas para medir $p\text{CO}_2$ en el océano, desarrollados por el Monterey Bay Aquarium Research Institute (MBARI) y en cooperación con el Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE). El sistema de medición espacial continua se utilizó en el programa de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California (IMECOCAL) durante el crucero de enero 2005. El sistema de monitoreo temporal continua localizado en una boya autónoma se utilizó en un programa denominado Bahía Magdalena (BAMA) en BCS que permitió obtener información de $p\text{CO}_2$ *in situ*. Estos sistemas se han utilizado para responder a dos preguntas planteadas a diferentes escalas, puesto que uno resuelve a escala espacial y el otro lo hace de forma temporal.

a.- Sistema de medición de $p\text{CO}_2$ en barcos (sistema continuo)

Los sistemas de medición continua (Figura 1) son usados principalmente a bordo de buques de carga, conocidos como de oportunidad, o de investigación como el buque oceanográfico Francisco de Ulloa del CICESE.

Este sistema está conectado a una toma de agua ubicada en el fondo del casco del barco, lo cual permite que el agua superficial del mar llegue hasta la cámara de equilibrio (equilibrador), mientras el buque navega.

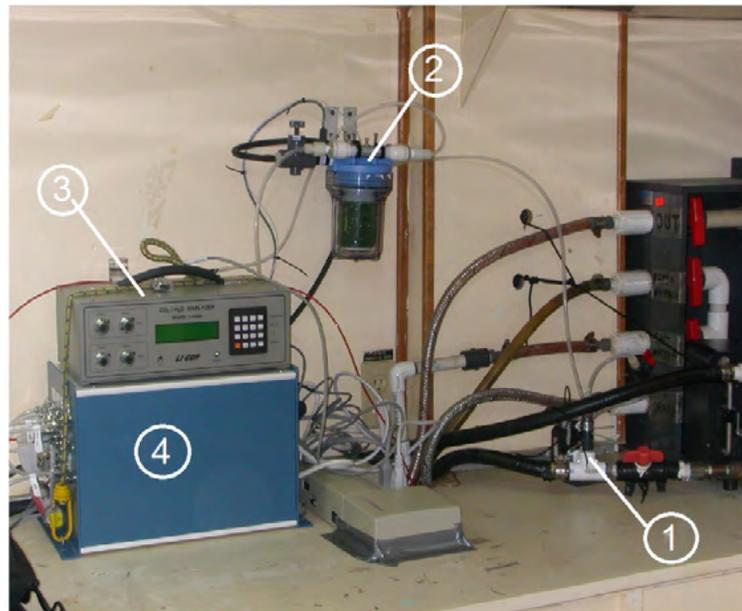
El agua que ingresa a la cámara de intercambio es esparcida por la regadera para hacer más eficiente el intercambio de gases entre el agua y el aire. Esto ocurre en el espacio superior de la cámara, el resto del agua se drena y regresa al mar. El flujo de aire proveniente del sistema se equilibra con el $p\text{CO}_2$ del agua y éste pasa por una serie de filtros y desecante para eliminar la humedad, pues el vapor de agua también absorbe la radiación infrarroja al igual que el CO_2 . El valor que reporta el sistema es la fracción molar de $p\text{CO}_2$. Además, el sistema mide la $p\text{CO}_2$ de la atmósfera que capta mediante una

manguera ubicada en el exterior lejos de la chimenea del buque. El sistema se calibra cada dos horas y para ello cuenta con un depósito que contiene una concentración conocida de $p\text{CO}_2$.

Componentes del Sistema referidos a la Figura 1:

- 1.- sistema de bombeo de agua de mar hacia el equilibrador.
- 2.- cámara de intercambio gaseoso o equilibrador
 - a) sensor de flujo de agua
 - b) sensor de temperatura
 - c) drenaje
 - d) regadera o laminar
- 3.- analizador de gases por infrarrojo (LI-COR 6262)
 - a) secante
- 4.- sistema de válvulas y GPS
 - a) estándar
 - b) sensor de flujo de aire
 - c) toma de $p\text{CO}_2$ de la atmósfera
- 5.- cilindro con gas estándar

Figura 1. Sistema Licor para la medición continua del $p\text{CO}_2$ del agua de mar, mientras el barco navega. En la foto no se aprecia el estándar de CO_2 ya que está en un tanque bajo el sistema. Este sistema presenta un equilibrador laminar.



El equilibrador permite que las presiones parciales de los gases en la muestra del agua de mar se equilibren con los gases que están en el espacio superior de la cámara (ver Diagrama 1).

Existen diferentes tipos de equilibradores como el aspersor o regadera (Wanninkhof y Thoning, 1993), lechos permeables (Cooper *et al.*, 1998), el uso de cuentas (Frankignoulle *et al.*, 2001), el flujo laminar (Poisson *et al.*, 1993) y membrana de contacto. El más usado es el equilibrador por ducha, ya que tiene algunas ventajas sobre los otros equilibradores. Una de ellas es la cantidad de agua que puede pasar por la cámara. Puesto que los volúmenes de agua son grandes, los cambios térmicos son pequeños. Esto es lo que se conoce como inercia térmica y la subsecuente descomposición orgánica que ocurre en la cámara durante el tiempo de muestreo tiene un efecto despreciable por los volúmenes de agua que fluyen.

1. Entrada del agua desde la superficie del océano
2. Filtro del agua
3. Medidor del flujo del agua
4. Entrada del estándar/cero
5. Regadera (dispersor del agua)
6. Sensor de temperatura
7. Drenaje del agua
8. Válvula de purga de aire
9. Filtro del gas
10. Tubo hacia la caja azul (ver Figura 1) y luego el sensor del gas LI-COR

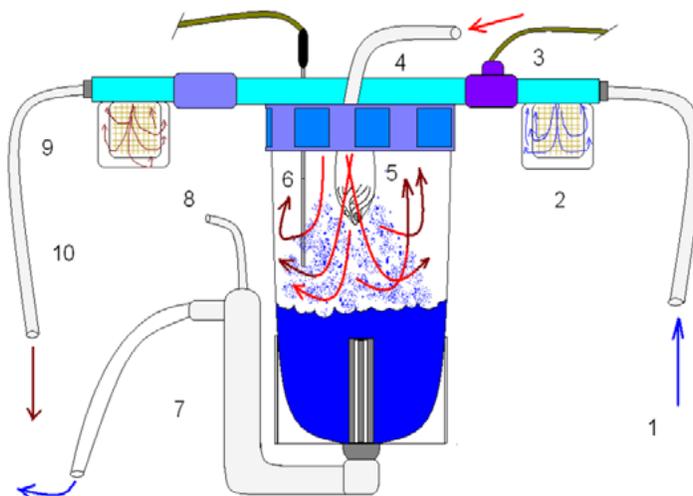
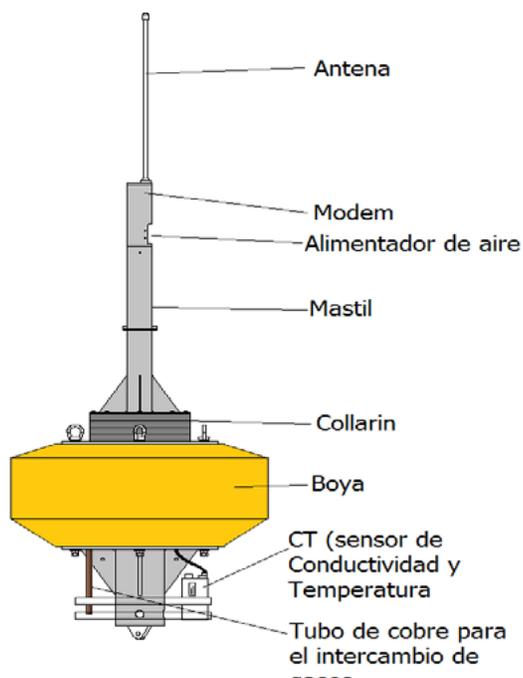


Diagrama 1. Esquema del intercambio de gases en un equilibrador por regadera.

Para la determinación de la $p\text{CO}_2$ es importante conocer con precisión la temperatura del espacio donde ocurre el intercambio gaseoso en el equilibrador, la presión total y el flujo de agua ($\sim 1.5 \text{ L/min}$).

b.- Sistema de medición autónoma de $p\text{CO}_2$ en una boya oceanográfica

Los sistemas autónomos de monitoreo de $p\text{CO}_2$ son muy similares al de medición continua, pero son más pequeños y operan con menor cantidad de energía. Están acoplados a un sistema de flotación (boya) (ver diagrama de la derecha) que se encuentra anclado en un determinado lugar de la plataforma continental o puede estar a la deriva y permite medir el $p\text{CO}_2$ de aire adyacente y del mar superficial cada cierto intervalo de tiempo, que dependerá del tiempo de vida de la batería o del objetivo de estudio. Los datos tomados son enviados a tierra vía comunicación satelital.



Además, se le pueden agregar otros sensores que complementan los datos de $p\text{CO}_2$, como la fluorescencia del fitoplancton, pH, oxígeno disuelto, nutrientes inorgánicos disueltos e instrumentos meteorológicos para medir la velocidad y dirección del viento, la humedad relativa, la presión barométrica etc. El principio de este sistema se basa en burbujear el agua de mar dentro de un tubo de cobre que ingresa en la superficie del mar. La presión de los gases que forman las burbujas se equilibran con la presión de los gases del agua de mar y una vez liberado en el espacio superior del tubo es llevado interior de la boya. Posteriormente el gas es conducido al analizador LI-COR-820 para medir la concentración de la fracción molar de $p\text{CO}_2$ ya que debe llegar libre de

humedad a la celda del analizador. La información obtenida se envía mediante el modem y a la vez se almacena en la memoria del sistema para después descargarse.

Discusión y conclusión

Los resultados obtenidos por el sistema de monitoreo continuo cuando va navegando permite hacer derroteros de valores de $p\text{CO}_2$ (Figura 2) y a partir de estos valores hacer interpolaciones dentro de un área determinada. Con estos resultados podemos determinar zonas con una mayor o menor concentración de $p\text{CO}_2$. Si conocemos la $p\text{CO}_2$ de la atmósfera para esa zona, entonces podemos calcular la $\Delta p\text{CO}_2$ ($p\text{CO}_{2\text{mar}} - p\text{CO}_{2\text{aire}}$) y dependiendo del signo podremos saber la dirección que tendrá el flujo de CO_2 tratando de restablecer el equilibrio entre los dos ambientes. En la distribución espacial (Figura 2b) se puede observar que los valores menores de $p\text{CO}_2$ se encuentran al norte de la península de Baja California mientras que los valores mayores están al sur. Los valores negativos en la distribución espacial de $\Delta p\text{CO}_2$ (Figura 2d) indican que esta parte actuó como sumidero o captador de CO_2 lo que implica un flujo de CO_2 hacia el océano el cual está asociado a valores menores a la $p\text{CO}_2$ del aire, mientras que al sur ocurrió lo contrario. Esta porción del océano actuó como fuente de CO_2 por lo cual el flujo dominante de CO_2 fue del océano hacia la atmósfera. La línea blanca indica la porción del océano donde ambas presiones parciales estuvieron equilibradas, por lo que se infiere que el flujo de CO_2 fue nulo.

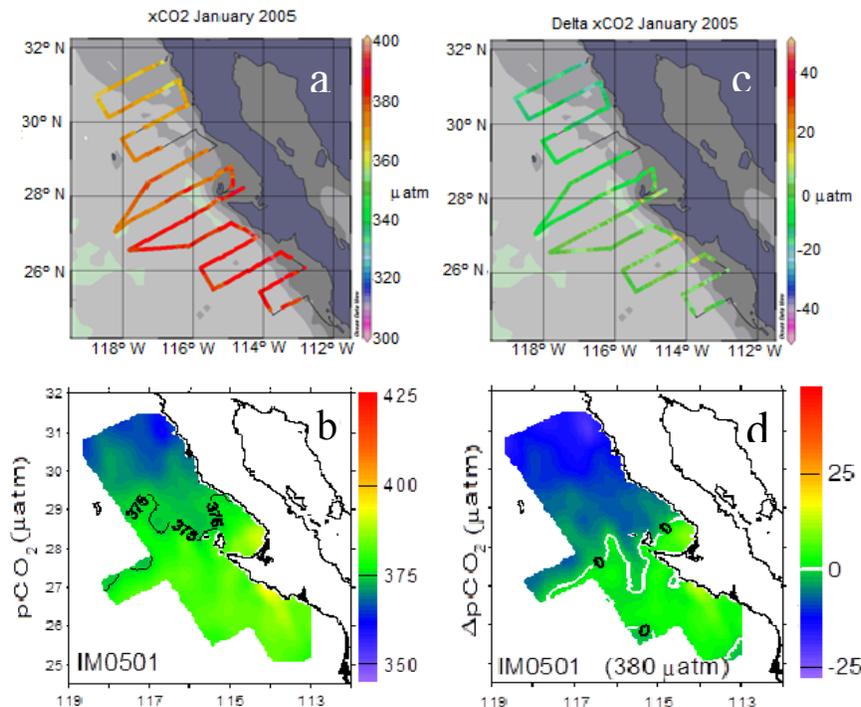


Figura 2. Derrotero y distribución espacial de $p\text{CO}_2$ de crucero IMECOAL enero 2005, (a, b) y derrotero y distribución espacial del $\Delta p\text{CO}_2$ (c, d) para el mismo crucero, tomando como $p\text{CO}_2$ de la atmósfera de $380 \mu\text{atm}$. Note que la paleta de colores es diferente, los derroteros fueron realizados mediante el programa Ocean Data View (ODV) y las distribuciones espaciales fueron mediante el programa Surfer.

Con ayuda de las ecuaciones que están en el Cuadro 1 se pueden hacer cálculos de flujos de CO_2 en $\text{mmoles m}^{-2} \text{d}^{-1}$ entre los dos reservorios como se muestra en la Figura 3.

El viento juega un papel importante ya que al incrementar el viento en la superficie del mar tiene mayor superficie de intercambio con la atmósfera, y puede genera burbujeo trasportando burbujas de la atmosfera hacia el océano.

Cuadro 1. Ecuaciones para la determinación de la magnitud y dirección del flujo de CO₂ entre el océano y la atmósfera tomado de Sarmiento y Gruber (2006)

Ecuaciones para determinar los flujos de CO ₂ (F _{CO₂} ; mmoles m ⁻² d ⁻¹)	
$F_{CO_2} = k_s S_A (\Delta pCO_2)$	Flujos de CO ₂
$\Delta pCO_2 = pCO_{2mar} - pCO_{2aire}$	Diferencia de presiones parciales del CO ₂ entre el océano y la atmósfera.
	Velocidad de transferencia Sweeney <i>et al.</i> , (2007)
$Sc = 2073.1 - 125.62t + 3.627t^2 - 0.043219t^3$	Número de Schmidt en función de la temperatura
"u ₁₀ "	Velocidad del viento, obtenidos de la estación meteorológica
	Parámetro de solubilidad: P=presión atmosférica =1 10 ⁶ = factor de conversión a milimoles
$F_A = e^{[A_1 + A_2(100/T) + A_3 \ln(T/100) + A_4 (T/100)^2 + S(B_1 + B_2(T/100) + B_3(T/100)^2)]}$	Función de solubilidad volumétrica: A1 = -160.7333, A2 = 215.4152, A3=89.892, A4=-1.47759; B1=0.029941, B2 = -0.02746, B3 = 0.005341 T, S = temperatura y salinidad
$p^{H_2O} = e^{[24.4543 - 67.4509(100/T) - 4.8489 \ln(T/100) - S(0.000544)]}$	Presión parcial del vapor de agua: T y S= temperatura y salinidad

Además que el viento acarrea el CO₂ superficial que pudo haberse puesto en equilibrio en un instante con la atmósfera, que pero al ser transportado a otro lugar y al haber menos CO₂ en sustitución al acarreado por el viento, incrementa de esa manera el flujo de CO₂.

Podemos observar que la distribución de ΔpCO₂ (De La Cruz-Orozco *et al.*, 2007) de la Figura 2d es muy similar a la distribución del flujo de CO₂ (Figura 3) (De La Cruz-Orozco *et al.*, 2010) sin embargo lo que hace la diferencia es principalmente es el viento. A la mitad este crucero hubo un incremento en la velocidad del viento que propicio el incremento que de flujo de CO₂ que se observa en la Figura 3. En promedio el valor de flujo CO₂ promedio durante este crucero fue de -0.14 mmol m⁻² d⁻¹.

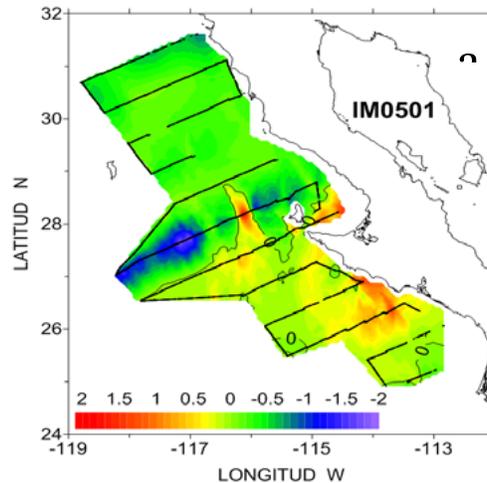


Figura 3. Distribución espacial de flujos de CO₂ (mmoles m⁻² d⁻¹) frente a la península de Baja California.

Otros autores coinciden que el viento es una de las variables más importante. Sin embargo, existen otros factores importantes pero que son más difíciles de medir (como es el burbujeo, estado del mar, surfactantes, etc.) y otras que se pueden medir con facilidad e influyen en la tendencia de pCO₂ como es la biomasa del fitoplancton, la alcalinidad, el carbono total y pH que pueden modificar dicha tendencia.

Bibliografía

- Cooper D. J., A. J. Watson, R. D. Ling. 1998. Variation of pCO₂ along a North Atlantic shipping route (U.K. to the Caribbean): A year of automated observations. *Marine Chemistry* 60:147-164.
- De La Cruz-Orozco M. E., G. Gaxiola-Castro, J. A. García-Córdova, G. Friederich, F. P. Chávez, J. Gómez-Valdés. 2007. Presión parcial del bióxido de carbono (pCO₂) frente a Baja California. *En: Benigno Hernández de la Torre y Gilberto Gaxiola Castro, Editores. "Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México". Instituto Nacional de Ecología. pp. 397-409.*
- De La Cruz-Orozco, M. E., J. E. Valdez-Holguín, G. Gaxiola-Castro, M. Mariano-Matías, T. L. Espinosa-Carreón. 2010. Flujos de CO₂ océano-atmósfera. *En: G. Gaxiola Castro, R. Durazo, Editores. "Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007. Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California". Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. pp. 165-180.*
- Falkowski P., R. J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Höglberg, S. Linder, F. T. Mackenzie, B. Moore III, T. Pedersen, Y. Resenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek, W. Steffen. 2000. The global carbon cycle: A test of our knowledge of earth as a system. *Science* 290:291-295.
- Frankignoulle M., A. Borges, R. Biondo. 2001. A new design of equilibrator to monitor carbon dioxide in highly dynamic and turbid environments. *Water Research* 5:1344-1347.
- Friederich G. E., P. M. Walz, M. G. Burczynski, F. P. 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.
- Poisson A., N. Metzl, C. Brunet, B. Schauer, B. Bres, D. Ruiz-Pino, F. Louanchi. 1993. Variability of sources and sinks of CO₂ in the western Indian and southern oceans during the year 1991. *Journal of Geophysical Research* 98:759-778.
- Sarmiento J. L., N. Gruber. 2006. *Ocean Biogeochemical Dynamics*. Princeton, N.Jersey. 495 pp.
- Sweeney C., E. Gloor, A. R. Jacobson, R. M. Key, G. McKinley, J. L. Sarmiento, R. Wanninkhof. 2007. Constraining global air-sea gas exchange for CO₂ with recent bomb ¹⁴C measurements. *Global Biogeochem. Cycles*, 21.
- Wanninkhof R., K. Thoning. 1993. Measurement of fugacity of CO₂ in surface water using continuous and discrete sampling methods. *Marine Chemistry* 44:189-204.
- Wanninkhof R., W. R. McGillis. 1999. A cubic relationship between air-sea CO₂ exchange and wind speed. *Geophys. Res. Lett.*, 26:1889-1892.

2.17 Variabilidad de los flujos de CO₂ océano-atmósfera en las aguas costeras del norte de Baja California

Coronado-Álvarez Lourdes¹; Lara-Lara Rubén¹; Álvarez-Borrego Saúl¹ y Bazán-Guzmán Carmen¹

¹CICESE, Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Departamento de Oceanografía Biológica, Carretera Ensenada-Tijuana No 3718, Zona Playitas C. P. 22860, Ensenada, México. Autor para correspondencia: lcorona@cicese.edu.mx

Resumen

Las zonas costeras de surgencia, poseen una dinámica distinta al resto del océano propiciando que el papel que desempeñan en el ciclo del carbono sea muy particular, variando través del tiempo y del espacio. El presente estudio se desarrolló en la zona costera frente a Ensenada Baja California, con datos de la boya oceanográfica del proyecto FLUCAR. Se analizó la variación interanual del fCO₂ en la interfase océano-atmósfera, durante el periodo de 2010 al 2012. Se estimó que el sistema en los tres años actuó como una fuente, con diferente magnitud. En 2010 y 2011 se obtuvo el flujo promedio menor (0.04 mmoles C m⁻² d⁻¹) y el más alto en el 2012 (1.1 mmoles C m⁻² d⁻¹). Además los resultados obtenidos del flujo durante los eventos de surgencia indican que el sistema se comportó como una fuente en los tres años de estudio y cuando hubo periodos sin surgencia el área de estudio fue un sumidero. Asimismo, se comprobó que las condiciones oceanográficas influyen en la transferencia del fCO₂ océano-atmósfera, ya que con un valor de $p < 0.05$ se obtuvo que entre El Niño (EN) y La Niña (LN) así como La Niña y Condición Normal (CN) existen diferencias significativas.

Palabras clave: aguas costeras, surgencias, El Niño, La Niña, fCO₂.

Abstract

The ocean regulates the Earth's climate besides being a source or sink of CO₂ (considered a greenhouse gas), so it is a fashionable topic in recent decades. Coastal waters have been less studied than the open ocean, hence, coastal upwelling zones should receive special attention in order to understand how carbon dynamics vary in these highly productive regions that support large diversity of species. This study was conducted in the coastal zone offshore of Ensenada Baja California (southern California Current), with oceanographic buoy data from FLUCAR project. We analyzed the variability of CO₂ exchange in the ocean-atmosphere interface, during the time period 2010 to 2012. Our results showed that the system behaves during the three years as a source of this gas, with different magnitudes, during 2010 and 2011, while in 2012, the flux was higher in summer. In 2010 and 2011 we registered the lowest average flux (0.04 mmol C m⁻² d⁻¹) and the highest in 2012 (1.1 mmol C m⁻² d⁻¹). However, the minimum and maximum fCO₂ was recorded during 2011. While in 2010 the magnitude of the flux was higher compared to 2012. In addition, the results of the fluxes during upwelling events indicated that the system behaved as a source during the three years of the study and as a sink during the periods of non-upwelling. Furthermore, it was found that oceanographic conditions influence the fCO₂ transfer ocean-atmosphere, with a p value < 0.05 was obtained that between EN and LN and LN and CN were significant differences, but the condition of EN and CN showed no statistical differences ($p > 0.05$).

Key words: coastal waters, upwelling, El Niño, La Niña, fCO₂.

Introducción

A escala global se conoce que el océano es capaz de absorber 92 Gt C año^{-1} y emitir 90 Gt C año^{-1} a la atmósfera (Falkowski *et al.*, 1998) de las cuales alrededor del 20-30% es incorporada al mar por la producción primaria ($16\text{-}35 \text{ Gt C año}^{-1}$) (De la Rocha, 2004).

Debido al enriquecimiento no sólo de nutrientes en una región de surgencia sino de carbono, la dinámica física tiene gran influencia en la transferencia de éste a través de la columna de agua, puesto que al debilitarse o bien terminar el periodo de surgencia, las condiciones en el área se ven afectadas ocasionando de esta forma que el tiempo de residencia del carbono en superficie en una zona de surgencia sea corto, por lo que éste llegará al fondo en el sedimento y a las especies que habitan ahí (Eppley *et al.*, 1983; Raven y Falkowski, 1999; Bennington *et al.*, 2009).

Además de la variabilidad estacional del flujo de CO_2 debido a las condiciones de surgencia, como en nuestra área de estudio, existen anomalías que propician cambios interanuales conocidas como El Niño (EN) y La Niña (LN), que afectan no sólo el entorno oceánico sino también atmosférico. Estos fenómenos, grosso modo provocan el aumento y disminución respectivamente de la temperatura del agua de mar; ocasionando así que las aguas sean cálidas y pobres en nutrientes durante EN, mientras que las condiciones en LN son contrarias. Asimismo, en el primer caso el patrón de lluvias es modificado, es decir, en la costa Este de los océanos las condiciones son de baja presión con vientos débiles (haciendo que haya un menor esfuerzo del viento y menor transporte de Ekman), de tal forma que la intensidad de la surgencia disminuye significativamente lo cual tiene efecto en el flujo de CO_2 océano-atmósfera (Yeh *et al.*, 2009).

El área de estudio del presente trabajo se localiza en la parte sur de la Corriente de California, la cual reúne las características antes citadas, es una zona de surgencia estacional que es afectada por las anomalías de las condiciones EN y LN (Durazo y Baumgartner, 2002).

En la región de la Península de Baja California se han llevado a cabo diversos estudios oceanográficos en la zona bajo el programa IMECOCAL (Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California), concluyendo que esta zona posee una dinámica oceanográfica altamente variable estacionalmente (Durazo *et al.*, 2010; Linacre *et al.*, 2010), lo cual tiene efecto sobre la cantidad de carbono fijado por la actividad fotosintética (Espinosa-Carreón *et al.*, 2007).

Frente a la costa de Baja California, se localiza el Observatorio de Monitoreo Costero (OMC) Estación Ensenada del proyecto FLUCAR (Flujos de Carbono), que cuenta con una boya oceanográfica que mide cada tres horas temperatura, salinidad y pCO_2 del aire y agua. Estos datos han servido para dos investigaciones desarrolladas por Linacre *et al.*, (2010) y Muñoz-Anderson (2011).

Por lo que el objetivo de la presente investigación fue estimar la variabilidad del flujo de carbono bajo periodos de surgencia y sin surgencia, y en escala interanual durante tres años (2010-2012), cuyas condiciones climáticas correspondieron a eventos de EN y LN, usando series de tiempo de alta frecuencia y de esta manera determinar si los flujos de carbono del área de estudio al Sur de Ensenada, Baja California fueron afectados por los eventos antes mencionados.

Materiales y métodos

Área de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en el sitio del Observatorio de Monitoreo Costero, del proyecto FLUCAR-Estación Ensenada, localizada al sur de Punta Banda, Baja California, ubicada en la latitud $31^{\circ}40.10' \text{ N}$, y longitud $116^{\circ}41.60' \text{ W}$ (Figura 1).

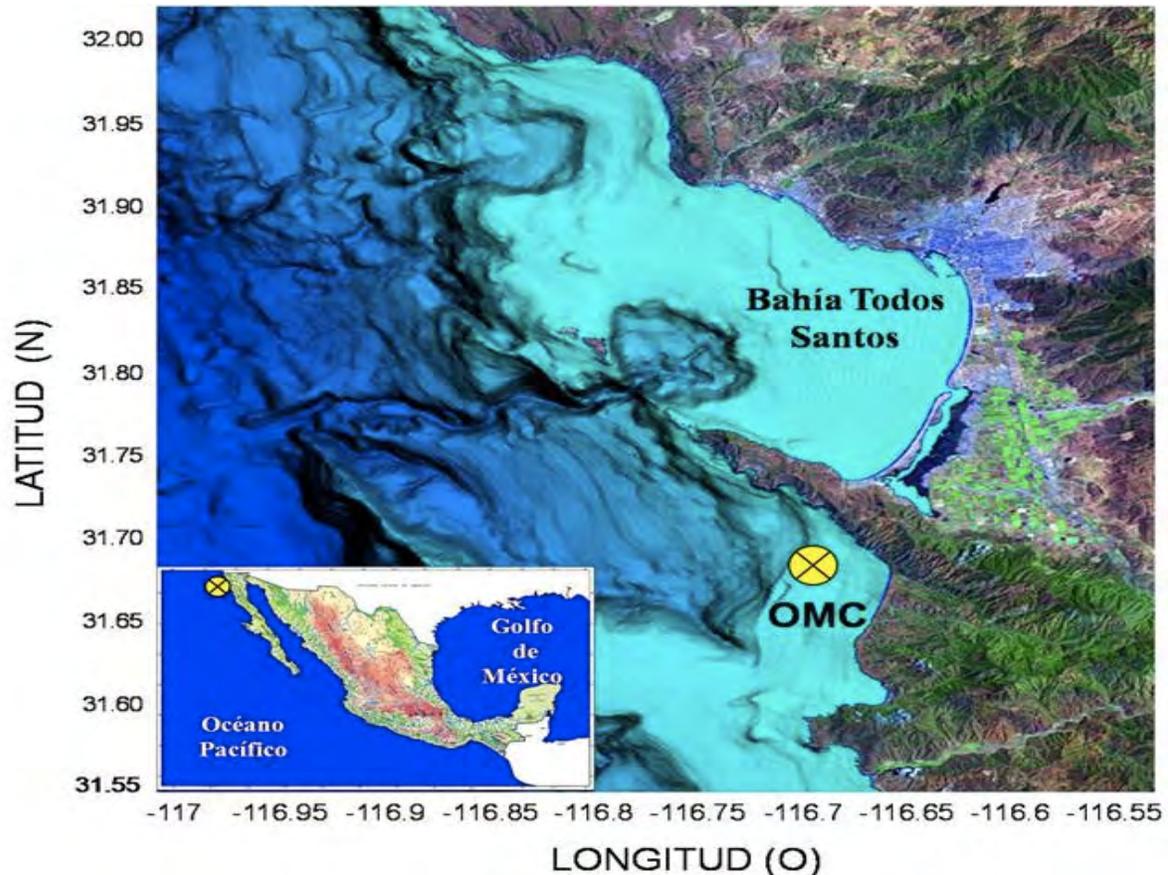


Figura 1. Ubicación de la Boya FLUCAR, estación Ensenada.

Periodo de estudio y datos

Se usaron los datos de temperatura, salinidad y $p\text{CO}_2$ de la superficie del mar, de la boya oceanográfica FLUCAR Estación-Ensenada, que se colectaron durante el periodo que comprendió del 12 de abril al 17 de octubre de 2010, 2011 y 2012.

Los datos de la $p\text{CO}_2$ del aire fueron obtenidos de la estación Manua Loa en Hawaii, que se encuentran disponibles en el sitio de internet del Programa de Carbono de la institución de Scripps (Kelling *et al.*, 2005).

Por último, la magnitud del viento para el periodo de estudio fue tomada de la Estación Meteorológica del CICESE, con promedios diarios de la velocidad de esta variable en la zona.

Cálculo del flujo de CO_2 ($f\text{CO}_2$)

Acorde a lo propuesto por Liss y Merlivat (1986) se efectuó el cálculo del flujo de CO_2 en la interfase océano atmósfera del sitio de estudio durante el periodo que comprendió esta investigación.

Eventos de surgencia

Se consideraron los periodos de surgencia periodos donde la temperatura superficial del mar fue más baja (menor de 14°C), lo que indicó la presencia de agua subsuperficial (Hernández-Ayón *et al.*, 2010).

Resultados

Variabilidad interanual de las variables oceánicas

Con base a los datos obtenidos del registro de la boya oceanográfica, se obtuvieron los siguientes resultados para las variables medidas: Durante el 2010, el valor promedio de la temperatura superficial del mar (TSM) (°C) fue de 15.7 °C, siendo menor durante el 2011 (14.9 °C) y más elevado en el 2012 (16.5 °C). Mientras que la menor temperatura registrada fue en el 2011 con 11.3 °C y la más alta en el 2012 con 21.5 °C.

En relación a la pCO₂ agua (µatm), el valor promedio máximo se obtuvo durante el 2012 (471.4 µatm); siendo menor en el 2010, donde en ese mismo año se encontró el valor mínimo y máximo de esta variable durante el estudio; mientras que durante el 2011, se presentaron valores intermedios entre 2010 y 2012.

El cálculo del ΔpCO₂ mostró congruencia con las variaciones registradas en la pCO₂ del agua, puesto que en 2010 se tuvo el valor promedio menor (21.2 µatm) al igual que los valores máximo y mínimo (399.6 y -154.9 µatm, respectivamente); mientras que en 2012 la media fue de 77.5 µatm y en 2011 la magnitud del ΔpCO₂ osciló entre los valores de los otros dos años.

Flujo de CO₂ en la interfase océano atmósfera

En el 2010, el valor promedio fue de 0.04 mmoles C m⁻² d⁻¹. Teniendo el máximo de 12.1 y mínimo -2.4 (mmoles C m⁻² d⁻¹).

Al igual que en el año anterior, en el 2011 los valores variaron entre 0.3 y 0.8 mmoles C m⁻² d⁻¹. Con 15.4 y -5.0 (mmoles C m⁻² d⁻¹) de máximo y mínimo respectivamente.

El valor promedio del fCO₂ en el 2012 fue de 0.1 a 1.1 mmoles C m⁻² d⁻¹, con el máximo de 5.5 y mínimo de -0.5 (mmoles C m⁻² d⁻¹).

Por lo que se puede apreciar que en 2010 y 2011 se obtuvo el flujo promedio menor (0.04 y 0.3 mmoles C m⁻² d⁻¹ respectivamente) y el más alto en el 2012 (1.1 mmoles C m⁻² d⁻¹). Sin embargo, el fCO₂ máximo y mínimo se registró durante el 2011. Mientras que en 2010 la magnitud del flujo en estos valores fueron mayores con respecto al 2012 (Figura 2).

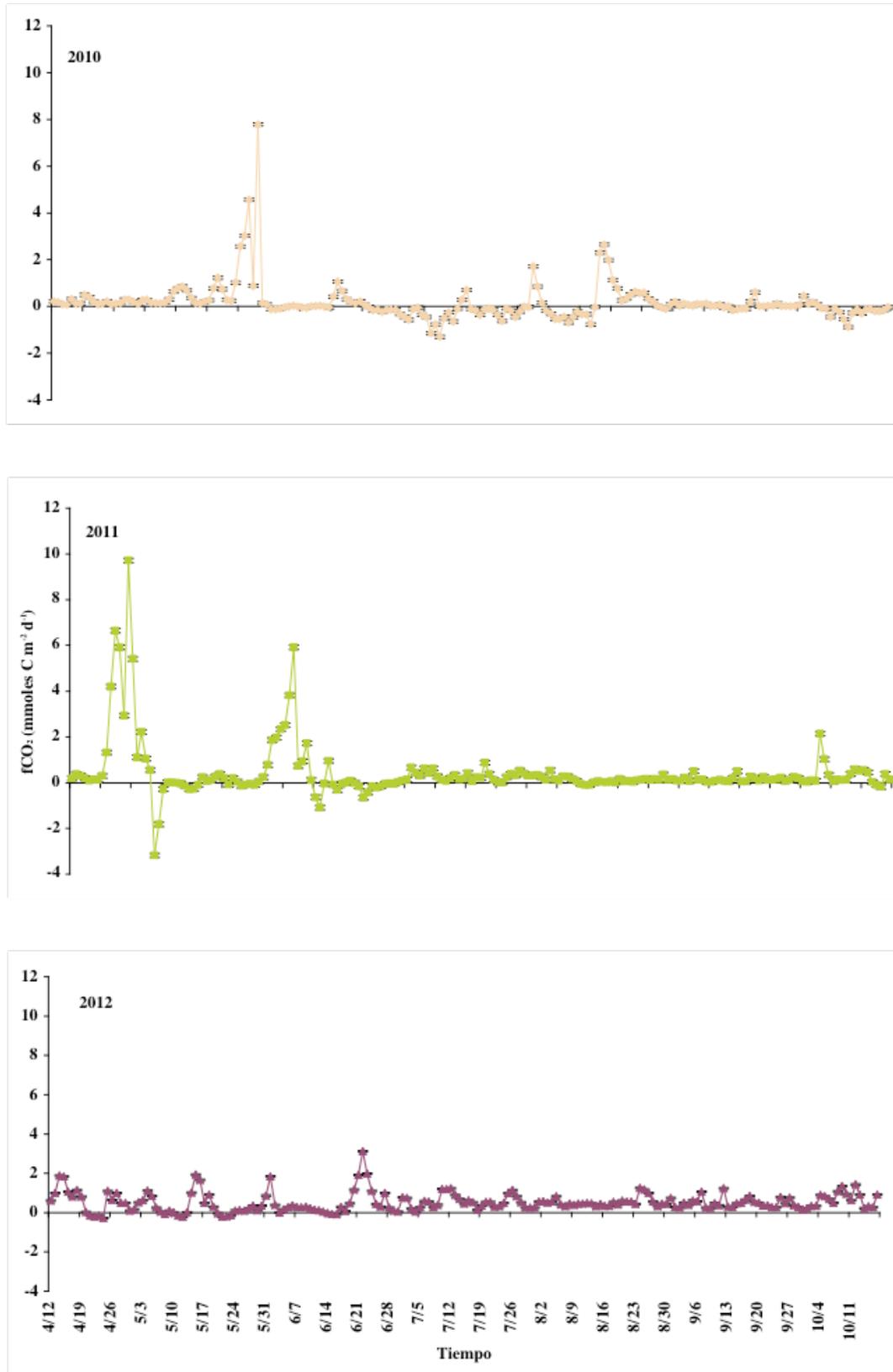


Figura 2. fCO₂ en la interfase océano atmósfera durante el periodo de estudio de 2010 al 2012, bajo el método propuesto por Wanninkhof (1992).

fCO₂ durante eventos de surgencia

Como se mencionó en la sección anterior, se consideró que hubieron eventos de surgencia aquellos días donde la TSM fue menor a 14 °C, por lo que se tuvo un total de 82, 36 y 15 días de eventos de surgencia para 2010, 2011 y 2012 respectivamente, de un total de 194 días por año de estudio.

El fCO₂ durante los eventos de surgencia en el 2010 y 2012, se comportó de manera semejante (entre 0.2 y 1.8 mmoles C m⁻² d⁻¹); sin embargo, fue en el 2010 donde se registraron lo máximos más altos del estudio (63.7 mmoles C m⁻² d⁻¹). Mientras que el 2011 se tuvieron medias más bajas con respecto a los otros dos años (0.1 – 1.5 mmoles C m⁻² d⁻¹).

Por otro lado, durante los eventos de surgencia de cada periodo anual estudiado, se obtuvo que la magnitud del flujo de CO₂ fue mayor que el promedio de cada año.

Estadística

Con base a la prueba de Kruskal-Wallis, se corroboró que si existió diferencia entre los tres años de estudio, lo cual señala la variabilidad interanual del fCO₂ en la interfase océano-atmósfera, con un p valor <0.05.

Por otro lado, se comprobó que las condiciones oceanográficas influyen en el fCO₂ océano-atmósfera, ya que con un p valor <0.05 se obtuvo que entre EN y LN así como LN y CN existen diferencias; sin embargo, la condición de EN y CN no presentó diferencias estadísticas (p=0.057).

Discusión

Los resultados de la variación de la TSM y la salinidad durante la investigación son congruentes, puesto que a las menores temperaturas corresponden aguas ligeramente más salinas, lo cual indica intrusión de agua subsuperficial producto de los eventos de surgencia, así como oscilaciones en la presión parcial del CO₂ del agua.

Por ejemplo, las menores temperaturas se registraron en el 2011 (de 11.3 a 17.8 °C) con relación al 2010 y 2012. Mientras que la media de la pCO₂ del agua fue intermedia con respecto a los otros años (448.5 µatm), teniendo a LN como condición oceanográfica predominante.

Con lo que respecta al 2010, éste presentó una mayor gama de valores de la TSM entre 11.5 y 19.9°C; esta variación es producto de los eventos de LN y EN que se tuvieron en este periodo. Además el valor promedio de la pCO₂ del agua fuera menor con respecto al año anterior (411.2 µatm). Lo cual puede ser explicado por la presencia de agua de la Contracorriente de California, la cual fluye hacia el norte llevando agua desde el ecuador.

En el 2012 se registraron la TSM más elevadas (de 12.4 a 21.5 °C) y las CN oceanográficas fueron las que dominaron en el periodo de estudio; mientras que para ese mismo año la intensidad de la surgencia fue menor de acuerdo a lo expuesto por Sweeney *et al.* (2002), quienes explican que la pCO₂ en aguas superficiales con composición química constante, aumenta en un factor de cuatro cuando el agua del polo, en el caso del área de estudio Agua Subártica, es calentada cuando fluye hacia el ecuador.

La variabilidad en la pCO₂ del agua observada durante los tres años de estudio también se reflejó en los resultados obtenidos en el cálculo de la ΔpCO₂ (µatm). Obteniendo, por un lado, la media más baja en el 2010, pero con los valores mínimos y máximos calculados en la investigación para ese mismo año. Mientras que en el 2011, el promedio fue mayor respecto al precedente y el segundo máximo más grande en el estudio. Finalmente, el 2012 obtuvo el mayor promedio y el valor máximo más pequeño registrado.

Estos resultados aunados con las condiciones oceanográficas, que variaron a lo largo del periodo de estudio no mostraron diferencias estadísticamente significativas (tal es el caso de entre las condiciones EN y CN), o bien que las condiciones LN no tuvieron el efecto conocido de esta anomalía en el entorno oceanográfico que comúnmente se tienen; puesto que en este periodo se esperaría la presencia de aguas más frías con un alto poder de disolución de CO_2 y alto contenido de CO_2 propiciando que el flujo en la interfase océano atmósfera fuese positivo.

Lo anterior puede ser atribuido a lo que se ha explicado en los últimos años como una variante de estos fenómenos, conocidos como El Niño (ENM) y La Niña Modoki (LNM) (palabra proveniente del japonés que significa similar pero diferente) descrito por Yamagata *et al.*, (2004) y Ashok y Yamagata (2009), para definir eventos de calentamiento y enfriamiento de la TSM diferentes a los convencionales de EN y LN respectivamente; los cuales se caracterizan por las anomalías en los patrones atmosféricos (Yeh *et al.*, (2009).

Por otro lado, con lo que respecta a la variación interanual del fCO_2 Muñoz-Anderson (2011) calculó un promedio diario en el 2009 de $0.71 \text{ mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mientras que en los tres años posteriores analizados en el presente trabajo fue de 0.2 (2010), 0.2 (2011) y 0.5 (2012) $\text{mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Estas estimaciones coinciden con lo calculado a nivel global con un promedio diario del fCO_2 de 0.3 $\text{mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Igualmente, en dicha investigación se señaló que durante los eventos de surgencias el sistema fue una fuente mientras que cuando éstas se relajaron se comportó como un sumidero; en el presente trabajo se registró durante eventos de surgencia valores de fCO_2 diario mayor en comparación al promedio del periodo de estudio (0.8, 0.6 y 0.8 $\text{mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para 2010, 2011 y 2012, respectivamente) así como los valores máximos calculados en cada año.

Con lo reportado en el trabajo de Muñoz-Anderson (2011) y los resultados de la presente investigación se comprueba que durante dichos eventos el océano fue una fuente de CO_2 hacia la atmósfera y en su relajamiento, disminuye la intensidad del flujo actuando el sistema como un sumidero en estos periodos. Durante el 2010 el sistema fue sumidero en mayor magnitud en relación a los dos años posteriores, mientras que en el 2011 y 2012, la diferencia en el valor promedio de flujo fue menor (-0.3 y -0.4 $\text{mm C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para 2011 y 2012 respectivamente), siendo un ligero sumidero en menor magnitud el 2011 en los tres años de estudio.

Asimismo, se comprobó que durante los eventos de surgencia en el periodo de estudio la intensidad del fCO_2 fue mayor, por lo que durante su relajamiento se encontró que la magnitud del flujo fue negativo (sumidero), para el 2010, se obtuvo un promedio diario del fCO_2 de -0.2 $\text{mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mientras que en 2011 y 2012 fue de -0.3 y -0.1 $\text{mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Es preciso mencionar que a pesar que la integral del fCO_2 para todo el periodo de investigación el sistema se comportó como una fuente, también fungió como un sumidero el 42, 19 y 8% del periodo de estudio para 2010, 2011 y 2012 respectivamente, resaltando la variabilidad en el comportamiento de un sitio determinado a través del tiempo.

Debido a dicha variabilidad, es necesario hacer hincapié en la importancia de los estudios que cuentan con series de tiempo de alta frecuencia que permiten conocer el comportamiento de un sitio determinado cómo varía y poder entender procesos que ocurren en escalas más pequeñas, los cuales no pueden ser explicados con base a la información que brindan las campañas oceanográficas que se realizan únicamente en determinadas épocas del año y que engloban el comportamiento del sistema sin conocer la variabilidad que presenta a través del tiempo en un mismo espacio.

El objetivo del presente trabajo se cumplió al comprobar que durante los eventos de surgencia se obtuvieron los valores máximos de fCO_2 (fuente) en los tres años, así como medias mayores en comparación al resto del tiempo (sumidero).

En cuanto las condiciones oceanográficas, se registró durante el evento de EN la magnitud promedio del $f\text{CO}_2$ fue de $0.6 \text{ mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mientras que para los diversos eventos de LN fue de 0.06 (2010), 0.8 (2011) y 0.6 (2012) $\text{mmoles C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Por tanto, bajo condiciones oceanográficas distintas, el valor promedio del flujo en la interfase océano atmósfera fue semejante de acuerdo a los resultados de este estudio, esto puede deberse, como se mencionó en párrafos precedentes, por los cambios en las anomalías de dichas condiciones, como EN y LN modoki, lo cual puede explicar que haya similitud en los valores encontrados bajo diferentes condiciones.

Finalmente, el presente trabajo cumplió con su objetivo de contribuir al conocimiento sobre la variabilidad del $f\text{CO}_2$ en la interfase océano atmósfera, ayudando a comprender que un área de surgencia costera se puede comportar como fuente y sumidero en las distintas épocas del año, bajo la influencia de las condiciones oceanográficas que modifican la magnitud de la intensidad de dicho flujo, aunque éstas debido a los cambios que se han registrado globalmente no se presentan como usualmente se conocen, lo cual ocasiona que no se cumplan con los patrones esperados. Ya que se encontró que hay semejanza en el $f\text{CO}_2$ entre EN y LN, además que existen excepciones y dicho flujo puede ser mayor en verano que primavera y que pese al relajamiento de surgencia el sistema se puede comportar como una fuente y posteriormente un sumidero de bióxido de carbono.

Contribuir a la comprensión del sistema y la influencia de las condiciones que en él se presentan fue posible por la alta frecuencia de datos que se estudiaron, es preciso hacer hincapié en la importancia de contar con información que permita el análisis en diferentes escalas para comprender de manera integral cómo varía el $f\text{CO}_2$ a través del tiempo bajo distintas condiciones. Por tanto, el uso de boyas oceanográficas que monitoreen determinados puntos del océano es una herramienta que amplía los elementos para interpretar la variabilidad que se presenta en el océano.

Conclusiones

Se encontró que además de la variabilidad interanual en el flujo de bióxido de carbono en la interfase océano atmósfera en el sitio de estudio, existe variación entre las estaciones a través del tiempo.

La magnitud del flujo varió en los diferentes años de investigación encontrando que las condiciones más cálidas fueron propicias para que el sistema se comportara como una fuente de CO_2 a la atmósfera de menor magnitud.

La magnitud del $f\text{CO}_2$ respondió a los cambios que se presentaron en el medio, como las condiciones del surgencia que propiciaron aguas más frías y salinas, por ende una mayor emisión de este gas a la atmósfera y en condiciones sin eventos de surgencia el sistema se comportó como sumidero.

Asimismo, las condiciones oceanográficas como EN y LN, variaron a lo largo del estudio propiciando distintos resultados en la magnitud del flujo, pero sin tener el impacto que usualmente tienen sobre el sistema, debido a las alteraciones que estos fenómenos han tenido, como ENM y LNM; de igual forma, es preciso que la serie de tiempo sea mayor para ver las señales de los efectos de estos fenómenos, a largo plazo, en el $f\text{CO}_2$.

Bibliografía

- Ashok K., Yamagata T. 2009. Climate change: The El Niño with a difference. *Nature* 461:481-484.
- Bennington V., G. Mckinley, S. Dutkiewicz, D. Ullman. 2009. What does chlorophyll variability tell us about export and air-sea CO_2 flux variability in the North Atlantic? *Global Biogeochemical cycle* 23: doi:10.1029/2008GB003241.
- De La Rocha C. L. 2004. The biological Pump. *In*: Holland H., K. Turekian (eds.). *Treatise on geochemistry*. Oxford, Elsevier-Pergamon Press. pp. 84-111.

- Durazo R., Baumgartner T. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54:7-31.
- Durazo R., A. Ramírez-Manguilar, L. Miranda, L. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. In: Gaxiola-Castro G. y R. Durazo (eds.). *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007*. SEMARNAT, INE, CICESE y UABC. México. pp. 25-58.
- Eppley R. W., E. H. Renger, P. R. Betzer. 1983. The residence time of particulate organic carbon in the surface layer of the ocean. *Deep-Sea Research* 30:311-323.
- Espinosa-Carreón T. L., J. Cepeda-Morales, G. Gaxiola-Castro. 2007. Influencia de los procesos físicos en la producción de carbono orgánico frente a Baja California. In: Hernández de la Torre B., G. Gaxiola-Castro (eds.). *Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México*. SEMARNAT-INE, CICESE. México. pp. 293-304.
- Falkowski P. G., R. T. Barber, V. Smetacek. 1998. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science* 281:200-206.
- Hernández-Ayón J., V. Camacho-Ibar, A. Mejía-Trejo, A. Cabello-Pasini. 2010. Variabilidad del CO₂ total durante eventos de surgencia en Bahía San Quintín, Baja California, México. In: Gaxiola-Castro, G. y R. Durazo (eds.). *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007*. SEMARNAT, INE, CICESE, UABC. México. pp. 187-200.
- Kelling C., S. Piper, R. Bacastow, M. Wahlen, T. Whorf, M. Heimann, H. Meijer. 2005. Atmospheric CO₂ and ¹³CO₂ exchange with the terrestrial biosphere and oceans from 1978 to 2000: observations and carbon cycle implications. In: J. Ehlinger, T. Cerling y D. Dearing (eds.). Springer. New York. pp. 83-113.
- Linacre L., R. Durazo, J. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J. R. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, A. Siqueiros-Valencia, 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.
- Liss P., L. Merlivat. 1986. Air-Sea exchange rates: Introduction and synthesis. In: P. Buart Menard (ed.). *The role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling*. Springer. France. pp. 113-127.
- Muñoz-Anderson M. 2011. Flujos de carbono en la interfase océano-atmósfera en la zona de surgencias costeras de Baja California durante 2009. (Tesis de maestría). Centro de Investigación y de Educación de Ensenada, Baja California., Ensenada, México.
- Raven J. A., P. G. Falkowski. 1999. Oceanic sinks for atmospheric CO₂. *Plant Cell Environment* 22:741-755.
- Sweeney C., T. Takahashi, A. Gnanadesikan. 2002. Spatial and temporal variability of surface water pCO₂ and sampling strategies. In: M. Bender, S. Doney, R. Feely, I. Fung, N. Gruber, D. Harrison, R. Keeling, J. Moore, J. Sarmiento, E. Sarachik, B. Stephens, T. Takahashi, P. Tans, R. Wanninkhof (eds.). *A Large-Scale CO₂ Observing Plan: In situ Oceans and Atmosphere (LSCOP)*. NOAA. USA. pp. 229-250.
- Wanninkhof R. 1992. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Geophysical Research* 97:7373-7383.
- Yamagata T., S. Behera, J. Luo, S. Masson, M. Jury, S. Rao. 2004. The coupled ocean-atmosphere variability in the tropical Indian Ocean. *Earth's climate: The ocean-atmosphere interaction*. *Geophysical Monograph* 147:189-211.
- Yeh S., J. Kug, D. Dewitte, M. Kwon, B. Kirtman, F. Jin. 2009. El Niño in a changing climate. *Nature* 461:511-514.



2.18 Estimación de flujo de carbono dentro del ecosistema pelágico de surgencia en el sureste de la Plataforma de Yucatán, México

Reyes-Mendoza O.¹; Cárdenas-Palomo N.¹; Herrera-Silveira J.¹; Osorio-Moreno I.¹ y Mariño-Tapia I.¹

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida, Km. 6 Antigua carretera a Progreso, C.P. 97310, Yucatán, México. Autor para correspondencia: oreyes@mda.cinvestav.mx

Resumen

Al sureste de la plataforma continental de Yucatán ocurren eventos de surgencia entre primavera y verano que enriquecen el agua oligotrófica promoviendo el crecimiento fitoplanctónico y favoreciendo una dinámica trófica diferente a las de las aguas que la circundan. Conocer la variabilidad espacial y temporal de la biomasa y productividad del fitoplancton costero es esencial para entender el ciclo biogeoquímico del carbono. Entre 2005 - 2013 se realizó el monitoreo durante meses de surgencia de las variables de temperatura, salinidad, O₂, nutrientes inorgánicos disueltos, Cl-a y biomasa de zooplancton. Los nutrientes NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄⁻ y SiO₂ se analizaron por espectrofotometría, el carbono orgánico fue obtenido por relación de Redfield, mientras que el stock de C fitoplanctónico se obtuvo de manera indirecta con la concentración de Cl-a. En Abril 2012 se realizó una campaña de campo en la cual se midió y colectó agua durante 12 días continuos para tener mejor resolución temporal del efecto de surgencia en el flujo de C en los niveles tróficos bajos. Adicionalmente se realizaron perfiles de CTD-Fluor-NTU, así como la productividad primaria [mg C m⁻² día⁻¹] fue cuantificada por evento de surgencia. Los resultados son considerados equivalencias descriptoras de flujo de C dentro la red trófica. El año 2009 presentó el mayor valor promedio de C orgánico (584 μmol l⁻¹) para uso metabólico. Los stocks de C fitoplanctónico dependen de los aportes de nutrientes provenientes del agua de surgencia, y presento una tasa promedio de Productividad Primaria de 59 [mg C m⁻² día⁻¹].

Palabras clave: biomasa de fitoplancton, red trófica, Ciclo de Carbono, Cabo Catoche.

Introducción

Las actividades humanas han incrementado la tasa en la cual gases de efecto invernadero son vertidos a la atmósfera, como resultado sus concentraciones están incrementando y eventualmente causan que la temperatura atmosférica sufra un incremento. La tasa de cambio del CO₂ depende tanto del incremento de dichas actividades como de los procesos biogeoquímicos y climatológicos del ciclo del carbono (Falkowski *et al.*, 2000).

Los océanos tienen la capacidad de reducir dichas tasas al actuar como reservorio de CO₂, se estima que en el medio marino se realiza del 30 al 60% de la fijación anual de carbono en la Tierra (Sakshaug *et al.*, 1997). Por lo consiguiente, cuantificar que tan grande es la exportación de carbono desde la superficie del océano, es un factor clave para determinar el rol de éstos en la absorción y remoción de Carbono atmosférico. En los ecosistemas pelágicos, el fitoplancton es el principal fijador de C en la realización de la fotosíntesis, apoyado por la disponibilidad de nutrientes.

El proceso metabólico se conoce como producción primaria (PP), y se define como la fijación de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) por el fitoplancton, por unidad de área durante un tiempo determinado (mg C m⁻³ día⁻¹). La materia orgánica e inorgánica generada por procesos metabólicos en la columna de agua de los mares de plataforma, tiene diferentes vías en el ciclo biogeoquímico del C; puede ser consumido por grandes heterótrofos que soportan una cadena alimenticia que enriquece a grandes peces predadores, mamíferos marinos y pesquerías comerciales y/o una parte (cerca del 40%)

es transportado de capas superficiales hacia capas profundas del océano (Sakshaug *et al.*, 1997; Falkowski *et al.*, 1998), proceso en el cual la biota marina actúa como una bomba biológica. Así también una parte del C es remineralizado por procesos bacterianos el cual no requiere algún flujo de CO₂ atmosférico, conocido como producción regenerada.

En zonas de surgencia costeras existe un intercambio inverso, C almacenado entre capas profundas y sedimento es transportado por las masas de agua frías y ricas en nutrientes, hacia la capas eufóticas, lo que implica una mayor complejidad del ciclo biogeoquímico del C, no obstante dichas zonas son las más productivas del océano con fuerte influencia en el proceso de absorción - remoción de Carbono atmosférico.

En la costa noreste de la Península de Yucatán, entre primavera y verano masas de agua fría y rica en nutrientes, provenientes del Canal de Yucatán, invaden la costa de Cabo Catoche en comportamiento de pulsos de entre 4 a 16 días (Reyes-Mendoza *et al.*, 2013). Aunado a éste proceso, la región presenta características tróficas complejas que se reflejan en el ciclo de C pelágico, influenciado por procesos Oceánicos y Costeros. Se asume que ocurren procesos fotosintéticos de gran magnitud, donde fluyen C inorgánico a C orgánico, y existe secuestro de C por efecto de Bomba Biológica. En la región existe una compleja red trófica del plancton y necton, es una de las zonas de agregación de mayor importancia mundial para la alimentación del tiburón ballena (Ramirez-Macias *et al.*, 2012) el pez plantófago más grande de los océanos.

Así también dicha costa se caracteriza por la generación de impactantes eventos de marea roja. Todo esto se traduce a procesos ecológicos de gran escala con implicaciones antropogénicas. El presente trabajo es una aproximación a la dinámica de C en la región Cabo Catoche, la cual se considera de gran importancia en el ciclo biogeoquímico del C, y una zona geográfica estratégica para estudios de largo plazo con un enfoque directo al flujo de C atmósfera – océano.

Materiales y métodos

El sitio de estudio (Figura 1) tiene un área de ~200 km², con un rango de profundidad entre 9-15 m, distancia a la costa de ~5-20 km. Se presentan campos de viento dominantes de Noreste, con fuertes eventos de “Nortes” y “Suradas” caracterizados por fuertes y constantes rachas de viento provenientes del norte-noreste y sur-sureste respectivamente.

Se presentan masas de agua características del Mar Caribe y Golfo de México y de surgencia entre los meses de marzo-agosto. Entre los años 2005 – 2013 en temporada de surgencia, se realizaron campañas mensuales en las cuales se midió T °C, Sal (PSU), y colectó agua para analizar nutrientes inorgánicos disueltos NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄⁻ y SiO₂ (µmol l⁻¹), y Clorofila-a y biomasa de zooplancton (mg/m³). Los nutrientes se analizaron por análisis espectrofotométricos (Strickland y Parsons, 1972), el carbono orgánico fue obtenido por relación de Redfield (106:16:1), mientras que el stock de C fitoplanctónico se obtuvo de manera indirecta utilizando la concentración de Cl-a y un factor de conversión de 60 mg de C por 1 mg de Cl-a (Camacho-Ibar *et al.*, 2007).

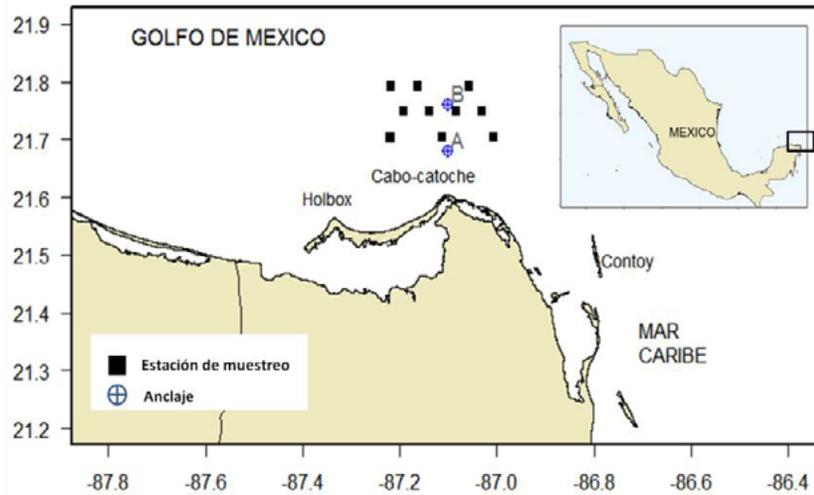


Figura 1. Área de estudio, en la esquina noreste de la Península de Yucatán, México. En cuadros negros se muestran 10 estaciones monitoreadas del 2005 al 2013. Sitios A y B describen los puntos de monitoreo intensivo en abril, 2012.

Durante una intensiva campaña de campo realizada de 2 al 13 de abril 2012 en los sitios A y B (Figura 1), se realizaron perfiles de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Salinidad, profundidad (m), turbidez (NTU) y Cla-af (fluorescencia-Cla-a), para lo cual, se montó sobre un CTD SeaBird 19 plus un fluorómetro WetLabs (ECO - FL-NTU). Así también se colectó agua diariamente en superficie (0.5 m) y profundidad de Sechii (Dz), más arrastres superficiales de red (300 μ , 0.3m \varnothing) para obtención de nutrientes, Clorofila-a, y biomasa de zooplancton. Se estimó la PAR ($\lambda 550$ nm) (Est. Met. Telchac) y se calculó el coeficiente de extinción de luz (K) asumiendo que solo penetra un tercio del PAR debajo de la superficie de agua y sustituyendo con la profundidad de colecta en base a la Dz. En la campaña intensiva, la PP se estimó con la Cla-a mg/m^3 registrada en superficie y en Dz, se convirtió a C con el factor ya descrito, y finalmente se integró día a día. Se realizó el mismo método con la Cla-af medida a 7 m (sitio A) y a 10 m (sitio B).

Resultados

Monitoreo anual

Para los nueve años de monitoreo (Figura 2) el NO_3^- presentó el mayor y menor valor promedio en 2012 y 2006, respectivamente. El NH_4^+ , registró mayor promedio en 2005 y menor en 2011, y presentó una disminución entre 2010-2013 con respecto al promedio de todos los años (1.96 $\mu\text{mol l}^{-1}$). El mayor valor promedio del PO_4^- se registró en el 2008, de manera significativa ($p < 0.5$, KW) a los demás años. Con base en la relación de Redfield, el C orgánico estimado presentó su mayor stock en el año 2009, con valor promedio de 135 $\mu\text{mol l}^{-1}$, mientras que el C presente en el periodo 2009-2013 fue mayor a los años anteriores, y significativo al C del 207 y 2008. El mayor valor de Cla-af fue en el 2005 por encima del valor promedio de todos los años (0.89 mg m^{-3}) y el menor en 2010. El mayor promedio de la biomasa de zooplancton se observó en 2006 y la menor 2013, los últimos tres años se presentó una disminución considerable de la biomasa sin ser significativo. En general los grupos dominantes fueron en orden de abundancia; los Copépodos, Quetognatos, Appendicularia y Huevos de pez.

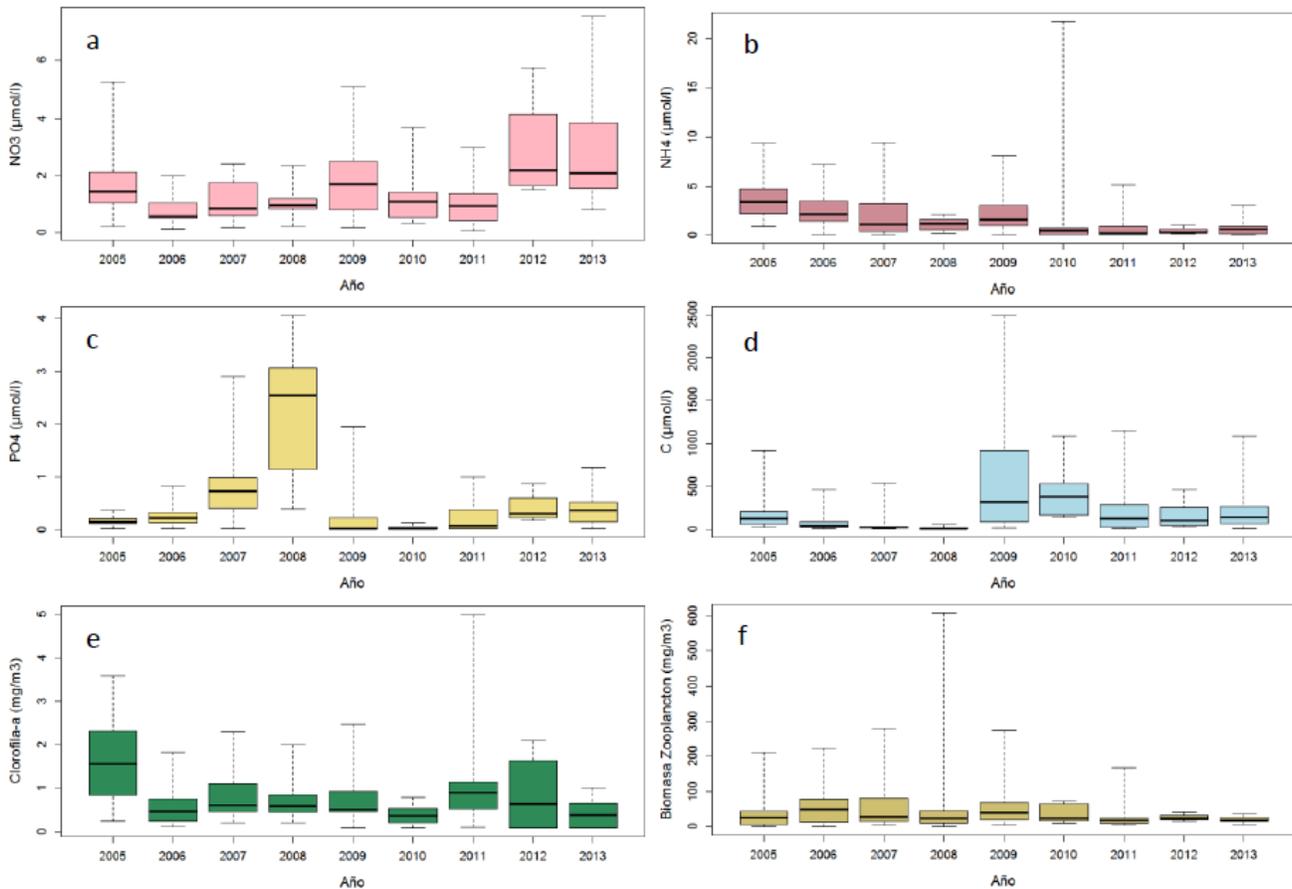


Figura 2. Se presentan valores anuales de a. NO₃⁻, b. NH₄⁺, c. PO₄⁻, d. C estimado, e. Cla-a mg/m³, f. Biomasa de Zooplancton mg m⁻³.

Monitoreo de corta escala temporal

Los perfiles de CTD realizados durante los 12 días de la campaña de campo, muestran claramente la presencia de un evento de surgencia en el sitio B con temperaturas alrededor de 21-23 °C, y en respuesta a la entrada de nuevos nutrientes se observa la formación de un “Bloom” de biomasa fitoplanctónica alrededor del día 4, con valores máximos ~ 5.5-6 mg m⁻³ de Cla-af (Figura 3 a, b). De particular interés resultó un frente frío de fuerte intensidad de viento del “Norte”, generado el día 4 posterior a los perfiles, dicho fenómeno atmosférico inhibió, en el sitio B, el proceso de surgencia, resultando en el aumento de la temperatura y decremento de los valores de Cla-f a partir del día 5. Por el contrario en el sitio A, los valores más altos de biomasa fitoplanctónica (~2.5⁻³ mg m⁻³) se registraron un día posterior al “Norte”, por lo que se asume que fue debido a diatomeas bentónicas, ya que el fenómeno generó una suspensión de sedimentos en los 8 metros de la columna de agua (Figura 3 d, e y f).

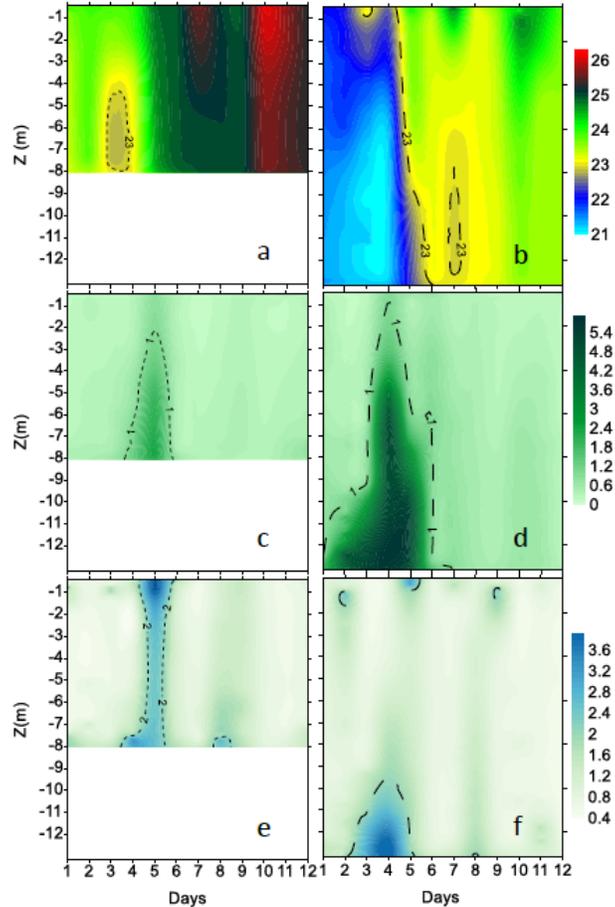


Figura 3. Perfiles interpolados, de los 12 días de trabajo en campo en sitio A y B, respectivamente, Temperatura a, b; Cl-a, c, d; y Turbidez e, f.

El resultado anterior se respalda con el elevado valor del coeficiente de extinción de luz (K) obtenido en el día 5 en sitio A, que se asocia con la mayor turbidez presente (Figura 4). El incremento de K en sitio B día 4 se debe a la auto-sombra de la misma Cl-a ya que disminuye en posteriores días, y los perfiles de turbidez no se observan en toda la columna de agua.

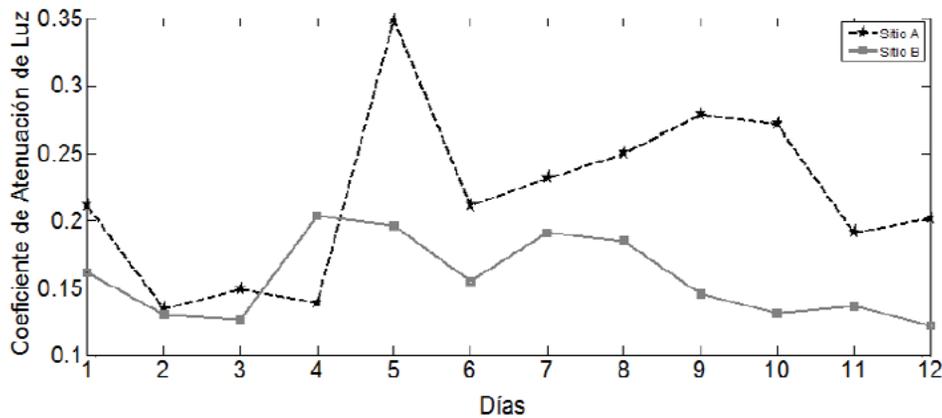


Figura 4. Coeficientes de atenuación de luz en sitio A (línea punteada negra) y sitio B (línea gris sólida), estimado para el presente trabajo.

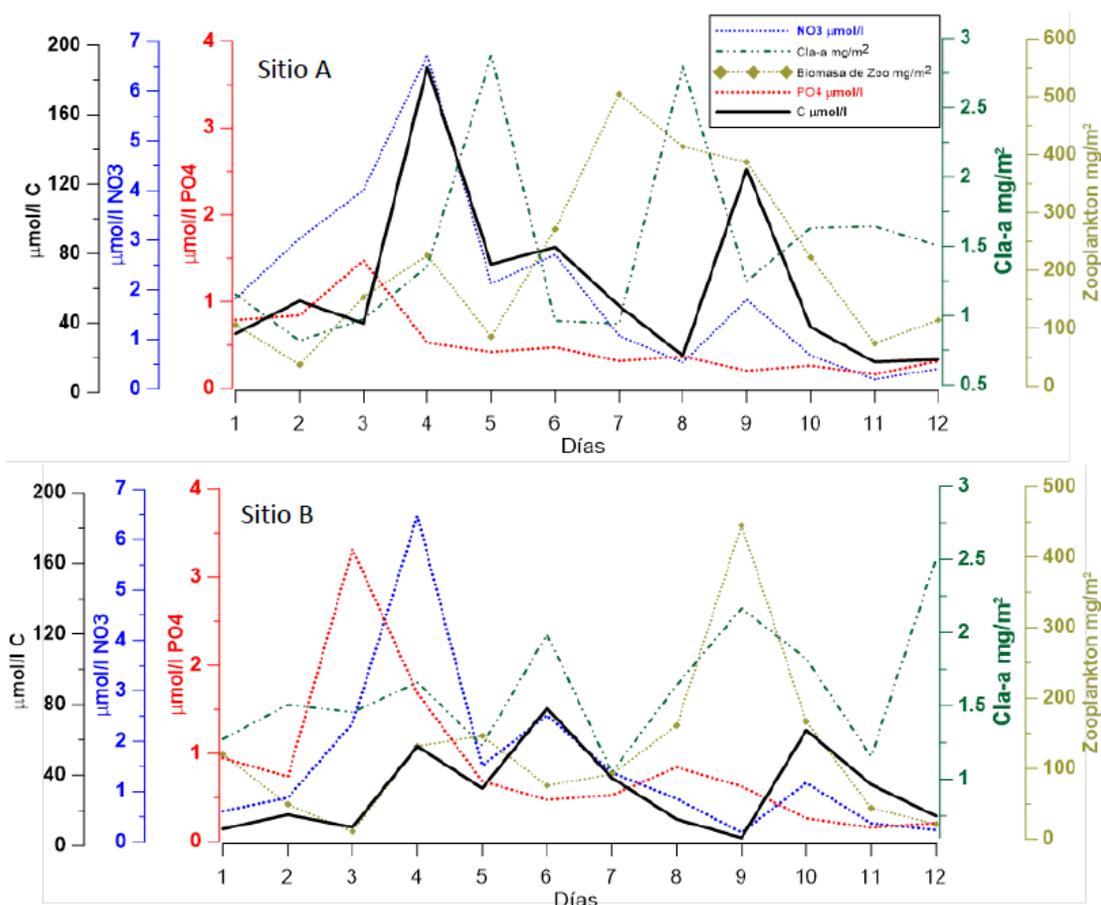


Figura 5. Nutrientes, Cla-a y Zooplankton de muestras colectadas e integradas en; sitio A; sitio B; El Carbono (líneas negras) fue estimado con la integral de superficie y Dz. en base a la relación de Redfield.

Valores de C estimado con relación de Redfield integrado en la columna de agua, presentó el máximo valor ($183 \mu\text{mol l}^{-1}$) el día 4 en el sitio A y el mínimo ($5 \mu\text{mol l}^{-1}$) en día 9 sitio B, el cual presentó una asociación inversa con Cla-a y biomasa de zooplankton (Figura 5). La estimación de PP integrada; a partir de Cla-a_f registrada en 7(A) y 10(B) metros fue de 34.1 y 84.3 con valor promedio de 59.2 [$\text{mg C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$]. Mientras que la PP; estimada con la Cla-a colectadas en superficie y Dz de cada sitio fue de 83.2(A) y 88.1 (B) dando un valor promedio de 85.7 [$\text{mg C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$].

Discusión

Los valores de nutrientes registrados en el presente estudio en los veranos 2005, 2013 están en su mayoría dentro del rango establecido por Furnas y Smayda (1987); Merino (1997); Troccoli *et al.* (2004) para las masas de agua afloradas en la plataforma de Yucatán. Las variaciones interanuales corresponden principalmente al momento de la colecta durante el proceso físico-biológico de surgencia. Es decir, si la colecta fue realizada durante el clímax de la temperatura y entrada de nutrientes o al de respuesta biológico del plancton. No obstante, se observó una clara división entre los años 2005-2008 y 2009 -2013 siendo estos últimos de mayor valor principalmente en amonio, fosfato y por lo consiguiente en el C ya que fue estimada con la relación de Redfield. Esta división de años también ha sido discutida en la presencia y/o ausencia de poblaciones de tiburón ballena que migran a la zona para su alimentación, que en los últimos años dicha migración en Cabo se ha reducido

(Cárdenas-Palomo *et al.*, en Rev). Si bien es verdad que las masas de agua de surgencia permiten el recambio de nutrientes para la zona de Cabo Catoche, existen otras fuentes de nutrientes de fuente continental principalmente lagunas costeras, tal y como lo observado por Mimila-Herrera, (2013) que reporta valores altos para colectas cercanas (1-8 km) a la costa de Cabo Catoche, ya que existen diferentes fuentes de entrada y recambio de nutrientes, re suspensión de sedimentos y mezcla de masas de agua superficial y de fondo. Así también, en la zona de estudio se considera que el intercambio de oxígeno atmósfera – océano es muy importante para los procesos metabólicos ya que las masas de agua de surgencia afloran hasta la superficie del mar (Merino 1997).

Con el análisis diario de los perfiles de CTD fue posible establecer la fuente de entrada de nutrientes y el efecto de la re suspensión de sedimentos. Se considera que los valores de Clorofila registrados en el sitio B (Figura 3 b, d, f) pueden provenir de la biomasa fitoplanctónica pelágica o de la micro flora del sedimento (Figura 3 a, c, d). La cual podría ser hasta 4 veces mayor como lo observó Walsh *et al.* (2003) en la zona somera de la Plataforma del Oeste de la Florida.

Las estimaciones de PP no coinciden con los valores reportados por Furnas y Smayda (1987); Merino *et al.* (1997) quienes reportan 300 y 2,300 mg C m⁻² día⁻¹, en la zona. Se obtuvieron valores más cercanos a los reportados por Licea y Santoyo (1991) en la zona de Golfo de México, quien describe 101.9 mg C m⁻² día⁻¹ considerando solo el microfitoplancton. En el lado del Pacífico cerca de Cabo Corrientes (López-Sandoval *et al.*, 2009) describen un valor máximo de Cla-a <2 m m⁻³ con PP de 106 a 637 mg C m⁻² día⁻¹, con una media de 361 mg C m⁻² día⁻¹, se considera una zona de mayor productividad que la de Yucatán por lo que se puede considerar como una referencia para el presente resultado.

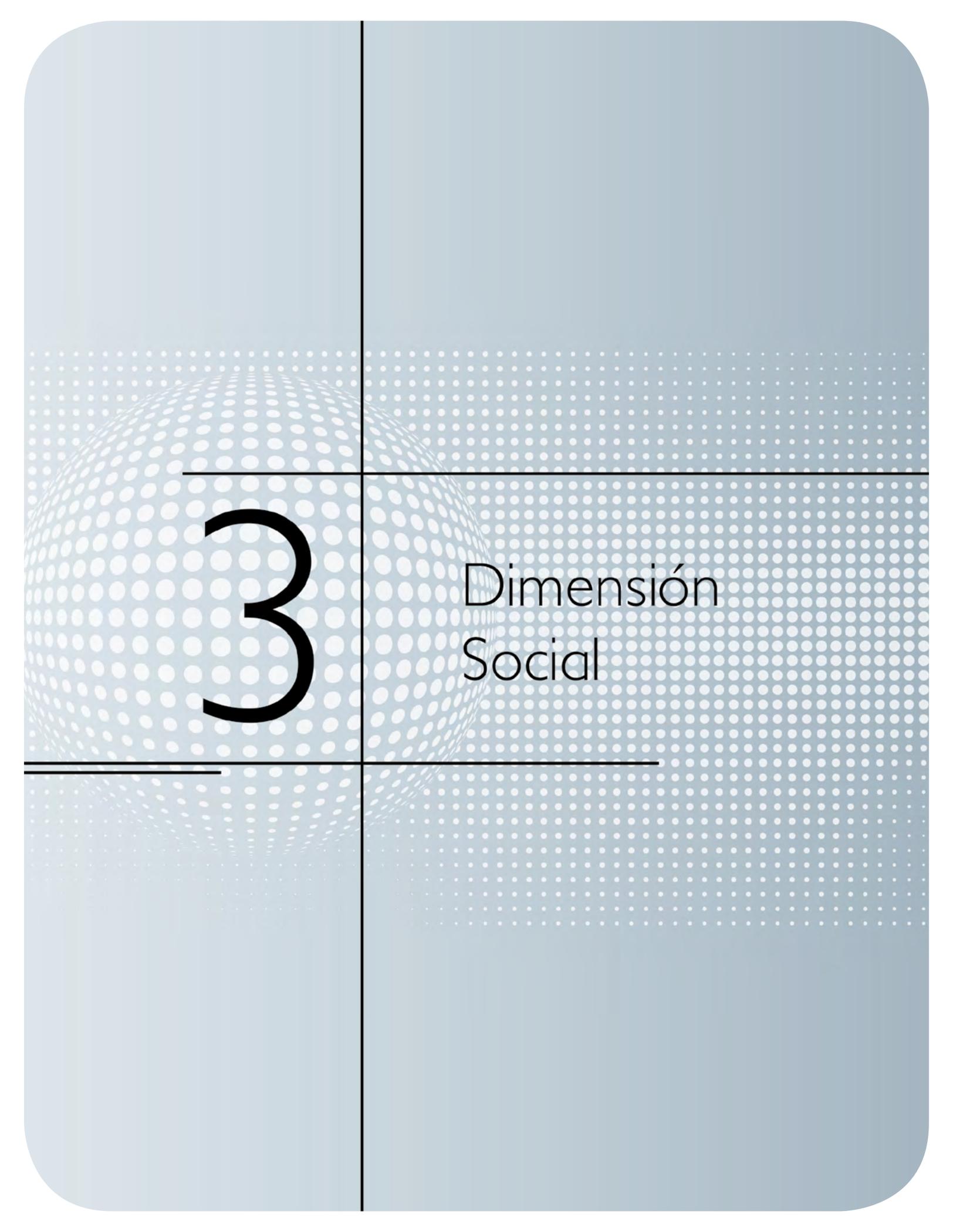
Conclusiones

Los resultados son considerados equivalencias descriptoras de flujo de C dentro la red trófica. El año 2009 presentó el mayor valor promedio de C (584 μmol l⁻¹) para uso metabólico. Los stocks de C fitoplanctónico dependen de los aportes de nutrientes provenientes del agua de surgencia. Se estimó una presentó una tasa promedio de PP de 59.2 y 85.7 mgC⁻¹ m⁻² día⁻¹, en la zona de Cabo Catoche.

Bibliografía

- Camacho-Ibar V. F., M. Hernandez-Ayon, E. Santamaría –del Angel, L. W. Daesslé-Heuser, J. A. Zertuche-González. 2007. Relación de las surgencias con los stocks de carbono en Bahía San Quintín, una laguna costera del NW de México.
- Cárdenas-Palomo N., J. Herrera-Silveira, I. Velazquez-Abunader, O. Reyes, U. Ordoñez. Distribution and feeding habitat characterization of whale shark (*Rhincodon typus*) in a protected area in the Caribbean Sea. Sometido en J. of Fish Biology. En proceso.
- Falkowski P., R. Barber, V. Smetacek. 1998. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. Science 281:200-206.
- Falkowski P., R. J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Högberg, S. Linder, F. T. Mackenzie, B. Moore III, T. Pedersen, Rosenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek, W. Steffen. 2000. The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System Science 290:291-296.
- Furnas M., T. Smayda 1987. Inputs of subthermocline waters and nitrate onto the Campeche Bank. Continental Shelf Research 7:161-175.
- Licea S., H. Santoyo. 1991. Algunas Características Ecológicas del Fitoplancton de la Región Central de la Bahía de Campeche. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
- López-Sandoval D. C., J. R. Lara-Lara, M. F. Lavín, S. Álvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro. 2009. Productividad primaria en el Pacífico oriental tropical adyacente a Cabo Corrientes, México.
- Merino I. M. 1992. Afloramiento en la Plataforma de Yucatán. Estructura y Fertilización. Tesis de Doctorado. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Mimila-Herrera E. 2013. Cambios en la estructura de tallas de la comunidad planctónica, asociados al fenómeno de surgencia en Cabo Catoche, Quintana Roo, México. Tesis de Maestría CINVESTAV-IPN.
- Ramirez-Macias D., M. Meekan, R. de la Parra-Venegas, F. Remolina-Suarez, M. Trigo-Mendoza, R. Vazquez-Juarez. 2012. Patterns in composition, abundance and scarring of whale sharks *Rhincodon typus* near Holbox Island, Mexico. *Journal of Fish Biology* 80:1401–1416.
- Reyes-Mendoza O., I Marino-Tapia, J. Herrera-Silveira, N. Cárdenas-Palomo, G. Ruiz. 2013. Oceanographic implications of the Cabo Catoche (Northeast Yucatan) upwelling and its effects on the coastal ecosystem. En *Proceedings AGU Meeting of Americas*.
- Sakshaug E., A. Bricaud, P. Dyonneau, G. Falkowski, D. A. Kiefer, L. Legendre, A. Morel, J. Parslow, M. Takahashi. 1997. Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation of results. *J. Plankton Res.* 19:1637-1670.
- Strickland J. D. H., T. R. Parsons. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167 (Second Edition). 310 pp.
- Walsh J. J., R. H. Weisberg, D. A Dieterle, R. Y. He, B. P. Darrow, J. K. Jolliff, K. Lester, G. Vargo, G. J. Kirkpatrick, K. A. Fanning, T. T. Sutton, A. E. Jochens, D. C Biggs, B. Nababan, Hu Chuanmin, F. E. Muller-Karger. 2003. *Phytoplankton Response to Intrusions of Slope Water on the West Florida Shelf: Models and Observations*. Marine Science Faculty Publications. 18 pp.
- Troccoli L., J. Herrera-Silveira, F. A. Comín. 2004. Structural variations of phytoplankton in the coastal seas of Yucatan, Mexico. *Hydrobiologia* 519: 85–102.

The image features a light blue background with a grid of thin black lines. A large, bold black number '3' is positioned on the left side. Behind the number and extending across the middle of the image is a sphere composed of a grid of small white dots, creating a 3D effect. The sphere is centered horizontally and partially overlaps the grid lines.

3

Dimensión
Social



3.1 Carbono y microcuencas de montaña en el Altiplano Occidental de Guatemala: Elementos para directriz de investigación

Ordoñez-Morales Cesar E.¹

¹Profesor de la Maestría en Gestión Social para el Desarrollo Local, FLACSO, Guatemala, Investigador visitante del Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula, Chiapas, México. Autor para correspondencia: ceom@intelnet.net.gt

Resumen

En el Altiplano Occidental de Guatemala, se localiza un conjunto de territorios que en este escrito se denominan *microcuencas de montaña*, en donde se encuentran comunidades pertenecientes a diferentes pueblos mayas cuyas familias sobreviven mediante diversas estrategias. Dichos territorios alimentan aguas abajo, cuencas hidrográficas internacionales compartidas con México. Pese a ese papel estratégico para desarrollo sustentable regional, nacional e internacional, su población sobrevive en condiciones de pobreza y extrema pobreza³, a la vez que es notable el deterioro de los recursos naturales. Se presenta en este trabajo elementos para proponer una directriz de investigación, orientada a establecer las características de las estrategias de sobrevivencia de las familias rurales y también, examinar bajo qué condiciones las modalidades actuales o potenciales de gestión de recursos hídricos, podrían producir efectos favorables y compatibles para: a) la conservación de recursos naturales hídricos y b) la mejora los ingresos de familias rurales pobres. En esa dirección se propone examinar la posible relación entre almacenes y flujos asociados a gases de efecto invernadero que puedan ser equivalentes a captura de CO₂, su utilidad para la gestión de microcuencas de montaña, que además de la conservación de los recursos hídricos, potencie los ingresos y otros activos de las familias pobres que en ellas se encuentran. A la vez argumentar sobre la importante necesidad de la cooperación binacional de largo plazo, e inversión para desarrollar dichos procesos en las cuencas compartidas de ríos internacionales, Guatemala-México.

Palabras clave: carbono y microcuencas de montaña, pobreza y carbono, cuencas hidrográficas internacionales.

Abstract

A set of territories, which for this project will be called *mountain micro basins*, is located in Guatemala's western highland, where different Mayan group communities survive by different strategies. These lands feed other bodies of water and international drainage basins shared with Mexico, located down below. Despite this strategic role in the national and international sustainable development, their population survives in conditions of poverty and extreme poverty. In addition, the deterioration of the natural resources is noticeable. This paper show elements to propose a directive for establishing research explore the characteristics of the survival strategies or these rural families and also, to examine under what conditions the current modes or hydric resources could have favorable and compatible effects to: a) conservation of the hydric natural resources and b) improvement of poor, rural families' incomes. In this regards, the proposal is to examine a possible relation between, the storage

³ El Índice de Desarrollo Humano por Departamentos del Altiplano Occidental en el 2006, se encontraba en el rango de 0.614 en el Departamento Sololá y 0.696 en el Departamento Quetzaltenango, datos inferiores al índice nacional que fue de 0.702. (PNUD, 2010).

and flows associated with the greenhouse effect gases, which could lead to CO₂ trapping, its use for the mountain micro basins arrangement, which, besides hydric resource conservation, maximizes sources of income to the families which live in these lands.

Keywords: carbon and mountain micro basins, poverty and carbon, international river basins.

Introducción

En el territorio guatemalteco se encuentran tres vertientes hídricas que comprenden, cada una, varias cuencas: la vertiente del Pacífico⁴, la vertiente del Golfo de México y la Vertiente del Caribe. En la primera vertiente existe el río fronterizo Suchiate y el río derivativo Coatán. En la vertiente del Golfo de México, existe una amplia red hidrográfica de las cuencas altas del río Grijalva, del río fronterizo Usumacinta y del río chiapaneco denominado Lacantún, afluente del Usumacinta. Esta vertiente del Golfo de México, presenta microcuencas en varias regiones, incluyendo la ladera norte de la Sierra Madre, que es parte del Altiplano Occidental de Guatemala y que alimenta al río Cuilco uno de los ríos guatemaltecos que forman el río Grijalva. Una importante proporción del territorio rural de la región Altiplano Occidental, localizado en altitudes por arriba del límite de la caficultura (1800 m s.n.m.), se les denomina en este escrito “Microcuencas de Montaña”. La existencia y la dinámica de atomización del minifundio en la región, deviene de aspectos históricos relacionados con la concentración de la tierra desde el período colonial (Martínez-Severo, 1994), la conformación del modelo socioeconómico primario exportador, el surgimiento y expansión de la caficultura latifundista en regiones vecinas guatemaltecas y chiapanecas, desde el último tercio del siglo XIX y el papel pasado y actual, del Altiplano en el abasto de mano de obra, a que fueron sometidos los pueblos mayas (Ordoñez, 1975). Los diferentes modelos de desarrollo transcurridos durante el siglo XX y primeros años del siglo XXI (PNUD, 2010) no han cambiado sustancialmente esta situación. La heterogeneidad estructural así surgida se mantiene, matizada por otros fenómenos recientes como la migración rural a Estados Unidos y México, ambos integrantes del bloque TLCAN (Tratado de libre comercio de América del Norte) en cuya frontera sur se localiza la región Altiplano Occidental. En la región se incrementa la densidad de población rural en condiciones de pobreza que habita en localidades de diferente tamaño, localizadas en microcuencas de una red hídrica que alimenta los ríos que transcurren hacia la vertiente del océano Pacífico. Al nor-occidente de la región transcurre parte de la red hidrológica de la vertiente del Golfo de México que abarca cerca de la mitad del territorio guatemalteco. Esta última vertiente integra en esta y otras regiones una compleja red hídrica en tierras altas, laderas de las sierras y tierras bajas correspondientes a los ríos internacionales: Grijalva y Usumacinta. En este escrito se sugiere iniciar una directriz de investigación que aborde esta problemática, con fines de indagar las posibilidades e importancia de incluir los procesos diversos relacionados con el carbono, e investigar microcuencas de montaña de los ríos internacionales, para la gestión integrada de los recursos hídricos, atender la problemática: contaminación, riesgo y vulnerabilidad ante el cambio climático, a la vez que la reducción de la pobreza, problema para lo que es deseable la cooperación entre México y Guatemala.

⁴ La vertiente del Océano Pacífico tiene 24,237 Kilómetros cuadrados (Km²) de superficie, que equivale al 22% del total del país, en ella se localizan solamente dos cuencas internacionales Guatemala-México, siendo el río más importante el río fronterizo Suchiate que presenta un caudal de 28 metros cúbicos por segundo. La vertiente del Golfo de México tiene 50,852 km², el 47% del total del país, con 10 cuencas, siendo más importante la del río fronterizo Usumacinta, con un caudal estimado en 1372 metros cúbico por segundo. (Universidad Rafael Landívar e Instituto de Incidencia Ambiental, 2005). En la vertiente del Caribe, no existen ríos internacionales Guatemala-México.



Materiales y métodos

El Altiplano Occidental es la región situada en la Sierra Madre Occidental de Guatemala, se localiza aproximadamente entre los paralelos 14°30' y 15°25' latitud norte y los meridianos 90° 45' y 92°10' longitud Oeste. Limita con las regiones Soconusco y Sierra Madre de Chiapas México, Costa Sur, Altiplano Central y Altiplano Noroccidental de Guatemala (Ordoñez, 1997). En esta región existen microcuencas de montaña que son parte de las cuencas de los ríos internacionales Coatán, Suchiate y Cuilco (Grijalva). Incluye los Departamentos San Marcos, Quetzaltenango, Totonicapán, Sololá. Se presenta brevemente, resultados de una investigación reciente (Ordoñez, 2013) en dos microcuencas de esta región, para mostrar algunas características básicas de las microcuencas, las estrategias de reproducción de las familias y relaciones económicas transfronterizas, con diverso estímulo económico para su gestión. La metodología aplicada fue el análisis de los medios de vida de las familias (Chambers y Conway, 1991; Stewart y Crowley, 2005) y otras metodologías complementarias, utilizadas a diferentes escalas de su estudio.

Resultados y discusión

Elementos para proponer una directriz de investigación

Continuidad geográfica e importancia de los ríos internacionales

Las principales sierras guatemaltecas en donde se ubica la red hidrológica en tierras altas son: la Sierra Madre y la Sierra de los Cuchumatanes, ambas se internan en territorio mexicano, la primera tienen continuidad geográfica con la Sierra Madre de Chiapas y la segunda con el macizo de los Altos de Chiapas. Los ríos internacionales, son muy importantes en México por diversos usos reales y potenciales: energético, riego para la producción agropecuaria, abasto de agua para consumo, turismo y navegación fluvial, el riesgo continuo de desastres con repercusiones en pueblos, ciudades y otros.

Breve caracterización de las microcuencas

Lo que en este escrito se denomina “microcuencas de montaña”, se refiere a las que se localizan en los altiplanos y laderas de la sierras y volcanes, con altitudes comprendidas entre los 1800-4200 m s.n.m. (cima del volcán Tajumulco en el Departamento San Marcos), en donde las precipitaciones anuales se encuentran entre los 1000-3000 milímetros al año. Datos obtenidos en la investigación citada en apartado de materiales y métodos, explican que se trata de territorios relativamente pequeños en superficie y en consecuencia pequeña cantidad de comunidades, con diferentes densidades demográficas y diferencias en la antigüedad de su fundación, (Cuadro 1). La vulnerabilidad y el riesgo en las microcuencas, destaca ante problemas relacionados con: la precipitación, la fisiografía y la pendiente, el crecimiento demográfico, el incremento numérico de comunidades y la dispersión territorial de la población. Con ello la expansión de la frontera agrícola, la creciente demanda de leña, madera, materia orgánica, la ampliación territorial de la pobreza y el deterioro de bosques, suelos, agua. Tales procesos, se hacen sumamente notorios cuando ocurren tormentas fuertes⁵ o huracanes.

⁵ En los últimos años la región ha experimentado varios desastres causados por tormentas y huracanes, con efectos negativos por inundaciones, en la ciudad de Tapachula por el río Coatán, las poblaciones gemelas ribereñas, la infraestructura de puentes y aduanales, las variaciones del curso del río Suchiate en la frontera y las inundaciones en Chiapas y Tabasco por el río Grijalva.

La población en condiciones de pobreza del Altiplano Occidental se expande en las microcuencas de montaña. Alimenta esta tendencia procesos antes mencionados, más los aspectos estructurales que impiden el acceso a la tierra en otras regiones, la dinámica de desempleo que genera el insuficiente crecimiento económico en el segmento moderno de la economía guatemalteca y la exclusión del segmento tradicional en el modelo económico. Dicha expansión ha afectado ecosistemas de pino-encino y bosques de nubliselva⁶. Se incrementa con ello el deterioro del suelo.

Cuadro 1. Características básicas de dos microcuencas fronterizas. Departamento San Marcos. Altiplano Occidental de Guatemala, 2012

Variables	Río Coatán Municipio Tacaná	Río Suchiate Municipio Sibinal
Microcuenca	Río Tojcheche	Río Lajas
Superficie en Kilómetros Cuadrados	14	21
Cantidad de comunidades	12	06
Densidad Demográfica. Habitantes/Km2	442	56
Precipitación anual. Milímetros	1000	3000
Diferencias en masa boscosa	Pino- Encino bastante deteriorada	Nubliselva buen grado de conservación
Aprovechamiento de biomasa seca	Uso para abonos orgánicos	Se utiliza mezclada con estiércoles de animales.
Una comunidad representativa para identificar estrategias familiares de sobrevivencia	CHIQUILAU	TONINÁ
Familias dedicadas a la agricultura y tipo de agricultura	23%. Agricultura de subsistencia	100% Agricultura pequeño mercantil
Actividad principal	82% concurre a mercado de trabajo en regiones fronterizas mexicanas	84% vende al menudeo hortalizas, flores, animales en la región mexicana vecina.
Recibe remesas EU	37% familias	0 Familias
Extrae arena de río para vender	7% familias	0 familias
Recibía transferencias condicionadas de programa social del gobierno	47% familias	10% familias
Otras actividades que generan ingresos	0	Atención a flujo de turistas que escalan al Volcán Tacaná. Empleo temporal en actividades de conservación en la biosfera del volcán Tacaná

Fuente: Ordoñez, 2013. Investigación de campo realizada por en el 2010.

Por otra parte, las microcuencas expresan los siguientes atributos: permiten analizar a lo largo de la cuenca de un río las homogeneidades y diferencias: medioambientales, demográficas y

⁶ Los bosques de pino-encino, se encuentran en el 27.1% de la superficie de Guatemala, presentan diversas asociaciones de pinos y encino que dan soporte a un diversidad de bromelias, líquenes, musgos, helechos, epifitas, especialmente orquídeas. Es un hábitat importante para ciertas especies de aves e insectos que migran entre altas y bajas altitudes a lo largo del año. Los bosques montanos cubren el 5.4% de la superficie guatemalteca. Estos bosques se presentan en parches aislados, en una especie de mosaico, debido a la altitud en la que se desarrollan. El clima de estos bosques es extremadamente húmedo y con neblina casi siempre presente, razón por la cual son asociados fácilmente con los bosques nubosos. (Universidad Rafael Landívar e Instituto de Incidencia Ambiental, 2006).



socioeconómicas, la especificidad de los actores, culturas y organización social, otros aspectos que favorecen la participación de la población, establecer el potencial de cada territorio, las posibilidades para la planificación territorial sustentable y participativa a escala municipal, en el manejo y gestión de las cuencas.

Conflictividad ante nuevas tendencias

La problemática rural agraria también se expresa por la preocupación y oposición de los pueblos maya, a la modalidad exógena de crecimiento, mediante macroproyectos de minería a cielo abierto, los proyectos hidroeléctricos y otras expresiones de lo que algunos autores denominan modelo extractivista, basado en atracción de inversión extranjera directa, que avanza en territorios rurales. Considerando a estas inversiones como expresión y amenaza de un despojo moderno de sus territorios, los pueblos mayas resisten al modelo de crecimiento extractivo que emerge con fuerza por el interés del capital transnacional, apoyado por una política del Estado de entrega de los recursos naturales.

Potencialidad de la cooperación transfronteriza

Entonces el conjunto de las redes hidrológicas significa una relación geográfica y de recursos hídricos compartidos, para ambos países. Lo anterior denota la necesidad que justifica utilizar el potencial de la cooperación entre ambos países que tendría repercusiones favorables para la población, los ecosistemas regionales y la economía de ambos lados de la frontera, aspectos que además tienen perspectiva global.

Por ello se hace necesario mayor interés político-económico y apoyo a la investigación científica, en la que debe tener prioridad las diversas problemáticas relacionados con el carbono, por lo que corresponde a sus características, tendencias y potencialidades de generar recursos económicos, para financiar procesos de reducción de la pobreza, mediante el vincular, en gran magnitud, el trabajo remunerado de la población rural a los procesos de manejo, gestión de las cuencas para recuperar el deterioro de los ecosistemas y los recursos hídricos.

Los riesgos y amenazas en materia de desastres son también aspectos comunes que relacionan los intereses de ambos países, necesarios de abordar en materia de cooperación fronteriza ante el cambio climático, ya que Guatemala se encuentra entre países con mayor riesgo, a nivel mundial (CEPAL-DEFID-DANIDA, 2011⁷).

Dinámica de carbono en microcuencas de montaña. Una directriz de investigación

En cuanto al objetivo de este artículo, enfocarse en microcuencas de montaña permitiría facilitar la investigación y acción sobre los diversos aspectos relacionados con el carbono en territorios concretos y de cómo aprovechar las posibilidades de encontrar fuentes de inversión adecuada para apoyar el desarrollo sustentable. No existe investigación científica suficiente, que explique que está sucediendo con la dinámica del carbono en dichas circunstancias y cuál es su potencial como generador de recursos económicos para direccionar la atención del empleo e ingreso de los habitantes rurales, en torno al manejo y gestión de estos territorios.

⁷ “Aunque se estima que Centroamérica seguirá produciendo una mínima parte de las emisiones de GEI del planeta, ya es una de las regiones más vulnerables a sus consecuencias negativas. Las vulnerabilidades socioeconómicas históricas de Centroamérica se exacerban por su ubicación geoclimática en un istmo estrecho que sirve de puente entre dos continentes, situado entre dos sistemas oceánicos, el Pacífico y el Atlántico” (CEPAL DEFID-DANIDA, 2011).

En tales campos, existen también potencialidades para abordar relaciones de cooperación e integración fronteriza entre países y poblaciones. Guatemala y México, tienen diferente grado de avance individual, en procesos de manejo y gestión de cuencas. Pero no han expresado tener acuerdos, en perspectiva de implementar políticas, institucionalidad y recursos financieros, técnicos y de otro tipo, para atender la problemática de la gestión de los recursos hídricos y de la pobreza en las cuencas internacionales que comparten. Sin embargo han manifestado en varios momentos, interés distinto, para aprovechar el potencial hidroeléctrico de algunos ríos fronterizos especialmente el Usumacinta, lo que ha suscitado diversas oposiciones en las sociedades.

La problemática antes examinada, hace necesario investigar articulados tres procesos: a) crecimiento de la pobreza y b) deterioro de recursos naturales y c) dinámica del carbono, con el fin de encontrar a partir de sus potenciales relaciones, soluciones sinérgicas que den un sentido de sustentabilidad a todo el territorio en el que se encuentra la red hidrológica de los ríos fronterizos, al contrario de la actual tendencia que es de profundizarse el deterioro, en las microcuencas de montaña.

Conclusiones

En las microcuencas de montaña correspondientes a ríos internacionales de Guatemala y México, es un gran reto de relaciones binacionales, de esfuerzos nacionales y locales, el llevar a la práctica procesos sostenibles de gestión y manejo, con efectos favorables para reducir la pobreza y el deterioro de los recursos naturales.

Es necesario estudiar potencialidades de procesos asociados al carbono para contribuir a resolver esa necesidad, de mitigar el riesgo y la vulnerabilidad actual y potencial, derivados de rezagos históricos y del cambio climático y sus tendencias.

Las emisiones y depósitos de carbono en bosques, ecosistemas, suelos y flujos de agua en los ríos, podrían dar nuevos ejes para tales propósitos, por lo que es necesario implementar una directriz de investigación que integre diversidad de objetos de estudio relacionados con el carbono. Ello requiere acuerdos e inversiones de ambos Estados considerando varios tipos de asimetrías, lo que implica orientar la cooperación y de ser posible diseñar procesos de integración fronteriza.

Bibliografía

- CEPAL-DEFID-DANIDA. 2011. La economía del cambio climático en Centro América. Reporte técnico 2011. LC/MEX/L.1016.
- Chambers R., G. Conway. 1991. Sustainable rural livelihoods: practical concepts for the 21st century. IDS Discussion Papers. 296 pp.
- Martínez-Severo. 1994. La patria del Criollo. Ediciones en Marcha, Guatemala. 777 pp.
- Ordoñez C. E. 1975. Estructura Agraria en el Altiplano Occidental de Guatemala. Un caso: El Altiplano del Departamento de Quetzaltenango, Guatemala. Colegio de Postgraduados, México. Revista Agrociencia 29:3-16.
- Ordoñez C. E. 1997. Estudio básico del Altiplano Occidental de Guatemala. Primera edición. Editorial Los Altos. Movimiento Tzuk- Kim-Pop. Quetzaltenango, Guatemala.
- Ordoñez C. E. 2013. Cooperación en microcuencas fronterizas de Guatemala y México. Revista Análisis de la Realidad Nacional. Instituto de Problemas Nacionales. Universidad de San Carlos de Guatemala. Año 2, número 38, 16-31 de Octubre del 2013, pp. 79-98, ISSN 2227-9113, versión digital. USAC. Guatemala. Megaproyecto Fordecyt (CONACYT) No. 116306. Innovación socioambiental para el desarrollo en zonas de alta pobreza y biodiversidad de la Frontera Sur de México. Grupo Socioeconómico. IRFA-GIEZCA. 2009-2011. El colegio de la Frontera Sur, México.
- PNUD. 2010. Guatemala: hacia un Estado para el desarrollo humano. Informe nacional de desarrollo humano 2009/2010. Magna Terra. Guatemala. Fascículos Departamentales. Consultado en: <http://desarrollohumano.org.gt>. Fecha de consulta julio de 2014.
- Stewart A., E. Crowley. 2005. Guía rápida para misiones. Analizar las instituciones locales y los medios de vida. FAO. Departamento Económico y Social.



- Universidad Rafael Landívar e Instituto de Incidencia Ambiental. 2005. Síntesis del Perfil Ambiental de Guatemala. Documento técnico del Perfil Ambiental de Guatemala. URL/FCAA/IARNA & IIA.
- Universidad Rafael Landívar e Instituto de Incidencia Ambiental. 2006. Perfil Ambiental de Guatemala 2006. Tendencias y reflexiones sobre la gestión ambiental. URL/FCAA/IARNA & IIA.

3.2 Análisis de la memoria energética (*eMergía*) para la evaluación de la relación entre las emisiones de carbono y los recursos utilizados en las regiones urbanas

Vega-Azamar Ricardo E.¹; Oropeza-García Norma A.²; Romero-López Rabindranarth³; Glaus Mathias¹ y Hausler Robert¹

¹Estación de procedimientos piloto en medio ambiente, Escuela de Tecnología Superior, Universidad de Quebec, 1100, rue Notre-Dame Ouest, H3C 1K3, Montreal, Quebec, Canadá. Autor para correspondencia: ricardo-enrique.vega-azamar.1@ens.etsmtl.ca

²División de Ciencias e Ingeniería, Universidad de Quintana Roo, Boulevard Bahía s/n, C.P. 77019, Chetumal, Quintana Roo.

³Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Veracruzana, Lomas del Estadio s/n, C.P. 91000, Zona Universitaria, Xalapa, Veracruz.

Resumen

La sostenibilidad de las regiones urbanas es un factor crítico en el desarrollo de las sociedades actuales, teniendo en cuenta que es ahí donde se genera la mayor parte de las emisiones de carbono. Una dimensión importante de este concepto es la influencia que puede tener la intensidad del consumo de recursos sobre la generación de gases de efecto invernadero. El análisis o síntesis de *eMergía* (escrita con "M") constituye una metodología que proporciona nuevas oportunidades para la evaluación del componente ambiental de la sostenibilidad de las ciudades, ya que hace posible integrar los diferentes flujos, tanto naturales como humanos, que interactúan en los ambientes urbanos en una base común de comparación: el método rastrea hacia atrás en el tiempo la energía que fue utilizada para generar un producto o servicio, hasta llegar al total acumulado en equivalentes solares (Joules de *eMergía* solar, *seJ*) y propone indicadores sintéticos a partir de flujos agregados (recursos renovables y no renovables, importaciones, exportaciones y residuos) para evaluar el rendimiento, la carga ambiental y la sostenibilidad, entre otros aspectos. El presente trabajo propone un indicador basado en *eMergía* para evaluar la relación entre la riqueza producida, las emisiones de carbono generadas y la tasa de utilización de recursos en una región urbana determinada sobre la base de la cuantificación y balance de sus entradas y salidas (recursos naturales utilizados, energía generada y usada, importaciones y exportaciones de materiales, bienes y productos, residuos generados, flujos monetarios, etc.).

Palabras clave: metabolismo urbano, intensidad de utilización de recursos, emisiones de carbono, síntesis de *eMergía*, indicadores basados en *eMergía*.

Abstract

Urban areas' sustainability is a critical factor in the development of modern societies, considering that they generate the majority of carbon emissions. An important environmental issue in this concept is the influence that resource consumption intensity has on the generation of greenhouse gases. *eMergy* analysis or *eMergy* synthesis (spelled with an "M") is a methodology that provides new opportunities for the assessment of cities' environmental system, as it makes possible to integrate the different flows, both natural and human, interacting in urban environments in a common basis of comparison: the method traces back in time the energy that was used to generate a product or service, until the accumulated total solar equivalent (in solar *eMergy* Joules, *seJ*) is obtained and proposes synthetic or composite indicators from aggregate flows (renewable and nonrenewable resources, imports, exports and wastes) to evaluate the system's yield, the environmental load and the environmental performance, among other parameters. This work proposes an *eMergy*-based indicator to evaluate the relationship between the produced wealth, the generated carbon emissions and the resource utilization rate in a given urban region, based on the quantification and assessment of their input-output balance (natural



resources used, energy generation and use, material imports and exports, goods and services, wastes, money flows, etc.).

Keywords: urban metabolism, resource use intensity, carbon emissions, *eMergy* synthesis, *eMergy*-based indicators.

Introducción

Desde 2007, alrededor del 50% de los habitantes del planeta viven en alguna región urbana; las tendencias actuales prevén un 10% más a acumularse hacia 2030 (UN-HABITAT, 2008). La carga ambiental que implican las tasas crecientes de consumo de recursos naturales para satisfacer las necesidades humanas y la generación de desechos es cada vez menos sostenible. Entre estos últimos se encuentran, por supuesto, las emisiones de carbono. Aunque algunos autores estiman que es probable que la proporción de emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de las regiones urbanas sean del orden de menos del 50% (Satterthwaite, 2008), otros estiman que la mayor parte de las emisiones de carbono provienen de las ciudades (UN-HABITAT, 2011), por lo que la evaluación de la evolución de estas tendencias es sin duda un punto clave en el desarrollo de nuestras sociedades. Por otro lado, además de la generación de residuos, incluyendo las emisiones atmosféricas, otro punto importante a considerar es el alto consumo de recursos que se atribuye a las zonas urbanas y su relación con la riqueza que se genera en las ciudades a través de la transformación y exportación de dichos recursos. Entender esta relación es esencial para la toma de decisiones de planificación y desarrollo urbanos y para la creación de regiones urbanas más sostenibles. Varios métodos han sido utilizados para evaluar la sostenibilidad de las zonas urbanas, de los cuales el concepto de “metabolismo urbano” se encuentra probablemente entre los más conocidos. Durante los años 90, el número de análisis de metabolismo urbano creció marcadamente, centrándose básicamente en la cuantificación de los flujos de materiales y de energía que interactúan en las regiones urbanas (Kennedy *et al.*, 2011), siendo la contabilidad del flujo de materiales (Hendricks *et al.*, 2000.), la huella ecológica (Rees y Wackernagel, 1996), y el análisis del ciclo de vida energético (Perkins *et al.*, 2009; Treloar *et al.*, 2001, entre muchos otros) los métodos que más se han utilizado para cuantificar insumos (entradas), productos y residuos (salidas) y acumulaciones (riqueza, bienestar, infraestructura, etc.) en regiones urbanas. La síntesis de *eMergy* forma parte del grupo del análisis del ciclo de vida energético y es una metodología que proviene del campo de la ingeniería de sistemas ecológicos que propone una perspectiva de sostenibilidad ambiental fuerte (Kennedy *et al.*, 2011), que trae a un primer plano el trabajo “gratuito” que lleva a cabo el medio ambiente para soportar y proporcionar los flujos de recursos tanto para el sostenimiento de la economía local, como para proveer servicios ambientales tales como la disolución y dispersión de contaminantes (Sciubba y Ulgiati, 2005). El también llamado análisis o evaluación de *eMergy* proporciona la forma de integrar los flujos de origen natural con los flujos antrópicos (flujos monetarios, empleos, entre otros) a través de una unidad común de medida, el Joule de energía equivalente solar (*seJ*), que incluye tanto el trabajo que el ambiente realiza como la calidad de los recursos utilizados: *eMergy* es “la cantidad total de energía disponible de una clase (generalmente la solar) que es directamente e indirectamente usada para generar un determinado producto o proporcionar un servicio” (Odum, 1996). La síntesis de *eMergy* es un enfoque metodológico que abre nuevas posibilidades a la evaluación de la sostenibilidad ambiental urbana (Ascione *et al.*, 2011). Esta metodología se ha aplicado exitosamente a estudios de regiones urbanas tales como Macao (Lei *et al.*, 2008), Roma (Ascione *et al.*, 2009), Beijing (Zhang *et al.*, 2011) y Montreal (Vega-Azamar *et al.*, 2013).

El presente trabajo tuvo por objetivo proponer un indicador basado en *eMergía* para evaluar la relación entre la riqueza producida, las emisiones de carbono generadas y la tasa de utilización de recursos en una región urbana determinada sobre la base de la cuantificación y balance de sus entradas y salidas (recursos naturales utilizados, energía generada y usada, importaciones y exportaciones de materiales, bienes y productos, residuos generados, flujos monetarios, etc.). En este contexto, el indicador propuesto se evaluó en cuatro ciudades reportadas en la literatura (Macao, Roma, Beijing y Montreal) para explorar su aplicabilidad en procesos de toma de decisiones en planeación urbana.

Materiales y métodos

Síntesis de eMergía

Los conceptos de transformación y calidad de la energía se introdujeron por Odum en su concepto de jerarquía de energía: todas las transformaciones de energía se pueden organizar en una jerarquía, desde la luz solar hasta la energía eléctrica, necesiéndose muchos Joules (J) de la primera para obtener un J de la segunda (Brown y Ulgiati, 2004). Uno de los conceptos clave de esta jerarquía es el del valor unitario de *eMergía* o intensidad de *eMergía*, es decir, la cantidad de *eMergía* necesaria para elaborar, por ejemplo, una unidad de producto. La *transformidad*, el valor unitario de *eMergía* más ampliamente utilizado (expresada en *seJ/J*), se define como la cantidad requerida de *seJ* para generar un J de energía disponible en la salida. La *transformidad* es un indicador de la eficiencia general de algún proceso: a valores más bajos, más eficientes las conversiones de calidad de energía (Brown y Ulgiati, 2004). Otros valores unitarios de *eMergía* frecuentemente utilizados son la *eMergía* específica o *eMergía* por unidad de masa (expresada en *seJ/g*) y la *eMergía* por flujos monetarios unitarios (expresada en *seJ/\$*). A partir de los valores unitarios de *eMergía* de la lluvia, del viento, de los combustibles fósiles, de la formación y extracción de minerales, de la producción de biomasa forestal, etc., se han estimado muchos otros valores unitarios para productos tanto de origen natural como para los hechos por el ser humano (Ascione *et al.*, 2009; Odum, 1996), generándose así una base dinámica de valores unitarios.

Una evaluación de *eMergía* comienza con el diagrama del sistema bajo análisis, incluyendo de manera agregada los principales flujos de entrada y salida de materiales, energía, dinero, empleos, salarios, etc. Una vez confeccionado el diagrama, se integra una tabla (Cuadro 1) con los datos crudos para calcular los flujos correspondientes de *eMergía*, que se obtienen a través de una multiplicación de los datos duros por los valores unitarios de *eMergía* pertinentes. Mediante esta tabla, se cuantifican los flujos agregados de *eMergía*: *eMergía* total utilizada, *eMergía* proveniente de fuentes naturales renovables y no renovables, *eMergía* proveniente de adquisiciones, compras e importaciones de bienes, productos y servicios, *eMergía* de las exportaciones, *eMergía* de los residuos, etc. Por último, a partir de los flujos agregados de *eMergía*, se calculan diversos indicadores sintéticos de desempeño ambiental y de sostenibilidad (Cuadros 2 y 3), para su interpretación final en apoyo de procesos de toma de decisiones (Brown y Ulgiati, 1997).

Estimación de las emisiones de carbono en las regiones urbanas

Para la estimación de las emisiones de carbono, se utilizó la metodología propuesta por Kennedy *et al.* (2010), que propone ecuaciones para determinar las emisiones de la electricidad, calefacción, combustibles del transporte terrestre, combustibles de procesos industriales y residuos.

**Cuadro 1.** Síntesis típico de la *eMergía* proveniente de los flujos materiales, energéticos, financieros y de residuos en una región urbana (Vega-Azamar *et al.*, 2013)

Elemento	Cantidad	Unidad	Valor unitario (se/J,J,g,\$)	<i>eMergía</i> (se/J/año)
Recursos renovables				
1 Radiación solar	2.21x10 ¹⁸	J/año	1.00	2.21x10 ¹⁸
2 Viento	1.78x10 ¹⁶	J/año	2.45x10 ⁰³	4.37x10 ¹⁹
3 Lluvia	3.59x10 ¹⁴	J/año	3.10x10 ⁰⁴	1.11x10 ¹⁹
4 Río (geopotencial)	7.84x10 ¹⁶	J/año	4.70x10 ⁰⁴	3.68x10 ²¹
5 Calor superficial	7.09x10 ¹⁴	J/año	1.07x10 ⁰⁴	7.59x10 ¹⁸
Recursos no renovables				
6 Pérdida de suelo	4.01x10 ¹⁰	g/año	2.29x10 ⁰⁹	9.17x10 ¹⁹
Importaciones				
7 Cereales	1.66x10 ¹¹	g/año	9.82x10 ⁰⁸	1.63x10 ²⁰
8 Frutas	1.48x10 ¹¹	g/año	1.23x10 ⁰⁹	1.82x10 ²⁰
9 Vegetales	2.86x10 ¹¹	g/año	5.96x10 ⁰⁹	1.70x10 ²¹
10 Carne	1.74x10 ¹¹	g/año	3.17x10 ¹⁰	5.53x10 ²¹
11 Pescado	1.73x10 ¹⁰	g/año	1.53x10 ¹¹	2.64x10 ²¹
12 Leche y lácteos	2.47x10 ¹¹	g/año	2.41x10 ¹⁰	5.94x10 ²¹
13 Huevos	1.95x10 ¹⁰	g/año	1.07x10 ¹¹	2.09x10 ²¹
14 Azúcares	6.24x10 ¹⁰	g/año	1.55x10 ⁰⁸	9.67x10 ¹⁸
15 Agua potable	6.99x10 ¹⁴	g/año	3.00x10 ⁰⁶	2.10x10 ²¹
16 Arena y grava	1.60x10 ¹³	g/año	1.68x10 ⁰⁹	2.69x10 ²²
17 Cemento Portland	7.32x10 ¹¹	g/año	2.56x10 ⁰⁹	1.87x10 ²¹
18 Asfalto	4.34x10 ¹¹	g/año	2.83x10 ⁰⁹	1.23x10 ²¹
19 Aluminio	1.88x10 ¹¹	g/año	7.76x10 ⁰⁸	1.46x10 ²⁰
20 Hierro y acero	9.99x10 ¹¹	g/año	3.27x10 ⁰⁹	3.27x10 ²¹
21 Cobre	9.62x10 ¹⁰	g/año	3.36x10 ⁰⁹	3.23x10 ²⁰
22 Madera	4.07x10 ¹²	g/año	6.48x10 ⁰⁸	2.63x10 ²¹
23 Papel	1.33x10 ¹²	g/año	4.65x10 ⁰⁹	6.18x10 ²¹
24 Papel (periódico)	1.70x10 ¹¹	g/año	8.46x10 ⁰⁹	1.44x10 ²¹
25 Vidrio	2.49x10 ¹¹	g/año	2.55x10 ⁰⁹	6.35x10 ²⁰
26 Plástico	3.86x10 ¹¹	g/año	4.54x10 ⁰⁹	1.75x10 ²¹
27 Textiles	3.67x10 ¹⁰	g/año	1.24x10 ¹¹	4.55x10 ²¹
28 Productos químicos	8.78x10 ¹¹	g/año	3.42x10 ⁰⁹	3.00x10 ²¹
29 Fertilizantes	1.29x10 ¹¹	g/año	3.99x10 ⁰⁹	5.16x10 ²⁰
30 Electricidad	1.10x10 ¹⁷	J/año	6.23x10 ⁰⁴	6.84x10 ²¹
31 Gasolina	1.47x10 ¹²	g/año	2.92x10 ⁰⁹	4.29x10 ²¹
32 Diesel	6.65x10 ¹¹	g/año	2.83x10 ⁰⁹	1.88x10 ²¹
33 Combustóleo	7.78x10 ¹¹	g/año	2.66x10 ⁰⁹	2.07x10 ²¹
34 Carbón	2.20x10 ¹⁵	J/año	4.00x10 ⁰⁴	8.78x10 ¹⁹
35 Gas natural	4.88x10 ¹⁶	J/año	4.00x10 ⁰⁴	1.95x10 ²¹
36 Gas LP	7.40x10 ¹⁰	g/año	3.11x10 ⁰⁹	2.30x10 ²⁰
37 Servicios importaciones	1.21x10 ¹⁰	\$/año	1.61x10 ¹²	1.94x10 ²²
Exportaciones				
38 Exportaciones (ingresos)	1.94x10 ¹⁰	\$/año	1.54x10 ¹²	2.99x10 ²²
39 Turismo (gastos)	2.12x10 ⁰⁹	\$/año	1.61x10 ¹²	3.41x10 ²¹
Residuos				
40 Residuos sólidos	3.89x10 ¹⁵	J/año	1.80x10 ⁰⁶	7.00x10 ²¹
41 Residuos de construcción	1.41x10 ¹¹	g/año	1.79x10 ⁰⁹	2.53x10 ²⁰
42 Aguas residuales	4.63x10 ¹⁵	J/año	6.66x10 ⁰⁵	3.08x10 ²¹

El consumo de gasolina se puede estimar mediante tres procedimientos alternativos, a partir de ventas locales de combustibles, escalando por las ventas regionales de combustible o a partir de recuentos del kilometraje recorrido por los vehículos. Esta metodología aplica una versión simplificada del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) para la estimación de las emisiones provenientes de los residuos en rellenos sanitarios.

Las emisiones de los sectores residencial, comercial e institucional provienen principalmente del consumo de energía para calefacción, iluminación y refrigeración de edificios, además de aparatos electrodomésticos. Las emisiones atribuibles a la circulación de personas y bienes forman parte del sector del transporte. El sector de los residuos puede incluir las emisiones de los rellenos sanitarios, del tratamiento de aguas residuales y de la incineración. Los flujos crudos de materiales y energía se multiplican por los coeficientes reportados por el IPCC y luego son transformados a *eMergía* a través del costo de abatimiento de los gases de efecto invernadero, de los costos de remediación de la contaminación atmosférica y de los costos de mitigación del cambio climático.

Índice propuesto e interpretación de los indicadores utilizados

La *eMergía* total utilizada (U) fue considerada como el indicador global del soporte que el ambiente (incluido el sistema socio-económico externo) proporciona para el bienestar de los residentes y para la producción de bienes y servicios.

El análisis de *eMergía* sugiere que el dinero es una medida incompleta de la riqueza y que la *eMergía* usada para producir un servicio o producto es una mejor medida de la riqueza real, estimada a través de la relación *eMergía*-dinero (EMR) mediante el Producto Interno Bruto (PIB) de una región (Odum, 1996). El EMR es un indicador de la capacidad del dinero para adquirir *eMergía* en una región determinada: cuanto mayor sea su valor, mayor poder de compra de recursos, medidos como *eMergía*, posee la economía de una región (Zhang *et al.*, 2011). El EMR también puede ser un indicador de la eficiencia económico-ecológica, cuando se comparan las regiones: los valores más bajos de EMR se corresponden con los niveles más altos de eficiencia en el uso de la *eMergía* (Cai *et al.*, 2009.).

La *eMergía* proveniente de las emisiones de carbono se calculó a partir del costo necesario para abatir los impactos de las emisiones y del EMR correspondiente a las ciudades revisadas.

El índice de desempeño ambiental (IDA) propuesto relaciona la riqueza, medida como *eMergía*, producida por las exportaciones (EXP), la *eMergía* correspondiente a las emisiones de carbono generadas (CO_2) y la tasa de utilización de recursos (U) en una región urbana determinada:

$$IDA = \frac{EXP}{U+CO_2} \quad (1)$$

El índice es directamente proporcional a la riqueza producida e inversamente proporcional a los recursos usados y a las emisiones generadas; entre más alto es su valor, mejor es el desempeño y permite evaluar y comparar distintas regiones urbanas o evaluar el desempeño de una región en particular a lo largo del tiempo.

Resultados

Se observó el patrón general de que a mayor población-nivel de ingresos se generó una mayor *eMergía* proveniente de las emisiones de carbono (Cuadro 2). Asimismo, similar a otros estudios reportados en la literatura de evaluaciones urbanas, también se presentó un consumo más alto de recursos, medidos como *eMergía*, para la mayor poblaciones-niveles de ingresos (Cuadro 3).

Beijing, con su enorme población y la gran área que abarca, que la hace parecer más bien una ciudad-municipalidad que una ciudad, generó la mayor cantidad de *eMergía* correspondiente a las emisiones de gases de efecto invernadero (Cuadros 2 y 3), pero cuando esta *eMergía* se ponderó con la proveniente de la riqueza monetaria obtenida por las exportaciones y la correspondiente a los recursos y servicios ambientales utilizados tanto para sostener a la población como para la generar tal riqueza monetaria, a través del índice basado en *eMergía* propuesto, su desempeño ambiental fue el segundo mejor, mientras que el mejor desempeño correspondió a la altamente poblada y turística Macao. Con desempeños más discretos les siguieron Montreal y Roma, respectivamente.

Cuadro 2. Estimación del flujo de *eMergía* de las emisiones de carbono (CO_2) generadas en las ciudades revisadas, entre paréntesis, la fecha de realización del estudio

Ciudad	Combustibles (ton/año)	Electricidad (J/año)	Residuos (ton/año)	Emis. totales CO_2 (te/año)	Val. Unit. (te/seJ)	CO_2 (seJ/año)
Roma (2002)	193000	8083	1758820	80054701	1.77E+14	1.42E+21
Macao (2004)	15200	83	392312	421231	2.08E+15	8.78E+20
Beijing (2004)	3580000	24041	4719589	81980505	1.06E+15	8.72E+22
Montreal (2005)	189000	30498	1360321	18599076	1.34E+14	2.50E+21

Cuadro 3. Principales indicadores basados en *eMergía* y parámetros urbanos de las ciudades

Ciudad	Den. Pob (pers/km ²)	PIB capita (USD/per)	U_{cap} (seJ/pers* año)	ED (seJ/m ² * año)	IDA
Roma	1.97x10 ⁰³	2.72x10 ⁰⁴	5.50x10 ¹⁶	1.08x10 ¹⁴	0.20
Macao	1.69x10 ⁰⁴	2.21x10 ⁰³	5.29x10 ¹⁶	8.95x10 ¹⁴	0.71
Beijing	8.88x10 ⁰²	3.59x10 ⁰³	4.36x10 ¹⁶	3.88x10 ¹³	0.53
Montreal	3.70x10 ⁰³	4.05x10 ⁰⁴	6.25x10 ¹⁶	2.31x10 ¹⁴	0.28

Discusión

Tomando en consideración que los resultados obtenidos son preliminares y que las bases para su estimación provienen de un número limitado de estudios de caso (los estudios de metabolismo urbano a nivel de región urbana son todavía escasos), pueden observarse algunas tendencias generales, como por ejemplo, que mayores consumos de recursos, medidos como *eMergía*, se asocian tanto con mayor riqueza, medida como PIB, como con más altas cantidades de emisiones de carbono. Por su parte, las emisiones de las ciudades dependen principalmente de su base económica, de la forma urbana, es decir, la densidad y patrones de localización, de la estructura de su sistema de transporte, y del sistema de manejo de sus residuos (Bansha y Akbar, 2013).

Macao es una ciudad con una densidad poblacional atípicamente alta cuya base económica es el turismo prácticamente en su totalidad, con un buen manejo de sus residuos (Lei *et al.*, 2008). Roma también recibe importantes ingresos por concepto de turismo, sin embargo, su economía es mucho más diversificada con importantes sectores institucionales, industriales y comerciales, también con una aceptable gestión de residuos (Ascione *et al.*, 2009). Beijing es el centro cultural, político y económico de China que incluye, además del sector industrial, un sector agrícola y ganadero importante (Zhang *et al.*, 2011). La isla de Montreal es una región urbana de media a alta densidad que tiene una economía

mixta con importantes sectores industriales y de servicios, cuenta con buen sistema de transporte público y dispone de sus residuos en un relleno sanitario (Vega-Azamar *et al.*, 2013).

El cambio de la base económica de una ciudad rebasa los alcances de la toma de decisiones en planeación física urbana, por lo que la utilidad de la evaluación del indicador de ecoeficiencia propuesto vendría en otro sentido, es decir, por el momento puede darnos luz acerca de que ciudades turísticas (Macao) y muy diversificadas (Beijing) parecen tener mejores desempeños ambientales. Por su parte, la información recopilada de las ciudades revisadas, con respecto al diseño, estructura y eficiencia de su sistema de transporte, es demasiado limitada como para aventurar hipótesis, aunque no deja de ser interesante observar que una ciudad como Montreal con una cobertura importante de vehículos eléctricos de transporte público haya presentado un desempeño relativamente pobre.

En cuanto a la forma urbana, Macao y su altísima densidad poblacional, y Beijing, con la densidad más baja de las ciudades revisadas, presentaron los mejores desempeños medidos a través del *IDA*, por lo que parece que la densidad poblacional no influye tanto en la sostenibilidad regional, situación que parece coincidir con resultados obtenidos en estudios del ciclo de vida energético y de emisiones a nivel de densidades de ocupación urbana en los que se concluye que no es claro si a densidades más altas corresponden emisiones per cápita de gases de efecto invernadero más bajas, si bien sí parecen corresponderse con consumos energéticos menores (Perkins *et al.*, 2009). Por su parte, la información recopilada, con respecto al sistema de gestión de residuos, al igual que la del transporte, es muy limitada, sin embargo, la evaluación de la incidencia de los métodos de disposición y del sistema de reciclaje sobre el desempeño ambiental global es muy importante.

De cualquier manera, a pesar de las limitaciones de los datos para el cálculo del índice propuesto, lo anterior ilustra las principales potencialidades que el mismo puede aportar como herramienta de ayuda en la toma de decisiones en materia de planeación y política urbanas. Una manera de incidir directamente en la definición de la forma urbana e indirectamente en la estructura del sistema de transporte es la dosificación y localización de las áreas verdes. Estas características pueden ser evaluadas con ayuda del índice propuesto.

Un buena parte de las herramientas metodológicas de evaluación ambiental más utilizadas en la actualidad en el ámbito del desarrollo urbano tiene entre sus productos principales, la generación de indicadores para su análisis y comparación como apoyo para la toma de decisiones relacionadas con la sostenibilidad urbana (Deakin y Reid, 2014). Los indicadores basados en *eMergía*, apoyados en el lenguaje universal de las leyes de la termodinámica, ponderan una visión holística, bajo una perspectiva de sostenibilidad fuerte, del sistema ambiental bajo análisis que los otros enfoques no ofrecen, lo que los hacen una herramienta complementaria ideal para otros enfoques metodológicos más tradicionales.

La metodología del análisis de *eMergía* presenta algunas limitaciones como la combinación de escalas de tiempo dispares, la representación de flujos de distinta naturaleza en términos de unidades equivalentes y problemas relacionados con la asignación de flujos que se subdividen, si bien tales debilidades son compartidas por otras herramientas como el análisis de ciclo de vida, y por otro lado cierta incertidumbre proveniente de los valores unitarios, aunque los valores obtenidos de promedios de los publicados en el literatura no difieren significativamente de los calculados para los estudios de casos específicos (Hau y Bakshi, 2004). Por su parte, la estimación de los flujos que interactúan en las regiones urbanas, a partir de los cuales se calculan las emisiones de carbono, no necesariamente siguen un protocolo rígido y, además, hay otras emisiones correspondientes a flujos que se consumen pero no se contabilizan en los inventarios (las contenidas en alimentos, materiales de construcción, etc.), por lo que las emisiones reportadas pueden estar por debajo de los valores reales (Kennedy *et al.*, 2012; Satterthwaite, 2008; Dodman, 2009).

Conclusiones

El trabajo ilustra la propuesta de un indicador basado en *eMergía* que mide la ecoeficiencia regional en zonas urbanas. El índice propuesto es directamente proporcional a la *eMergía* de las exportaciones e inversamente proporcional a la *eMergía* de los recursos usados y de las emisiones de carbono. De esta manera, el índice considera como aspecto positivo a la riqueza real (*eMergía*) que ingresa proveniente de la exportación de productos, bienes y servicios generados en la región urbana a la economía global y como aspectos negativos al alto consumo de recursos y a la alta generación de emisiones de carbono.

El índice proporciona una medida relativa de la sostenibilidad a largo plazo de las regiones urbanas que es de gran utilidad en procesos de toma de decisiones en materia de planeación y desarrollo urbanos, como complemento a otras herramientas de apoyo tradicionalmente utilizadas tales como el análisis de costo-beneficio, el análisis multicriterio y otros enfoques de contabilidad ambiental como la huella ecológica, el análisis de ciclo de vida energético y la contabilidad de flujos de materiales, entre otros.

Una manera de incidir directamente en parámetros de planeación urbana es la dosificación y localización de las áreas verdes, características que pueden ser evaluadas con ayuda del índice propuesto, con lo que es posible influenciar la forma urbana y la configuración de la red del sistema de transporte. También, puede evaluarse la aptitud de los predios urbanos que formen parte de esquemas de reciclaje del espacio urbano, tomando en consideración que éste se encuentra entre las soluciones más prácticas para disminuir la contaminación ambiental y proteger los recursos limitados, especialmente en las ciudades de países en desarrollo (Lalbakhsh, 2012), y puede evaluarse la pertinencia de cambios en las fuentes de generación de electricidad, de sistemas descentralizados de generación y consumo compartido de energía eléctrica o de gestión comunitaria de materiales residuales, sólo por mencionar algunas alternativas.

Por su parte, enfoques para un acercamiento hacia lo que sería una ciudad sostenible como el “crecimiento inteligente” (*smart growth*), la “ciudad verde” (*green city*), la “eco-ciudad” (*eco-city*), la “ciudad baja en carbono” (*low-carbon city*), entre otros, proporcionan principios de desarrollo y de utilización del suelo urbano, de tal forma que se promueva una mejor calidad de vida, se conserve el medio ambiente y se tenga un desarrollo económico sostenido (Liu *et al.*, 2014). Sin embargo, para verificar la ecoeficiencia de la implementación de los principios propuestos por estos enfoques (los que sean susceptibles de cuantificarse, como las mezclas de usos del suelo, la forma urbana compacta contra la extendida y la disponibilidad de una diversidad de modos de transporte) y para compararlos con otros enfoques de sostenibilidad urbana, deberán probarse a través de la metodología e indicador propuestos en el presente trabajo para conocer cuáles arrojan los mejores resultados con respecto a la sostenibilidad a largo plazo y así apoyar de una mejor forma al resto de indicadores de sostenibilidad del sistema urbano bajo estudio.

Un punto no menor de una evaluación de esta naturaleza es la inclusión de los factores determinantes de la salud como punto central de la calidad de vida, en especial, aquellos relacionados con la gestión de la dosificación y características de las áreas verdes urbanas, que es un punto sobre el cual incide directamente el ámbito de la planeación y política de desarrollo urbano. La cuestión de cómo exactamente el espacio verde urbano promueve la salud está empezando hoy en día a ser más rigurosamente examinada, ayudando a introducir y consolidar la idea de que el espacio verde no se limita a embellecer un barrio sino que puede demostrarse que efectivamente ayuda a mejorar la salud de quienes lo rodean (Brown y Cummins, 2013), por lo que será primordial determinar las características que puedan sacar más provecho de este limitado pero valioso “recurso natural urbano”.

Para poder comenzar a construir el andamiaje necesario para llevar a cabo lo anterior, el primer reto en México, en particular, y en otros países en desarrollo, en general, es el diseño y configuración de la

base de datos de las principales ciudades del país con la información necesaria para la estimación de los flujos que interactúan en sus correspondientes regiones urbanas (que deberán actualizarse periódicamente) y el establecimiento de un protocolo metodológico que limite el grado de incertidumbre en cálculos y estimaciones, para entonces proceder a hacer las evaluaciones de la sostenibilidad de las regiones urbanas.

Bibliografía

- Ascione M., S. Bargigli, L. Campanella, S. Ulgiati. 2011. Exploring an urban system's dependence on the environment as a source and a sink: the city of Rome (Italy) across space and time scales. *ChemSusChem* 4:613-627.
- Ascione M., L. Campanella, F. Cherubini, S. Ulgiati. 2009. Environmental driving forces of urban growth and development. An emergy-based assessment of the city of Rome, Italy. *Landscape and Urban Planning* 93:238-249.
- Bansha H., S. Akbar. 2013. Greenhouse gas emission reduction option for cities: Finding the "Coincidence of Agendas" between local priorities and climate change mitigation objectives. *Habitat International* 38:100-105.
- Brown M. T., S. Ulgiati. 1997. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology towards environmentally sound innovation. *Ecological Engineering* 9:51-69.
- Brown M. T., S. Ulgiati. 2004. Emergy analysis and environmental accounting *In: Cleveland, C. J. (Eds.), Encyclopedia of Energy, Elsevier Academic, Oxford.* pp. 329-354.
- Brown T., S. Cummins. 2013. Intervening in health: The place of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 18:59-61.
- Cai Z. F., L. X. Zhang, B. Zhang, Z. M. Chen. 2009. Emergy-based analysis of Beijing-Tianjin-Tangshan region in China. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation* 14:4319-4331.
- Deakin M., A. Reid. 2014. Sustainable urban development: Use of the environmental assessment methods. *Environment and Urbanization* 21:185-201.
- Dodman D. 2009. Blaming cities for climate change? An analysis of urban greenhouse emissions inventories. *Local Environment* 5:311-328.
- Hau J. L., B. R. Bakshi. 2004. Promise and problems of emergy analysis. *Ecological Modelling* 178:215-225.
- Hendricks C., R. Obernosterer, D. Müller, S. Kytzia, P. Baccini, P. H. Brunner. 2000. Material Flow Analysis: A tool to support environmental policy decision making. Case studies on the city of Vienna and the Swiss lowlands. *Local Environment* 5:311-328.
- Kennedy C., S. Demoullin, E. Mohareb. 2012. Cities reducing their greenhouse gas emissions. *Energy Policy* 49:774-777.
- Kennedy C., S. Pincetl, P. Bunje. 2011. The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design. *Environmental Pollution* 159:1965-1973.
- Kennedy C., J. Steinberger, B. Gasson, Y. Hansen, T. Hillman, M. Havránek, D. Pataki, A. Phungsilp, A. Ramaswami, G. Villalba. 2010. Methodology for inventorying greenhouse gas emissions from global cities. *Energy Policy* 38:4828-4837.
- Lalbahsh E. 2012. The impact of recycling urban space in sustainable development in developing countries. *Procedia APCBEE* 1:331-334.
- Lei K., Z. Wang, S. Ton. 2008. Holistic emergy analysis of Macao. *Ecological Engineering* 32:30-43.
- Liu H., G. Zhou, R. Wennersten, B. Frostell. 2014. Analysis of sustainable urban development approaches in China. *Habitat International* 41:24-32.
- Odum H. T. 1996. *Environmental accounting: Emergy and environmental decision making*. First ed., John Wiley, New York. 370 pp.
- Perkins A., S. Hamnett, S. Pullen, R. Zito, D. Trebilcock. 2009. Transport, Housing and Urban Form: The Life Cycle Energy Consumption and Emissions of City Centre Apartments Compared with Suburban Dwellings. *Urban Policy and Research* 27:377-396.
- Rees W., M. Wackernagel. 1996. Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable - and why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review* 16:223-248.
- Satterthwaite D. 2008. Cities' contribution to global warming: notes on the allocation of greenhouse gas emissions. *Environment and Urbanisation* 20:539-549.
- Sciubba E., S. Ulgiati. 2005. Emergy and exergy analyses: Complementary methods or irreducible ideological opinions? *Energy* 30:1953-1988.
- Treloar G. J., P. E. D. Love, G. D. Holt. 2001. Using national input-output data for embodied energy analysis of individual residential buildings. *Construction Management and Economics* 19:49-61.



- UN-HABITAT. 2008. United Nations Human Settlements Programme. State of World Cities 2008/2009, Harmonious cities. 1st ed. United Kingdom; United States of America: Earthscan Publications Ltd. 259 pp.
- UN-HABITAT. 2011. United Nations Human Settlements Programme. Cities and Climate Change: Global Report on Human Settlements 2011. 1st ed. United Kingdom; United States of America: Earthscan Publications Ltd. 279 pp.
- Vega-Azamar R. E., M. Glaus, R. Hausler, N. A. Oropeza-García, R. Romero-López. 2013. An emergy analysis for urban environmental sustainability assessment, the Island of Montreal, Canada. *Landscape and Urban Planning* 118:18-28.
- Zhang Y., Z. Yang, G. Liu, X. Yu. 2011. Emergy analysis of the urban metabolism of Beijing. *Ecological Modelling* 222:2377-2384.

3.3 ¿Es suficiente evaluar “datos de actividad x factores de emisión = emisiones” en mecanismos tipo REDD+ o RETUS?

Paz Fernando¹

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, 56230, México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

En el desarrollo de sistemas de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) de los esquemas REDD+ o RETUS los países se han enfocado en la obtención de información relacionada con datos de actividad (usos del suelo) y factores de emisión (densidades de carbono) para poder realizar estimaciones de emisiones de gases efecto invernadero (GEI). Independientemente del problema asociado al desacoplamiento temporal (descomposición, transferencia, asimilación) entre los datos de actividad (uso de sensores remotos) y los factores de emisión (inventarios forestales), aun cuando sea posible realizar esta tarea en forma confiable, las emisiones evaluadas no son suficientes para la implementación de REDD+ o RETUS, dado que para un uso del suelo particular puede existir un gran número de acciones de intervención (ganancias y pérdidas de carbono) con resultados muy diferentes. Esto es más crítico cuando los países enfatizan el uso de inventarios forestales (no del carbono) que están diseñados con otra lógica y objetivos; aunque se han expandido para incluir estimaciones de factores de emisión de los almacenes de carbono del IPCC. Las estimaciones así realizadas están sesgadas y no reflejan la dinámica de cambios en un paisaje y si estas densidades de carbono se acoplan a datos de actividad estimados con sensores remotos, los resultados son poco válidos para implementar esquemas de compensación como los discutidos. Para poder estar en condiciones de contar con información confiable y necesaria, es necesario el rediseño de las estrategias implementadas actualmente en los sistemas MRV, generando información complementaria necesaria para caracterizar dinámicas del carbono a partir de los inventarios forestales.

Palabras clave: desacoplamiento temporal, sensores remotos, inventarios forestales, sistemas MRV

Introducción

Las estimaciones de gases efecto invernadero (GEI), de acuerdo al IPCC (1997), sigue una lógica de desagregación de sus factores: datos de actividad (mapas de uso del suelo) y factores de emisión (densidades de carbono). Al multiplicar datos de actividad (has) por factores de emisión ($t\ CO_2\ ha^{-1}$) se obtienen las emisiones ($t\ CO_2$). Los mecanismos REDD+ (reducción de emisión por deforestación y degradación forestal evitada, más conservación, incremento de almacenes de carbono y manejo forestal sustentable) y RETUS (reducción de emisiones de todos los usos del suelo) (Paz, 2012b) plantean compensaciones financieras por evitar emitir CO_2 o capturarlo. REDD+ y RETUS requieren de estimaciones de carbono, bajo el esquema del IPCC. Un problema intrínseco de las estimaciones de carbono es el desacoplamiento de escala y tiempo entre los datos de actividad y los factores de emisión. En relación a datos de actividad generalmente se ha planteado el uso de sensores remotos para generar mapas de usos del suelo, a resoluciones espaciales menores a una hectárea. Independientemente de la viabilidad de esta estrategia y la escala de operación usada, el uso de sistemas de clasificación de la vegetación y uso del suelo diseñados con otras intenciones diferentes de los inventarios del carbono restringe su uso operativo. En México, el INEGI (1997) utiliza un sistema de clasificación jerárquico basado en la estructura y composición florística de la vegetación, el cual está planteado para su

simplificación usando sensores remotos. Por otro lado, el inventario nacional forestal y de suelos (INFyS) de la CONAFOR (Comisión Nacional Forestal) ha realizado mediciones de los diferentes almacenes del carbono del IPCC (1997): biomasa aérea viva, carbono orgánico de los suelos, mantillo y material muerto sobre superficie, permitiendo obtener factores de emisión de las clases de usos del suelo y vegetación del INEGI. Así, usando los mapas de uso del suelo y vegetación del INEGI y las densidades del carbono asociadas estimadas del INFyS, parece ser que el problema de estimación de emisiones de CO₂ está resuelto. En este trabajo se revisa la hipótesis implícita de acoplamiento de escalas espaciales y temporales en la estimación de emisiones para los mecanismos REDD+ y RETUS usando la base de datos de densidades de carbono del estudio de factibilidad realizado en Chiapas (Paz, 2012a).

Modelos de la dinámica del carbono en Chiapas

En los mecanismos REDD+ y RETUS la estimación de emisiones que importa es la asociada a cambios de usos del suelo, tanto bruscos (*e.g.* deforestación) como graduales (*e.g.* degradación), por lo que es necesario el desarrollo de modelos de la dinámica del carbono, que reflejen las ganancias y pérdidas en el tiempo al implementar acciones de intervención a nivel local. Los modelos deben considerar tiempos de paso anuales y periodos de al menos 30 años (vigencia máxima de contratos con ejidos y comunidades). Una forma simplificada de modelos son los METs (Modelos de Estados y Transiciones) (Paz, 2009; Covalada, 2010, Covalada *et al.*, 2012a y b), que capturan la dinámica temporal del carbono asociada a un cambio del Estado Inicial al Estado Final (Paz, 2012). Los estados en los METs son los usos del suelo y vegetación de los datos de actividad. Las transiciones de un estado inicial al final pueden ser debido a diferentes motores o causas subyacentes (Covalada *et al.*, 2012a y b). Como ejemplo de un MET en Chiapas, la Figura 1 (Covalada *et al.*, 2012a y b; Paz, 2012a) muestra el MET para la región Montañas del Norte, dentro del modelo se presenta el bosque mesófilo y debajo los bosques de pino, encino y pino-encino, que ocuparían el mismo lugar que los bosques mesófilos en el modelo, considerando que bajo los bosques de pino y pino-encino no se establecerían cafetales. En el Cuadro 1 se muestra el significado de las abreviaciones utilizadas en el MET de la Figura 1. La ventaja de utilizar METs es que estos solo requieren del conocimiento del carbono de los almacenes de la vegetación y suelo, en condiciones de equilibrio y los tiempos necesarios de paso de un estado al otro para parametrizarlos (Paz, 2012a). Este tipo de información generalmente está disponible de estudios científicos o de inventarios forestales.

Los METs capturan, en forma simple y operativa, la dinámica del carbono de cambios de los diferentes usos del suelo o de prácticas mejoradas en un mismo tipo de suelo. En función de información es posible parametrizar los METs para todos los almacenes de carbono, pero generalmente la biomasa viva (aérea y subterránea) y el carbono orgánico de los suelos (COS) son utilizados como los principales. En el caso del COS (Covalada *et al.*, 2103), su parametrización es más incierta que en el caso de la biomasa aérea viva, ya que representa diferentes dinámicas sobrepuestas.

El uso de METs, por otro lado, permite analizar actividades locales específicas por municipio o región, de tal forma que pueden usarse como instrumentos simples y pedagógicos para analizar opciones de cambio en los ordenamientos territoriales comunitarios. Los METs locales requieren mapearse a los datos de actividad de los usos del suelo y vegetación del INEGI para generar estimaciones multi-escala armonizadas entre lo subnacional y lo nacional. Esta tarea genera fuertes niveles de incertidumbre que reducen la aplicabilidad de la hipótesis “Datos de Actividad x Factores de Emisión = Emisiones”, implícita en el enfoque nacional en desarrollo.

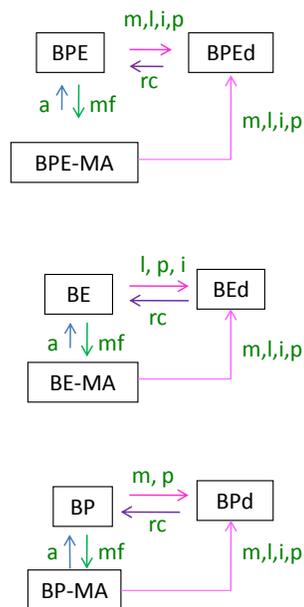
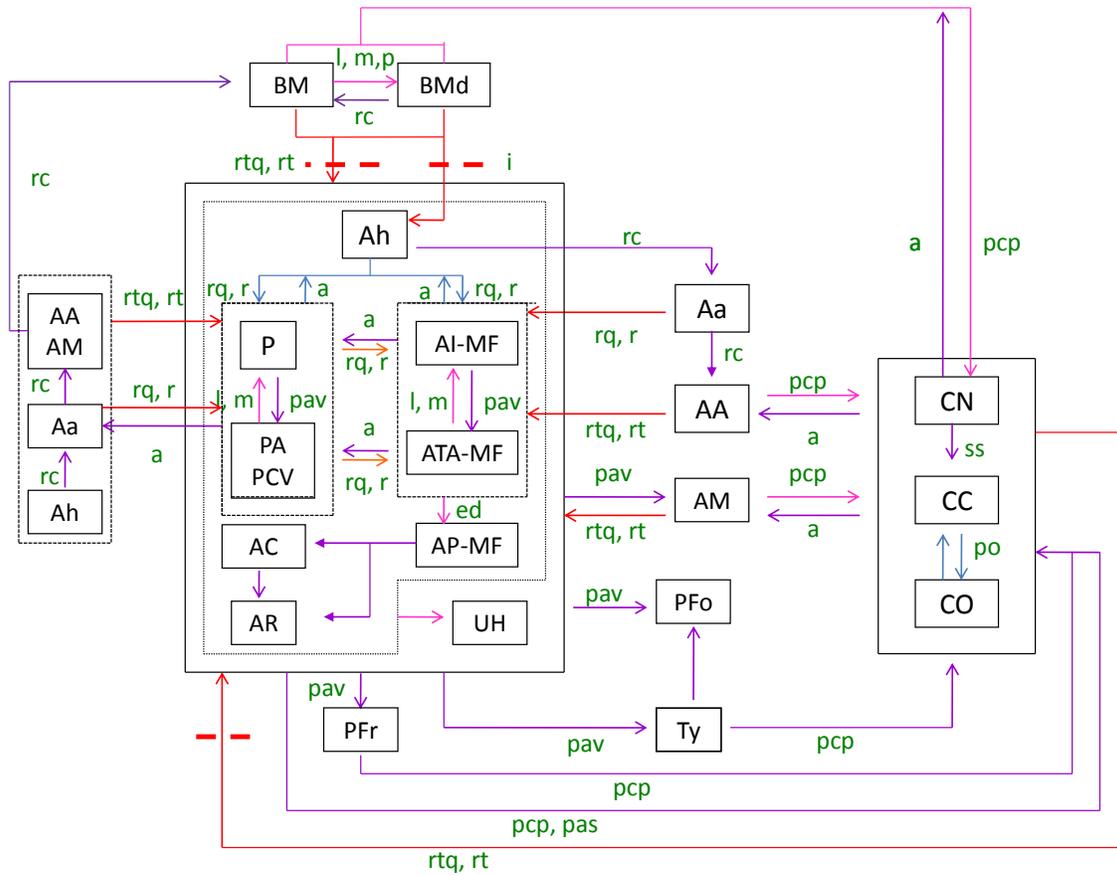


Figura 1. Modelo de estados y transiciones para la Región Montañas del Norte, Chiapas.

**Cuadro 1.** Usos del suelo y transiciones para la región Montañas del Norte

Usos del suelo		Transiciones	
BM	Bosque mesófilo de montaña	l	Extracción leña
BMd	Bosque mesófilo de montaña degradado	m	Extracción madera
BP	Bosque de pino	i	Incendio forestal
BP	Bosque pino degradado	p	Pastoreo
BP-MA	Bosque de pino manejado para madera	rc	Recuperación
BE	Bosque de encino	mf	manejo forestal
BEd	Bosque de encino degradado	pp	plantación palma
BE-MA	Bosque de encino manejado para madera	ep	eliminación palma
BPE	Bosque de pino-encino	rtq	Roza-tumba-quema
BPEd	Bosque de pino-encino degradado	rt	Roza-tumba
BPE-MA	Bosque de pino-encino manejado para madera	rq	Roza-quema
AA	Acahual arbóreo templado	r	Roza
AM	Acahual mejorado templado	d	Descanso
Aa	Acahual arbustivo templado	a	Abandono
Ah	Acahual herbáceo templado	ed	Eliminación del periodo de descanso
Pfo	Plantación forestal templada	pav	Plantación árboles con valor
AI-MF	Agricultura itinerante maíz-frijol en zona templada	pcp	Plantación cultivos perennes
AP-MF	Agricultura permanente maíz-frijol	pas	Plantación árboles de sombra
ATA-MF	Agricultura temporal con árboles maíz-frijol en zona templada	ss	Selección árboles de sombra
AC	Agricultura de conservación: Maíz intercalado con limón/Labranza de conservación	po	Producción orgánica
AR	Agricultura comercial de riego		
Ty	Taungya templada		
PFR	Plantación de frutales templada		
P	Pastizal tradicional en zona templada		
PA	Pastizal con árboles en zona templada		
PCV	Pastizal con cercos vivos en zona templada		
CN	Café natural		
CC	Café convencional		
CO	Café orgánico		
UH	Usos humanos		

Factores de emisión locales versus subnacionales/nacionales

Usando como referencia el uso del suelo de la Serie IV del INEGI (2008), con año base 2007, el Cuadro 2 muestra las densidades de carbono para el bosque mesófilo de montaña primario (BM) en la Región de las Montañas del Norte en Chiapas. El bosque mesófilo está dividido en Bosque de Oyamel (BA) y Bosque de Cedro (BB). Adicionalmente a los factores de emisión, el Cuadro 2 muestra el costo del cambio del estado inicial (BM) al final, asociado a diferentes METs. La descripción de los estados finales para los METs de deforestación y degradación forestal esta mostrada en el Cuadro 3, reflejando actividades locales específicas de los usos del suelo (actividades) a partir del BM.

Cuadro 2. Factores de emisión y costos de oportunidad de cambios en el BM

Edo. Inicial	Uso Suelo 2007	Edo. Final	(t CO ₂) ha ⁻¹	U.S. \$ (t CO ₂) ⁻¹
Deforestación				
BM	BA	Ah-templ	927.38	5.35
BM	BA	AI-MF-templ	945.46	4.47
BM	BA	AP-MF	1291.69	3.84
BM	BA	ATA-MF-templ	862.68	6.30
BM	BA	AR	1227.16	3.01
BM	BA	Ty-templ	761.05	2.06
BM	BA	PFr-templ	865.70	11.05
BM	BA	P-templ	1259.27	6.78
BM	BA	PA-templ	1124.02	8.73
BM	BA	PCV-templ	943.45	10.40
BM	BB	Ah-templ	927.38	5.35
BM	BB	AI-MF-templ	945.46	4.47
BM	BB	AP-MF	1291.69	3.84
BM	BB	ATA-MF-templ	862.68	6.30
BM	BB	AR	1227.16	3.01
BM	BB	Ty-templ	761.05	2.06
BM	BB	PFr-templ	865.70	11.05
BM	BB	P-templ	1259.27	6.78
BM	BB	PA-templ	1124.02	8.73
BM	BB	PCV-templ	943.45	10.40
Degradación forestal				
BM	BA	BMd-l	450.34	8.03
BM	BA	BMd-m	450.34	38.36
BM	BA	BMd-p	450.34	18.97
BM	BA	CN	924.19	3.25
BM	BA	CC	825.82	3.21
BM	BA	CO	682.07	5.27
BM	BB	BMd-l	450.34	8.03
BM	BB	BMd-m	450.34	38.36
BM	BB	BMd-p	450.34	18.97
BM	BB	CN	924.19	3.25
BM	BB	CC	825.82	3.21
BM	BB	CO	682.07	5.27

Cuadro 3. Descripción de los estados finales del Cuadro 2.

Clave estado	Descripción	Características
BM	Bosque mesófilo de montaña	Bosque caracterizado por la presencia de vegetación arbórea densa, con epífitas y helechos que se localiza principalmente en montañas, barrancas y sitios que presentan condiciones favorables de humedad y neblinas frecuentes.
BMd-l	Bosque mesófilo de montaña degradado para leña	Bosque mesófilo de montaña degradado por extracción continuada de leña para autoconsumo
BMd-m	Bosque mesófilo de montaña degradado para madera	Bosque mesófilo de montaña degradado por extracción de madera con fines comerciales, se considera una extracción de 50 m ³ /ha/año (liquidambar)
BMd-p	Bosque mesófilo de montaña degradado por pastoreo	Bosque mesófilo de montaña degradado por la incidencia de incendios de superficie
Ah-templ	Acahual herbáceo templado	Herbazal secundario con dominancia arbórea, incluyendo zonas de descanso de la agricultura itinerante
AI-MF-templ	Agricultura itinerante maíz-frijol en zona templada	Agricultura de subsistencia, manejada con el sistema de roza-tumba-quema o roza y tumba sin quema con ciclos de cultivo que van de 3 a 7 años seguido de periodos de descanso en zona templada, utilización de escasos insumos externos
AP-MF	Agricultura permanente maíz-frijol	Agricultura de subsistencia, mantenida en una misma parcela por la presión por el uso de los recursos, utilización de escasos insumos externos
AR	Agricultura comercial de riego	Agricultura mejorada que utiliza el riego en épocas donde las precipitaciones son escasas, con fines comerciales

Cuadro 3. Descripción de los estados finales del Cuadro 2. Continuación

Clave estado	Descripción	Características
Ty-templ	Taungya templada	Sistema en el que se cultiva maíz por un período de 2-7 años, al tiempo que se plantan árboles maderables templados (pinos) de valor comercial los cuales permanecen como una plantación hasta el primer turno, quedando al final aproximadamente 540 árboles por ha
PFr-templ	Plantación de frutales templada	Plantaciones comerciales de árboles frutales de durazno con 440 árboles/ha
P-templ	Pastizal tradicional en zona templada	Praderas naturales o inducidas sin presencia de árboles de más de 10 años
PA-templ	Pastizal con árboles en zona templada	Praderas naturales o inducidas con árboles dispersos de más de 10 años; 133 arb/ha
PCV-templ	Pastizal con cercos vivos en zona templada	Siembra de árboles maderables de valor comercial o uso local alrededor de potreros, de más de 10 años; 133 arb/ha
CN	Café natural	Plantaciones de café bajo sombra natural, utilización de escasos insumos externos y realización de escasas labores culturales. Se plantan aproximadamente 1600 cafetos por ha, con un rendimiento promedio de 5 qq/ha
CC	Café convencional	Plantaciones de café bajo sombra con manejo de la misma, utilización de fertilizantes y realización de labores culturales, con 2000-2500 cafetos por hectárea, y rendimiento promedio de 8-13 qq/ha
CO	Café orgánico	Plantaciones de café bajo sombra, sin utilizar fertilizantes químicos y realización de labores no tradicionales (aplicación de compostas, construcción de fosas de filtración, etc.). Se plantan aproximadamente 1600 cafetos por ha, con un rendimiento promedio de 10 qq/ha

Discusión

Del Cuadro 2, para las actividades de deforestación (cambio de BM a un uso no forestal), los cambios de BA como estado inicial a un uso no forestal van de 862.7 a 1,259 t CO₂ ha⁻¹ y los asociados a BB van de 761.1 a 1,259.3 t CO₂ ha⁻¹. Los costos de oportunidad van de 2 a 11 US \$ (t CO₂)⁻¹, que muestran variaciones de 500 %. El uso de la clase genérica BM de los mapas de uso del suelo y vegetación del INEGI muestran un rango amplio de valores de factores de emisión y costos de oportunidad asociados. Aun usando un nivel inferior de caracterización de la vegetación (BA y BB), las diferencias se mantienen. Esto es intrínseco a la caracterización genérica y no asociada a actividades locales de la clasificación del INEGI.

En el caso de la degradación forestal (el estado final es BM secundario), Cuadro 2, los factores de emisión van de 450.3 a 924.2 t CO₂ ha⁻¹ (tanto para BM, como para BA y BB), aunque los costos de oportunidad van de 3 a 38 US \$ (t CO₂)⁻¹, un amplio rango de variación.

De este ejercicio resulta claro que el uso de enfoques que simplifiquen los datos de actividad tiene en forma intrínseca una gran incertidumbre. El uso de información del INFyS de la CONAFOR, tal como está planteado, no resuelve el problema de incertidumbre, ya que no intenta modelar la dinámica del carbono asociada a actividades humanas. Así, la vía planteada para la estimación de emisiones para REDD+ y RETUS, a pesar de todas las inversiones realizadas, no resuelve el problema de estimaciones requeridas.

Bibliografía

- Covaleda S. 2010. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono en las principales regiones de Chiapas. Reporte de estancia postdoctoral en El Colegio de la Frontera Sur y el Colegio de Postgraduados. S.C.L.C., Chiapas. 61 p. + anexos.
- Covaleda S., F. Paz, B. de Jong. 2012a. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 356-363.
- Covaleda S., F. Paz, B. de Jong. 2012b. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. En: F. Paz y R. Cuevas (editores), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en

- colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 773-739.
- Covaleda S., F. Paz, B. de Jong. 2013. Parametrización de modelos de estados y transiciones para el carbono y caracterización de la incertidumbre. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (editores). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo.* Texcoco, Estado de México, México. pp. 21-26.
- INEGI. 1997. *Diccionario de datos de Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250 000 (Vectorial), Base de Datos Geográficos.* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Aguascalientes, México 56 pp.
- INEGI. 2008. *Cartografía de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250000. Serie IV. Año base 2007.* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- IPCC. 1997. *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Intergovernmental Panel on Climate Change, United Nations Environment Programme, Organization for Economic Co-Operation and Development, International Energy Agency, Paris, France.
- Paz F. 2009. *Proyecto piloto “Una REDD para Chiapas” (bases metodológicas y estrategias de implementación), Borrador 0.5,* Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Documento no publicado.
- Paz F. (Coordinador). 2012a. *Estudio de factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas- Informe preparado para Conservation International México. Programa Mexicano del Carbono.* Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. 148 p. + Anexos.
- Paz F. 2012b. *Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo.* En: F. Paz y R. Cuevas (editores), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología.* Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 693-699.



3.4 Estrategia de fortalecimiento de capacidades de los laboratorios para apoyar las necesidades del Inventario Nacional Forestal y de Suelos

Cuevas-Corona Rosa M.¹⁻²; Cueto-Wong José A.³; Etchevers-Barra Jorge⁴; Maldonado-Montero Vanessa¹⁻²; Olguín-Álvarez Marcela¹⁻² y Santos-Acuña Lucio A.¹⁻²

¹Comisión Nacional Forestal, Proyecto Fortalecimiento de la Preparación REDD+ en México y fomento de la Cooperación Sur-Sur, Periférico Poniente 5360, Colonia San Juan de Ocotán, C.P. 45019, Zapopan, Jalisco. Autor para correspondencia: rosochkaa@gmail.com

²Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Montes Urales 440, Colonia Lomas de Chapultepec 11000, México, D.F.

³Centro Nacional de Investigación Disciplinaria RASPA, Km 6.5 Sacramento 35 140, Gomez Palacio, Durango.

⁴Colegio de Postgraduados, Km 36.5 México-Texcoco, C.P. 56230, Montecillo, Edo. De México.

Resumen

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), a través del Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur, trabaja en el desarrollo de una *Estrategia de Fortalecimiento* de capacidades para mejorar y homologar las metodologías que se emplean en laboratorio para la determinación del contenido de carbono orgánico en muestras de suelos y material vegetal (mantillo, material leñoso, etc.). El interés del Proyecto es disminuir el grado de error vinculado a las mediciones de carbono en Muestras de Suelo y Material Vegetal (MSMV), para lo cual se plantea la creación de una Red de Laboratorios a nivel nacional. Esta Red permitirá estandarizar enfoques de medición y análisis de datos, con lo cual se cubrirán los requerimientos para el reporte del contenido de carbono en las MSMV que se colectan a través del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la CONAFOR. Los aspectos en los cuales se enfocará la *Estrategia de Fortalecimiento* son: equipamiento; capacitación técnica mediante cursos-talleres teórico-prácticos relativos a carbono y manejo de equipos; desarrollo e implementación de diversos sistemas de control de calidad analítica.

Palabras clave: INFyS, MSMV, red de laboratorios, estrategia de fortalecimiento.

The United Nations Development Program (UNDP) and the National Forestry Commission (CONAFOR), through the REDD+ Strengthening Project, work in the development of a Strengthening Strategy of capacities in order to improve and harmonize lab methodologies for determination of the organic carbon content in soil and plant material samples (litterfall, woody material, etc.). The project is interested in reducing the degree of error associated to carbon measurements in Soil and Plant Material Samples (MSMV) and to the effect the creation of a nationwide Lab Network is being suggested. This Network will allow the standardization of measurement approaches and data analyses to meet the carbon content report requirements in the MSMV collected through the CONAFOR National Forestry and Soil Inventory (INFyS). The issues to be addressed by the *Strengthening Strategy* are: equipping; technical training by means of carbon-related theoretical and practical courses-workshops, and equipment handling: development and implementation of several analytical quality control systems.

Key words: INFyS, MSMV, lab network, strengthening strategy.

Introducción

Una de las principales tareas de El Proyecto es generar recomendaciones y mejoras al INFyS de la CONAFOR, el cual tiene requerimientos muy particulares en términos de análisis en laboratorio para las MSMV que se toman a través de los levantamientos en campo. Debido a estos requerimientos de precisión (*i.e.*, preparación, recepción y análisis de muestras, captura de resultados, implementación de procesos de control de calidad analítica, etc.) se realizó un diagnóstico a nivel nacional sobre el estado actual de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono con el fin de desarrollar una *Estrategia de Fortalecimiento* de laboratorios dirigida a cumplir esta demanda. Es por ello que esta *Estrategia de Fortalecimiento* establece la conformación de una *Red de Laboratorios*, la cual considera coordinación interinstitucional para así coadyuvar en la búsqueda de sinergias para el desarrollo de capacidades nacionales en esta materia. Es bien sabido que durante el proceso de estimación del contenido de carbono orgánico en MSMV pueden cometerse errores, es decir, al momento de realizar el diseño, en la colecta, en la preparación y almacenamiento de las muestras, así como en las metodologías analíticas que se empleen en el laboratorio. Así, para lograr mayor certeza en la determinación de carbono en las MSMV, se buscará que esta *Red de Laboratorios* cuente con estandarización de metodologías analíticas, homologación de sistemas de preparación y recepción de muestras, captura de resultados e implementación de diversos procesos de control de calidad analítica (*i.e.*, capacitación mediante cursos-talleres teórico-prácticos relativos a carbono, participación regular en Programas de Intercomparación mediante pruebas de aptitud técnica, calibración de metodologías analíticas mediante el uso de materiales de referencia certificados, validación de metodologías, uso de muestras doble y patrón, etc.).

Materiales y métodos

El procedimiento para desarrollar la *Estrategia de Fortalecimiento* fue el siguiente: **a)** Descripción de las capacidades analíticas requeridas y recursos técnicos necesarios para dar soporte al análisis en laboratorio de MSMV derivadas del INFyS de la CONAFOR; **b)** Identificación de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en MSMV a nivel nacional; **c)** Selección por región de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en MSMV a nivel nacional; **d)** Evaluación y análisis de las capacidades técnicas e institucionales de los laboratorios con el fin de identificar las áreas que requieran fortalecimiento; **e)** Planteamiento de una *Estrategia de Fortalecimiento* con el fin de robustecer las áreas identificadas; **f)** Elaboración del plan de fortalecimiento.

Resultados y discusión

Descripción de las capacidades analíticas requeridas y recursos técnicos necesarios para dar soporte al análisis en laboratorio de muestras de suelo y material vegetal derivadas del INFyS de la CONAFOR

En este apartado se describió a detalle el tipo de metodologías utilizadas para determinar carbono (*i.e.*, directas por cuantificación e indirectas por estimación), el uso de equipos automatizados (*i.e.*, autoanalizadores) para obtener determinaciones rápidas confiables y precisas, la calibración de equipos con el fin de conocer la desviación de la medición y la confiabilidad del mismo, la preparación de la muestra problema en conformidad con la NOM-021-SEMARNAT-2000, la implementación de procesos de control de calidad analítica (*i.e.*, uso de materiales de referencia certificados, participación en ensayos de aptitud técnica y en programas de intercomparación y asistencia a cursos-talleres teórico-

prácticos de capacitación) y el monitoreo de la validez de los resultados analíticos (evaluación estadística).

Identificación de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en suelos y material vegetal a nivel nacional

Esta fase consistió en la preselección de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en MSMV a nivel nacional. Los criterios de selección para esta fase se asocian a: tipo de determinación (*i.e.*, tipo de metodología, equipo utilizado y tipo de muestra), información a nivel nacional (*i.e.*, institución, estado) e información general (*i.e.*, responsable, dirección, mail, etc.). Para esta fase (fase uno) se identificaron 22 laboratorios distribuidos en 16 estados de la República, pertenecientes a 10 instituciones.

Selección por región de los laboratorios que realizan determinaciones de carbono en suelos y material vegetal a nivel nacional

En esta fase se preseleccionaron los laboratorios que cumplieron con la mayoría de los criterios establecidos (*i.e.*, interés y disposición en participar, instituciones públicas y de investigación, laboratorios de suelos o afines, poseer 10 años de experiencia en implementación de metodologías asociadas a carbono y que realicen al menos 2 de las 5 existentes). Para esta fase (fase dos) se seleccionaron 14 laboratorios, los cuales se encuentran distribuidos en 10 estados de la República Mexicana y representados por siete instituciones (Ver Cuadro 1).

Cuadro 1. Selección de laboratorios por región

Región	Subregión	Estado	Ciudad	Institución	Laboratorio	Clave de laboratorio
SUR	Sureste	Campeche	Edzná	INIFAP	Campo Experimental Edzná	1
	Sureste	Tabasco	Villahermosa	ECOSUR	Laboratorio de Biogeoquímica	2
	Sureste	Tabasco	Huimanguillo	COLPOS	Laboratorio Agroindustrial, Suelos, Plantas y Agua (LASPA)	3
	Sureste	Chiapas	Villaflores	UNACH	Laboratorio de Suelos	4
	Sureste	Chiapas	San Cristóbal de las Casas	ECOSUR	Laboratorio de Suelos y Plantas	5
CENTRO	Centro	Guanajuato	Celaya	INIFAP	Laboratorio Nacional de Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal	6
	Centro	Guanajuato	Celaya	ITR	Laboratorio de Análisis de Suelos, Agua y Plantas	7
	Centro	Hidalgo	Pachuca	AGROLAB	Análisis Técnicos, S.A. de C.V.	8
	Centro	Edo. Mex.	Texcoco	COLPOS	Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental	9
	Centro	Edo. Mex.	Texcoco	UACH	Laboratorio de Análisis Químicos	10
NORTE	Noroeste	Sonora	Ciudad Obregón	INIFAP	Laboratorio de Agua, Suelo, Planta	11
	Norte	Durango	Gomez Palacio	INIFAP	Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera (CENID RASPA)	12
	Oeste	Nayarit	Santiago Ixcuintla	INIFAP	Laboratorio Nacional de Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal	13
	Oeste	Colima	Tecomán	INIFAP	Laboratorio de suelos	14

Evaluación y análisis de las capacidades técnicas e institucionales de los laboratorios con el fin de identificar las áreas que requieran fortalecimiento

Visitas a los laboratorios

Se realizaron llamadas telefónicas a cada uno de los 14 laboratorios para comunicarnos con los responsables, proponerles una visita a sus instalaciones y plantearle una evaluación por medio de la aplicación de una encuesta de capacidades y necesidades analíticas.

Encuesta

Se diseñó como una útil herramienta para obtener información relevante que nos permitiera identificar los atributos y deficiencias de cada laboratorio en cuanto a análisis se refiere (i.e., infraestructura, recursos humanos, equipamiento, capacidad analítica, presupuesto operativo, control de calidad, acreditaciones y normatividad, participación en programas de intercomparación).

Procesamiento de la información

La información recabada (i.e., entrevistas, encuestas y registro fotográfico) en las visitas fue procesada para su posterior análisis.

Criterios de evaluación

Con la información recabada previamente en las encuestas se seleccionaron las variables más relevantes consideradas como los criterios de evaluación (Ver Cuadro 2).

Diagnóstico

Tiene la finalidad de identificar las capacidades y necesidades técnicas de los laboratorios para así poder definir las áreas que requieran fortalecimiento. Para efectuar el diagnóstico, se realizó un análisis tomando como insumos los criterios de evaluación.

Agrupación de laboratorios

Tomando como referente el Cuadro 2, se agrupó a los laboratorios con base en la presencia de un autoanizador y su experiencia en la implementación de metodologías asociadas a la determinación de carbono. La agrupación consistió en cinco grupos (Ver Cuadro 3).

Identificación de la áreas de fortalecimiento

Del análisis realizado previamente en el diagnóstico y con base en las necesidades de los cinco grupos, se identificaron cinco áreas a fortalecer correspondientes a infraestructura, nivel analítico, capacidad analítica, control de calidad y número de metodologías (Ver Cuadro 3).

Cuadro 2. Síntesis de resultados con base en los criterios de evaluación

Clave de laboratorio	Valoración	Infraestructura	Nivel analítico	Capacidad analítica	Control de calidad	No. de metodologías	Años de experiencia
1	41%	No	1	<	muy bajo	2	10
2	69%	Si	2	<	bajo	4	9
3	69%	No	1	>	alto	3	27
4	61%	No	1	<	medio	1	16
5	84%	No	1	=	muy alto	1	19
6	73%	Si	2	>	alto	2	---
7	67%	No	1	<	alto	3	12
8	80%	No	1	>	muy alto	3	10
9	96%	Si	4	>	muy alto	5	36
10	39%	No	1	<	muy bajo	2	16
11	67%	Si	1	<	medio	3	44
12	85%	Si	4	=	alto	5	32
13	78%	No	1	=	alto	3	29
14	67%	Si	2	<	medio	4	19

Valoración= se refiere al porcentaje de preguntas contestadas favorablemente en la encuesta.

Infraestructura = equipamiento necesario para llevar a cabo los análisis relativos a carbono y en particular si se cuenta con un autoanalizador que optimice tanto tiempos como costos analíticos.

Nivel analítico = la asignación a un nivel está asociada a la capacidad de cada laboratorio para determinar carbono mediante las metodologías existentes. El número más alto (4) hace referencia al mayor nivel.

Capacidad analítica = se refiere a la capacidad analítica de cada laboratorios tomando en cuenta el número de muestras promedio mensuales que puede procesar. El símbolo menor que (<) hace alusión a un número de muestras por debajo de la media mensual, el símbolo mayor que (>) hace alusión a un número de muestras por arriba de la media mensual y el símbolo igual (=) hace alusión a un número de muestras igual a la media.

Control de calidad = se refiere al número de preguntas contestadas favorablemente en el rubro de *Control de calidad* de la encuesta. Muy bajo (< 5 preguntas), bajo (< 7 preguntas), medio (7 a 9 preguntas), alto (> 9 preguntas) y muy alto (>14 preguntas).

Años de experiencia = se refiere a los años de experiencia con los que cuenta la institución en la implementación de metodologías asociadas a la determinación de carbono.

Cuadro 3. Agrupación de los laboratorios basada en la presencia de un autoanalizador y la experiencia en la implementación de metodologías asociadas a la determinación de carbono

Clave de laboratorio	Valoración	Infraestructura	Nivel analítico	Capacidad analítica	Control de calidad	No. de metodologías	Años de experiencia
9	96%	Si	4	>	muy alto	5	36
12	85%	Si	4	=	alto	5	32
2	69%	Si	2	<	bajo	4	9
14	67%	Si	2	<	medio	4	19
6	73%	Si	2	>	alto	2	---
11	67%	Si	1	<	medio	3	44
3	69%	No	1	>	alto	3	27
5	84%	No	1	=	muy alto	1	19
8	80%	No	1	>	muy alto	3	10
13	78%	No	1	=	alto	3	29
1	41%	No	1	<	muy bajo	2	10
4	61%	No	1	<	medio	1	16
7	67%	No	1	<	alto	3	12
10	39%	No	1	<	muy bajo	2	16

Grupo 1	Referencia o modelo
Grupo 2	Poseen AET y experiencia en el análisis de carbono
Grupo 3	Poseen AET y poca experiencia en el análisis de carbono
Grupo 4	No poseen AET y tienen experiencia en el análisis de carbono
Grupo 5	No poseen AET y tienen poca experiencia en el análisis de carbono

Planteamiento de una Estrategia de Fortalecimiento con el fin de robustecer las áreas identificadas

A continuación, se describe el proceso que implica el fortalecimiento de las áreas identificadas:

Infraestructura

Con la Estrategia de Fortalecimiento se pretende incrementar la infraestructura mediante la donación de uno o más equipos (*i.e.*, autoanalizadores, muflas, hornos, molinos, etc.) por parte de El Proyecto a cada integrante de la Red de laboratorios. El equipamiento se realizará con base en las necesidades de cada laboratorio.

Nivel analítico

Con la Estrategia de Fortalecimiento se pretende aumentar al menos un nivel en cada laboratorio mediante la inclusión de metodologías convencionales y automatizadas para la determinación de

carbono. Si se cuenta con una mayor infraestructura (que es otra estrategia de fortalecimiento) será posible aspirar a un nivel analítico más alto, es decir, si se dota a la Red de Laboratorios de equipamiento (*i.e.*, autoanalizadores, muflas, hornos, molinos, etc.) por ende podrá aumentar su nivel analítico.

Capacidad analítica

Con la Estrategia de Fortalecimiento se pretende homogeneizar la capacidad analítica entre laboratorios, es decir, que los laboratorios determinen la misma cantidad de muestras por mes y a un mismo costo.

Control de calidad

Mediante la Estrategia de Fortalecimiento se pretende incrementar la calidad analítica a través de la implementación de procesos de control de calidad en todos los análisis con el fin de monitorear y asegurar la validez de los resultados que genere la Red de Laboratorios. Estos proceso se dividen en dos grandes grupos:

Estandarización de enfoques de medición y análisis de datos entre laboratorios: **a)** Elaborar y lanzar la convocatoria a nivel nacional del Programa de Calidad e Intercomparación de Análisis de Suelos y Plantas⁸ (ISP) del COLPOS, para la inclusión de metodologías asociadas al análisis de carbono; **b)** Modificación y actualización de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000⁹ que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis, con el fin de incluir las metodologías asociadas a la determinación de carbono en MSMV; **c)** Preparar y evaluar un Material de Referencia Certificado que llevará a cabo el Laboratorio Agroindustrial, Suelos, Plantas y Agua del COLPOS.

Estandarización de enfoques de medición y análisis de datos en cada laboratorio: **a)** Utilizar protocolos de preparación de muestra problema para asegurar la repetibilidad analítica entre laboratorios; **b)** Utilizar protocolos metodológicos (directos e indirectos) con el fin de asegurar la repetibilidad entre laboratorios; **c)** Demostrar que los equipos e instrumentos se encuentran calibrados; **d)** Utilizar obligatoriamente una muestra patrón cada 10 muestras en todos los análisis; **e)** Utilizar obligatoriamente una muestra doble cada 5 muestras en todos los análisis; **f)** Validar las metodologías automatizadas: cada 200 determinaciones realizadas mediante un autoanalizador, realizar 5 repeticiones de una muestra por los métodos gravimétricos convencionales (*i.e.*, utilización de la mufla); **g)** Capturar los datos producto de los análisis en el formato que se establezca; **h)** Respaldar los datos producto de los análisis en el formato que se establezca; **i)** Utilizar esquemas de recepción de muestras; **j)** Utilizar un formato de bases de datos para almacenar los resultados producto de los análisis; **k)**

⁸ El objetivo del ISP es mejorar la calidad analítica de los resultados que generan los laboratorios que analizan suelos y plantas, incrementar la confiabilidad de esos análisis, preparar estándares certificados de referencia en coordinación con el CENAM y acorde con la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Dicho lo anterior, es de suma importancia exhortar a la “Red de Laboratorios” a participar en el ISP debido a que el mismo incluye solo determinaciones directas convencionales (*i.e.*, gravimétricas) en sus análisis de intercomparación para suelo y no incluye ningún análisis en material vegetal asociado a carbono.

⁹ En virtud de que la NOM-021-SEMARNAT-2000 ha perdido vigencia, se acordó trabajar en una propuesta de actualización y modificación de la misma. Debido a que la propuesta original de esta norma se realizó vía la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, se acordó trabajar en conjunto con el actual Presidente el Dr. David Espinosa.



Llevar un control de los análisis realizados en bitácoras de trabajo e instrumentales.

Número de metodologías

Con el equipamiento y un mayor nivel analítico automáticamente aumenta el número de metodologías asociadas al análisis de carbono. Es decir, cubriendo las áreas antes mencionadas la Red de Laboratorios será capaz de realizar más metodologías y con mayor precisión analítica (*i.e.*, uso de métodos automatizados). El aumento en el número de metodologías va relacionado a la necesidad de implementar cursos y talleres teórico-prácticos relativos a la determinación de carbono por métodos directos e indirectos y cursos de capacitación sobre el ciclo del carbono.

Selección de las instituciones que conformarán la Red de Laboratorios

Agrupación

Los integrantes de este escenario corresponden a los laboratorios nueve y doce del grupo uno, al dos del grupo dos, al seis del grupo tres y al tres, cinco, ocho y trece del grupo cuatro (Ver Cuadro 4).

Atributos

Bajo este escenario notamos que alrededor del 90% de los laboratorios se enfocan en un su mayoría en un alto control de calidad para la realización de sus análisis y poseen experiencia en el análisis de carbono por diversos métodos (*i.e.*, directos convencionales y automatizados e indirectos quimiométricos).

Necesidades de fortalecimiento

Se requiere de equipamiento para optimizar e incrementar su capacidad analítica, incrementar tanto el nivel analítico como el número de metodologías asociadas al análisis de carbono.

Diagnóstico

Este conjunto de laboratorios posee una gran ventaja ya que cumple de manera satisfactoria con dos atributos muy importantes (*i.e.*, control de calidad y experiencia analítica) considerados para el proyecto. Como se observa en el Cuadro 4, el 50% de los laboratorios cuenta con un autoanalizador, lo cual quiere decir que habría que invertir en el 50% restante para poder equiparar tanto el nivel como la capacidad analítica de los mismos mediante equipamiento. Por otro lado, se observa una mayor heterogeneidad entre laboratorios en cuanto a nivel analítico, capacidad analítica y número de metodologías asociadas al análisis de carbono. Por esta razón, se pretende homogeneizar estas variables mediante el fortalecimiento de las áreas identificadas.

Conforme a lo discutido en el diagnóstico, los laboratorios asociados a este escenario cuentan con la capacidad y el potencial para poder conformar una red sólida y cubrir las demandas del proyecto.

Cuadro 4. Instituciones seleccionadas para formar parte de la Red de Laboratorios

Clave de laboratorio	Valoración	Infraestructura	Nivel analítico	Capacidad analítica	Control de calidad	No. de metodologías	Años de experiencia
9	96%	Si	4	>	muy alto	5	35
12	85%	Si	4	=	alto	5	31
2	69%	Si	2	<	bajo	4	8
6	73%	Si	2	>	alto	2	---
3	69%	No	1	>	alto	3	26
5	84%	No	1	=	muy alto	1	18
8	80%	No	1	>	muy alto	3	9
13	78%	No	1	=	alto	3	28

Conclusiones

Elaboración del plan de fortalecimiento e implementación de la Estrategia de Fortalecimiento

Para El Proyecto es importante establecer una Red de Laboratorios fortalecidos, capacitados y preparados para la recepción y análisis de un gran volumen de muestras. Para la Red de laboratorios es importante contar con la infraestructura y capacidad necesarias para poder satisfacer las necesidades y demandas de El Proyecto. Por tales motivos, la *Estrategia de Fortalecimiento* está orientada a robustecer la Red de Laboratorios mediante el cumplimiento de las responsabilidades estipuladas en el cronograma de actividades (Ver Cuadro 5). El plan de fortalecimiento se divide en dos fases (Ver Cuadro 5), el corto plazo que consiste en cubrir el área de infraestructura (equipamiento), y el mediano plazo que consiste en cubrir las áreas restantes (*i.e.*, nivel analítico, capacidad analítica, control de calidad y número de metodologías). El presupuesto considerado para la implementación de la *Estrategia de Fortalecimiento* será de aproximadamente \$ 400, 000 dólares americanos. Por último, es importante mencionar que para asegurar el cumplimiento de las responsabilidades mencionadas en el Cuadro 5 se elaboró un Convenio de Colaboración Interinstitucional, en donde quedan asentadas estas responsabilidades y la conformidad entre las partes (*i.e.*, entre la Red de laboratorios y El Proyecto).

Se espera que a mediados del 2014 inicie la implementación de la *Estrategia de Fortalecimiento* de laboratorios, con la cual se podrá generar información fehaciente y de calidad sobre los reservorios de carbono forestal a nivel nacional.

Cuadro 5. Cronograma de actividades con el Plan de Fortalecimiento a corto y mediano plazo

Actividades de fortalecimiento	MES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Equipamiento de la "Red de laboratorios" a través de "El Proyecto"	█	█								
Organización de los cursos- talleres teórico-prácticos en coordinación con el Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera del INIFAP y el Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del COLPOS	█	█								
Elaboración y lanzamiento de la convocatoria a nivel nacional del ISP para metodologías asociadas a análisis de carbono, en coordinación con el mismo	█	█								
Participación de la "Red de laboratorios" en el taller teórico-práctico impartido por el Laboratorio de Fertilidad de Suelos del COLPOS	█	█								
Participación de la "Red de laboratorios" en el curso-taller teórico-práctico impartido por el Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera del INIFAP	█	█								
Realización de dos visitas aleatorias por parte de "El Proyecto" para corroborar la instalación y el adecuado funcionamiento del AET en los laboratorios			█	█						
Participación de la "Red de laboratorios" en la convocatoria del ISP mediante una prueba de aptitud técnica			█	█						
Realización de protocolos (preparación de muestra problema, metodologías directas convencionales, directas automatizadas e indirectas quimiométricas)			█	█						
Revisión de la NOM 021-SEMARNAT 2000						█				
Elaboración de una base de datos para almacenar los resultados de los análisis que genere la "Red de laboratorios"							█	█		
Modificación de la NOM 021-SEMARNAT 2000								█	█	
Elaboración de un esquema de recepción de muestras y un esquema de control analítico (generación de bitácoras de trabajo e instrumentales)								█	█	
Preparación del MRC en coordinación con el ISP del COLPOS			█	█						
Evaluación del MRC en coordinación con el ISP del COLPOS							█	█		
Participación de la "Red de laboratorios" mediante el uso del MRC con el fin de evaluar la calidad de los datos que emitan									█	█
Evaluación de los resultados obtenidos por el ISP en coordinación con el COLPOS										█

█ Actividades de fortalecimiento a corto plazo
 █ Actividades de fortalecimiento a mediano plazo
 MRC: Material de Referencia Certificado
 ISP: Programa de Calidad e Intercomparación de Análisis de Suelos y Planta



3.5 Percepciones de funcionarios gubernamentales de protección civil ante el cambio climático

Isaac-Márquez Ricardo¹; Ayala-Arcipreste María E.¹; Arteaga-Aguilar Marco A.¹ e Isaac-Márquez Angélica P.²

¹Centro de Estudios de Desarrollo Sustentable y Aprovechamiento de la Vida Silvestre, Universidad Autónoma de Campeche, Av. Agustín Melgar s/n, Campeche, Cam. Autor para correspondencia: ricisaac@uacam.mx

²Centro de Investigaciones Biomédicas, Universidad Autónoma de Campeche, Av. Agustín Melgar s/n, Campeche, Cam.

Resumen

El cambio climático es una de las principales manifestaciones de la crisis ambiental. La gestión de los impactos derivados del cambio climático incluye la identificación, mitigación y administración de desastres. El gobierno mexicano ha diseñado un sistema de protección civil bajo un esquema de prevención que requiere de altos niveles de comprensión, participación y consenso social. El papel de los funcionarios gubernamentales responsables de la protección civil es fundamental para la gestión del riesgo ante los desastres naturales. El objetivo de este trabajo es conocer su percepción sobre el cambio climático y sus estrategias para combatirlo. Se aplicó una encuesta a responsables estatales y municipales de protección civil (n= 58) del estado de Campeche. Los resultados indican que los responsables tienen un conocimiento básico del cambio climático. Los funcionarios perciben el cambio climático como una amenaza potencial pero no como un peligro inminente. Su compromiso se limita en la mayor parte de los casos al ámbito laboral. El estudio identifica una ventana de oportunidad para mejorar la formación ambiental de los tomadores de decisiones dado que sus principales fuentes de información son la televisión y el internet.

Palabras clave: percepción, funcionarios públicos, cambio climático.

Abstract

Climate change is one of the main manifestations of environmental crisis. Managing impacts of climate change includes identification, mitigation and disaster management. The Mexican government has designed a system of civil protection under a system of prevention that requires high levels of understanding, participation and social consensus. The role of government officials responsible for civil protection is essential for managing risk from natural disasters. The aim of this study was to determine their perception of climate change and strategies to combat it. A survey of state and municipal officials of civil protection (n = 58) of the state of Campeche was applied. The results indicate that public officials have a basic understanding of climate change. They perceive climate change as a potential threat but not as an imminent danger. Their commitment is limited in most cases to the workplace. The study identifies a window of opportunity to improve the environmental training of decision makers as their main sources of information are television and the internet.

Key words: perception, public officials, climate change.

Introducción

El cambio climático es sin duda una de las principales manifestaciones de la crisis ambiental. El incremento de la temperatura global de la Tierra por efecto de actividades humanas relacionadas con la quema de combustibles fósiles para la generación de la energía eléctrica, el transporte y la industria; así como por la deforestación de los bosques y la expansión de las áreas de cultivo puede llegar a ser del orden de uno a seis grados centígrados antes de que finalice el presente siglo. Esto se traducirá en la pérdida de elementos básicos para la vida humana en el planeta como el suministro de agua, la producción de alimentos, la salud, el uso de la tierra y el medio ambiente (Stern, 2007).

Es previsible que la visibilidad de los impactos del cambio climático sobre el ambiente y las actividades humanas sea cada vez mayor, en términos de amenazas concretas para la seguridad individual y colectiva, de impactos económicamente onerosos o de disfunciones sociales ocasionadas por el deterioro de la base de recursos naturales y de otros soportes vitales. Gran parte de la amenaza del cambio climático radica en el cambio en los ciclos hidrológicos y regímenes de lluvias, la intensidad y frecuencia de eventos climatológicos extremos, sequías cada vez más graves a medida que sube la temperatura en el mundo, entre otros. Ello impactará directamente a las poblaciones humanas, al incrementarse el riesgo y la vulnerabilidad como consecuencia de las amenazas sobre sus medios de sustento, su salud y seguridad (Moreno y Urbina, 2008).

Para afrontar la amenaza del cambio climático será necesario adoptar políticas de adaptación y mitigación cada vez más decididas, serias e intensas, para las que será preciso contar con altos niveles de comprensión, participación y consenso social que permitan afrontar, de la forma menos traumática posible, los conflictos sociales y políticos que se pueden generar dentro de cada sociedad y en las relaciones entre distintas sociedades (Meira, 2007). Esto implicará necesariamente emprender enormes esfuerzos en educación y comunicación empleando todos los medios disponibles para ello, ya que el éxito de las medidas de mitigación y adaptación al cambio climático dependerá de que las mismas sean asumidas por el conjunto poblacional más amplio. Para ello se requiere en primera instancia, de una sociedad cuyos miembros cuenten con un nivel de formación que los faculte a actuar sobre una base individual y colectiva en la solución integral de los problemas ambientales (Caride y Meira, 2001).

La manera como la sociedad percibe o valora los problemas ambientales no depende básicamente de los riesgos que representa o de la veracidad de su existencia, sino de la manera como son internalizados por la sociedad en los ámbitos normativos, cognoscitivos y simbólicos (Lezama, 2008). En realidad el conocimiento como tal sólo puede explicar una pequeña fracción del comportamiento ambiental (Kollmuss y Agyeman, 2002). El medio ambiente y los problemas ambientales antes de ser reconocidos como tales por la sociedad, pasan por un proceso de valoración y construcción social en función de reglas del conocimiento, de normas y de símbolos sociales (Lezama, 2008). Por esta razón, el estudio de las percepciones de los diferentes actores de la sociedad sobre el cambio climático, sus barreras y disposiciones para actuar resultan muy relevantes para desarrollar estrategias que permitan afrontar sus amenazas con mayores posibilidades de éxito. Esto resulta prioritario para un país como México con una historia de diversos desastres que han cobrado la vida de miles de personas, han generado cuantiosas pérdidas económicas y han limitado sus posibilidades de desarrollo.

Para reducir los riesgos de desastres el gobierno mexicano estableció desde 1985 un Sistema Nacional de Protección Civil (SINAPROC), que con mecanismos de colaboración de los tres niveles de gobierno y la participación activa de todos los sectores de la sociedad ha generado protocolos de atención basado en la prevención del riesgo, la autoprotección y la adaptación para convivir con los riesgos (SEGOB, 2014). Entre las tareas más importantes del SINAPROC se encuentra facultar a la población y a las autoridades en medidas de autoprotección y adaptación ante el riesgo de desastres. Por ello, el papel de los funcionarios gubernamentales responsables de la protección civil es



fundamental para la gestión del riesgo ante los desastres naturales en el país. En este contexto resulta relevante conocer la forma como estos actores sociales perciben la problemática del cambio climático, y la manera como estas percepciones conducen a maneras concretas de actuar y tomar posición frente a su problemática en los ámbitos laborales y privados. El presente trabajo tiene por objetivo explorar los conocimientos y la percepción de funcionarios relacionados con la protección civil a nivel estatal y municipal respecto al cambio climático y sus riesgos asociados, en una entidad como Campeche altamente susceptible a sus efectos por su ubicación geográfica y la concentración de su población en la zona costera.

Materiales y métodos

Se diseñó un cuestionario diagnóstico para conocer la perspectiva de los funcionarios gubernamentales del ámbito estatal (n= 36) y municipal (n=22) relacionados con la protección civil del estado de Campeche. El cuestionario estuvo integrado por dos secciones: 1) datos generales (edad, género, cargo, antigüedad, grado máximo de estudios y perfil profesional), y 2) conocimientos y percepciones respecto al cambio climático y sus impactos, con 17 reactivos de opción múltiple, de escala tipo Likert y de jerarquización. El instrumento se aplicó de manera simultánea a los funcionarios en dos sesiones grupales, una para los funcionarios gubernamentales y otra para los municipales dentro del contexto de un diplomado de capacitación en materia de protección civil impartido durante los meses de mayo y abril de 2014. En el caso de los funcionarios estatales, el universo está compuesto por personal de las distintas dependencias de gobierno que están relacionados con las labores de protección civil. Para el nivel municipal, el personal encuestado lo componen directores y mandos operativos de las Direcciones de Protección Civil de los municipios de Campeche.

Contexto ambiental del estado de Campeche

El estado de Campeche representa el 2.8% de la superficie del territorio nacional, con una extensión es de 56,859 km². La entidad se encuentra localizada en la parte suroeste de la Península de Yucatán. Campeche limita al norte y noreste con Yucatán, al sur con la República de Guatemala y Tabasco; al este con Quintana Roo y Belice, y al oeste con el Golfo de México. Es uno de los estados menos poblados del país con una población total 822 mil habitantes y una densidad poblacional de 14 habitantes por kilómetro cuadrado (INEGI, 2011). Sobresale a escala nacional como una de las principales entidades en cuanto a diversidad biológica, la integridad de sus ecosistemas y las posibilidades reales de conservación (CONABIO, 2007). Sin embargo, se caracteriza también por un marcado rezago social y por el elevado nivel de pobreza de su población (CONAPO, 2010). Asimismo presenta una compleja problemática ambiental derivada de los impactos generados por la exploración y extracción de petróleo, el desarrollo económico de la zona costera, la sobreexplotación de los recursos naturales y la ampliación de la frontera agropecuaria (Bustillos, 2000). Campeche es altamente vulnerable a los efectos del cambio climático debido a su ubicación geográfica y su condición de costa, así como por los niveles de marginación y pobreza de su población y la concentración de más de la mitad de sus habitantes en su zona costera.

Resultados y discusión

Funcionarios de dependencias estatales

La edad promedio de los responsables del área de la protección civil de las dependencias gubernamentales es de 42 años. Cerca de la tercera parte (37%) son mujeres y el porcentaje restante (63%) varones. En promedio tienen 7.9 años laborando en las dependencias estatales. En cuanto a escolaridad 14% tiene estudios de nivel preparatoria, más de la mitad (55%) cuenta con licenciatura y una cuarta parte (25%) con nivel de posgrado. El porcentaje restante (6%) cuenta con estudios de secundaria o no registró su nivel de estudios.

Entre un listado de diez problemas que enfrenta la humanidad de cara al siglo XXI, los funcionarios identificaron como los tres más relevantes por orden de importancia: 1) Crisis económica, 2) Cambio climático, 3) Desempleo. Los fenómenos meteorológicos extremos fueron ubicados en séptimo lugar, a pesar de la vulnerabilidad que el estado tiene ante tales eventos. De manera particular reconocen que el estado de Campeche tiene una alta vulnerabilidad ante los efectos del cambio climático (promedio 2, en escala de 1: Muy alta a 5: Muy baja). Dentro de este contexto, más de la mitad (64%) considera que se deben instrumentar de manera inmediata acciones de mitigación y adaptación al cambio climático en Campeche, mientras que el restante 36% percibe que éstas deben llevarse a cabo en un horizonte de mediano y largo plazo.

Dentro de un listado de 15 posibles efectos del cambio climático en Campeche, los funcionarios identificaron como los tres más relevantes por orden de importancia: 1. Incremento en fenómenos meteorológicos extremos, 2. Inundaciones y 3. Sequías. Mientras que eventos como la salinización del manto freático y la disminución de la productividad agrícola a los cuales la entidad es altamente vulnerable fueron ubicados en último y penúltimo lugar.

La mayor parte de los funcionarios (86%) se mostró seguro de poder contribuir a prevenir los riesgos asociados al cambio climático y los desastres naturales en Campeche. Sin embargo, no están plenamente seguros de que en las dependencias donde trabajan se realicen tales acciones, ni tampoco de conocer cabalmente las normas y procedimientos en materia de protección civil para prevenir dichos riesgos.

Con base en un listado de 15 factores que pueden determinar la vulnerabilidad de un territorio al cambio climático, los asistentes identificaron como los tres principales por orden de importancia a: 1) Zonificación y reglamento vigente de uso del suelo, 2) Niveles de pobreza y de marginación y 3) Tasa de deforestación. La proporción de hogares encabezados por mujeres, la proporción de población indígena y la economía basada en recursos naturales fueron ubicadas en último, penúltimo y antepenúltimo lugar respectivamente.

Más de la mitad (61%) manifestó haber recibido capacitación en materia de protección civil relacionadas con la actividad que realizan en las dependencias estatales. La mayor parte (59%) de la capacitación fue proporcionada por el Centro Estatal de Emergencias de Campeche (CENECAM), dependencia responsable de instrumentar y coordinar los programas y mecanismos de protección civil en el estado, y en poco más de la quinta parte (22%) de los casos por instituciones de educación superior. A pesar de ello, la principal fuente de información ambiental para los funcionarios es la televisión y el internet, y de manera secundaria la prensa y la radio. Las acciones que en materia de protección civil están dispuestos a involucrarse de manera personal se limitan al ámbito laboral, y tienen relación con las funciones que las dependencias realizan en la divulgación de las medidas preventivas a la población en general y en el seguimiento de los planes de protección civil.

Funcionarios municipales

La edad promedio de los responsables del área de la protección civil de los municipios es de 43 años. La mayor parte (95%) son varones y el porcentaje restante (5%) mujeres. En promedio tienen 6.6 años laborando en la administración municipal. En cuanto a escolaridad 27% tiene estudios de nivel



preparatoria, cerca de la mitad (45%) cuenta con licenciatura y un 14% con nivel de posgrado. El porcentaje restante (14%) cuenta con estudios de secundaria o no registró su nivel de estudios.

Entre un listado de diez problemas que enfrenta la humanidad de cara al siglo XXI, los funcionarios identificaron como los tres más relevantes por orden de importancia: 1) Pobreza, 2) Salud, 3) Desempleo. El cambio climático y los fenómenos meteorológicos extremos fueron ubicados en quinto y sexto lugar respectivamente. No obstante reconocen al cambio climático como un fenómeno de elevado riesgo para el estado y por lo tanto la mayoría (72%) considera que deben instrumentarse de manera inmediata acciones de mitigación y adaptación, mientras que el restante 28% percibe que éstas deben llevarse a cabo en un horizonte de mediano y largo plazo.

Dentro de un listado de 15 posibles efectos del cambio climático en Campeche, los funcionarios identificaron como los tres más relevantes por orden de importancia: 1. Inundaciones, 2. Incremento en fenómenos meteorológicos extremos y 3. Sequías. Mientras que eventos como la salinización del manto freático y la erosión de la zona costera no fueron reconocidos como relevantes y fueron colocados en último y penúltimo lugar respectivamente.

La mayor parte de los funcionarios (82%) se mostró seguro de poder contribuir a prevenir los riesgos asociados al cambio climático y los desastres naturales en Campeche. Sin embargo, a diferencia de sus homólogos estatales están plenamente seguros de que en las dependencias donde trabajan se realizan acciones para prevenir los impactos del cambio climático, así como de conocer las normas y procedimientos en materia de protección civil.

Con base en un listado de 15 factores que pueden determinar la vulnerabilidad de un territorio al cambio climático, los asistentes identificaron como los tres principales por orden de importancia a: 1) Niveles de pobreza y de marginación, 2) Deforestación y 3) Densidad poblacional. La proporción de población rural y de población indígena así como la economía basada en recursos naturales fueron ubicadas en último, penúltimo y antepenúltimo posición respectivamente a pesar de que cerca de la mitad de la población en Campeche sigue habitando en comunidades rurales.

La mayoría (82%) manifestó haber recibido capacitación en materia de protección civil relacionadas con la actividad que realizan en las dependencias estatales. En más de la tercera parte de los casos (37%) la capacitación fue proporcionada por el CENECAM y en otra tercera parte (32%) por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Las instituciones de educación superior no se mencionaron como instancias de capacitación en la materia. A pesar de ello, la principal fuente de información ambiental para los funcionarios es la televisión y el internet, y de manera secundaria la prensa y la radio. Las principales acciones que en materia de protección civil en la que están dispuestos a participar son aquellas del ámbito laboral relacionadas con la divulgación de las medidas preventivas a la población, la capacitación en las comunidades y el fomento de comportamientos ambientales en el medio laboral.

Conclusiones

El estudio exploratorio permite evidenciar algunas características de interés de los funcionarios públicos relacionados con la protección civil en el estado de Campeche. En primer lugar resalta la preponderancia de varones en estos puestos, con una representación muy baja de mujeres sobre todo a nivel municipal. El tiempo relativamente bajo de permanencia de los funcionarios (de 6 a 7 años) parece indicar ciclos de relevos del personal encargado de la protección civil acordes con los cambios de la administración gubernamental. Esto indudablemente vulnera la institucionalidad de la gestión de riesgos al perderse la continuidad de los procesos y la inversión realizada en la capacitación del personal.

Las necesidades de capacitación en materia de gestión de riesgos y protección civil es clara al considerar que el personal tiene un perfil académico que se limita en la mayoría de los casos a estudios de nivel licenciatura, y para las direcciones municipales este se reduce en una proporción significativa a secundaria y preparatoria. Sin embargo, son éstos últimos los que han recibido mayor capacitación en la materia en comparación con sus corresponsables estatales, posiblemente por estar vinculados de manera más directa y operativa con los programas de protección civil. Los funcionarios estatales y municipales demostraron en general un nivel básico de conocimiento respecto al impacto del cambio climático y sus riesgos asociados. Desde su perspectiva el problema es relevante pero no necesariamente urgente de resolver y esto se refleja en su poca disposición para involucrarse en actividades de mitigación y adaptación más allá del ámbito laboral.

Los resultados indican que los funcionarios tienen problemas para identificar impactos importantes del cambio climático en el estado, tales como la salinización del manto freático y la erosión de la zona costera cuya internalización requiere de mayores elementos conceptuales. Asimismo tienen dificultades para analizar los factores que incrementan la vulnerabilidad social ante los impactos del cambio climático. En el ámbito estatal, los funcionarios incluso no se sienten seguros respecto a sus conocimientos en materia de protección civil y gestión del riesgo ante desastres. Esta situación difícilmente se podrá revertir si las principales fuentes de formación para los funcionarios son la televisión y el internet, tomando en cuenta que los medios masivos son fuentes importantes de información más no necesariamente de educación, dada la naturaleza elemental, diversa e inconexa de la información que manejan (Coyle, 2005). Existe entonces una ventana de oportunidad muy relevante para que con acciones de capacitación apropiadas pueda mejorarse la formación de los tomadores de decisiones en materia de protección civil, para que se conviertan en una fortaleza del sistema y no en su eslabón más débil. En este sentido, la tendencia debe dirigirse hacia la profesionalización de estos puestos, a fin de que se fortalezcan las capacidades institucionales y se establezcan compromisos con la reducción de la rotación de los responsables de la protección civil.

Bibliografía

- Bustillos J. 2000. Petróleo, áreas naturales protegidas y gestión ambiental. México: SEMARNAT. 79 pp.
- Caride J. A., P. A. Meira. 2001. La educación ambiental como estrategia y prácticas: Señas de identidad y perfiles históricos. España: Ariel Educación.
- Coyle K. 2005. Environmental literacy in America. What ten years of NEETF/Roper research and related studies say about environmental literacy in the U. S. Washington: The National Environmental Education & Training Foundation. 128 pp.
- CONABIO. 2007. Regionalización. Consultado en: <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/regionalizacion.html>. Fecha de consulta 9 de agosto de 2008.
- CONAPO. 2010. Índice de marginación por entidad federativa y municipio 2010. Consultado en: http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Indices_de_Marginacion_2010_por_entidad_federativa_y_municipio. Fecha de consulta 15 de diciembre de 2013.
- INEGI. 2011. Perspectiva estadística de Campeche. Instituto Nacional de Estadística y Geografía: México.
- Kollmuss A., J. Agyean. 2002. Mind the act: Why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior?. *Environmental Education Research* 8:239-260.
- Lezama J. L. 2008. La construcción social y política del medio ambiente. México: El Colegio de México. 277 pp.
- Meira A. 2007. Comunicar el cambio climático. Escenario social y líneas de acción. España: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 150 pp.
- Moreno A. R., J. Urbina. 2008. Impactos sociales del cambio climático. México: Instituto Nacional de Ecología, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
- SEGOB. 2014. Sistema Nacional de Protección Civil. Consultado en: <http://www.proteccioncivil.gob.mx/es/ProteccionCivil/Bienvenida>. Fecha de consulta 20 de marzo de 2014.
- Stern N. 2007. The economics of climate change. *The Stern review*. UK: Cambridge University Press. 712 pp.



3.6 Evaluación de los servicios ambientales hidrológicos de predios apoyados por PROBOSQUE en el Estado de México y su asociación al carbono forestal

Paz Fernando¹ y Beltrán Arturo²

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, 56230, México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²Comisión Nacional Forestal, Guadalajara, Jalisco, México.

Resumen

Los servicios ambientales hidrológicos de los bosques, así como los de captura de carbono, son de suma importancia para las sociedades humanas. En el Estado de México se implementó el programa de pago por servicios hidrológicos (PSAHEM) por PROBOSQUE como un mecanismo de compensación a los dueños y poseedores de terrenos forestales por su conservación. La evaluación de la captura de agua (reducción de escurrimientos e incremento de recarga subterránea) de los predios apoyados por el PSAHEM fue realizada a través de balances hidrológicos a escala mensual (precipitación = escurrimiento + evapotranspiración + recarga subterránea + almacenamiento), donde el escurrimiento y la evapotranspiración fueron relacionados con la cobertura de la vegetación, la cual mide la degradación forestal del carbono aéreo. Para poder realizar una evaluación estandarizada de los impactos del PSAHEM, se construyó una línea base de los balances hidrológicos desde el 2000 hasta el año de implementación del programa usando sensores remotos (sensor MODIS) e información meteorológica y con esta referencia se estimaron las pérdidas o ganancias en la captura de agua durante el periodo evaluado (sensores remotos e información meteorológica, calibrada con información de campo local). Los resultados obtenidos fueron positivos y relevantes, y fundamentan este esquema de pagos de servicios ambientales basados en resultados. Al final se discute la posible implementación conjunta, y su evaluación técnica, de pagos asociados al agua y carbono.

Palabras clave: balances hidrológicos, PSAHEM, cobertura forestal, captura de agua, degradación y deforestación.

Introducción

Ante la creciente presión que la sociedad ejerce sobre los recursos forestales, se han planteado esquemas como el pago por servicios ambientales, para incentivar la conservación y/o el incremento del bosque, así como para favorecer la introducción de prácticas de manejo sustentable de los mismos. En este tenor, el Gobierno del Estado de México implementó en 2007 el Programa PSAHEM (Programa para el Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos del Estado de México), mediante el cual se otorgó un apoyo de mil quinientos pesos por hectárea de bosque conservado y protegido.

El PSAHEM tiene como objetivo general conservar las áreas de bosque que contribuyen a la recarga hídrica, para garantizar el suministro de este recurso. Los objetivos específicos del programa son:

- Lograr que los productores forestales mantengan, conserven o aumenten la cobertura forestal natural o inducida.
- Reducir la carga de sedimentos en las partes bajas de las cuencas, promover la conservación de los cuerpos de agua y disminuir los riesgos de inundaciones.
- Retribuir mediante el pago de mil quinientos pesos por hectárea anual, a los dueños, poseedores y usufructuarios de bosques, por el servicio ambiental que ofrecen.

Para llevar a cabo los objetivos planteados, en 2007 se instauró el Fideicomiso para el Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos del Estado de México (FIPASAHM), con un capital semilla de 30 millones de pesos autorizados por el Ejecutivo del Estado. En los años subsecuentes se ha realizado una aportación similar de 30 millones en cada año. La Legislatura del Estado de México aprobó el Decreto No. 94 que contempla la transferencia de recursos al FIPASAHM, del 3.5% del monto total del cobro del agua a los usuarios finales del recurso hídrico.

Las zonas de atención fuera de Áreas Naturales Protegidas (ANP) son: a) bosques naturales con superficies de 20 a 300 hectáreas; b) bosques de reforestaciones con fines de protección o restauración, con superficies a partir de cinco y hasta 300 hectáreas; y c) plantaciones forestales comerciales con fines de producción maderable, con superficies desde cinco y hasta 300 hectáreas; y plantaciones forestales comerciales con fines de producción de árboles de navidad, con superficies a partir de dos y hasta 20 hectáreas. Dentro de las ANP, las zonas de atención son: a) bosques naturales y de reforestación, con superficies a partir de 20 hasta 500 hectáreas; y b) plantaciones forestales comerciales con fines de producción maderable, con superficies desde cinco y hasta 300 hectáreas; y plantaciones con fines de producción de árboles de navidad, con superficies a partir de dos y hasta 20 hectáreas. La captación de agua en los bosques, diferencia entre lo precipitado con lo escurrido y evapotranspirado, es dependiente del uso del suelo (cobertura de la vegetación y su permanencia) y su manejo, así como de la pendiente del terreno y tipo de suelo, principalmente. Así, la estimación de los volúmenes de agua infiltrados requiere del conocimiento de la relación precipitación-escurrimiento, la cual varía espacialmente en función de los parámetros discutidos. A nivel de predios apoyados por el PSAHEM, dejando fijo el tipo de suelo, el principal factor a considerar son los cambios en la cobertura de la vegetación (estrato inferior y superior), por lo que es necesario realizar estimaciones confiables de este parámetro biofísico. A nivel anual, los volúmenes captados, infiltrados, por las acciones que promueve el Programa, requiere de aproximar eventos de precipitación a nivel integrado (ciclo de crecimiento de la vegetación y distribución de eventos de lluvia en el año) para poder tener una aproximación razonable a la construcción de indicadores o parámetros asociados al funcionamiento del Programa a escala de los predios apoyados. Los sensores remotos, a bordo de plataformas espaciales, permiten realizar estimaciones confiables de la cobertura de la vegetación a la escala de píxeles individuales (desde 30 m a 250 m), con cubrimiento espacial exhaustivo y tiempo de revisita al mismo píxel corto (desde 16 días a 1 día). El uso de esta tecnología nos permite modelar la respuesta precipitación-escurrimiento (cambios en la cobertura de la vegetación) en forma confiable, pudiéndose tener información histórica de las bases de datos satelitales para definir líneas base (sin PSAHEM) y evaluar el impacto del Programa (con PSAHEM). Para poder usar la información satelital en forma confiable, es necesario su calibración con información terrestre, particularmente la asociada al control de la relación precipitación-escurrimiento.

Insumos en la evaluación

En la Figura 1 se muestran los predios apoyados por el PSAHEM en los diferentes años de la evaluación del programa. Para poder realizar balances hídricos a nivel de predios, se seleccionaron las estaciones meteorológicas de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) en el Estado de México y sus alrededores, tal como se muestra en la Figura 2. Considerando que la información satelital del sensor MODIS usada en este trabajo está a una resolución espacial de píxeles de 250 m x 250 m, a nadir, el Estado de México fue discretizado a esta resolución espacial con una malla, donde todos los predios apoyados por el PSAHEM fueron analizados a esta resolución espacial (Figura 3), permitiendo tener una armonización de escalas entre la evaluación de balances hídricos y estimaciones de la cobertura de la vegetación con sensores remotos. Para la malla climática, las estimación de

precipitación y evapotranspiración potencial (ET_p), basada en temperaturas por el método de Hargreaves (Hargreaves y Allen, 2003), fue realizada a nivel de píxeles de la malla usando las funciones de Lipschitz (Beliakov, 2006), ver Figura 4. Este método de interpolación genera zonas de influencias discretas de las estaciones meteorológicas. En relación al establecimiento de una relación entre la cobertura aérea de la vegetación (COB) y variables hidrológicas, se generó una relación inicial con el coeficiente de escurrimiento ($C_e = Q/P$, donde Q es el escurrimiento directo y P la precipitación, ambas variables a escala anual), usando la base de datos de lotes de escurrimiento del Sistema Nacional de Información Hidrológica (SNIH) (Marin-Sosa y Paz-Pellat, 2012). La Figura 5 muestra la relación establecida, que tiene un patrón similar en cuencas con solo escurrimiento superficial sin aportes subterráneos (Marillier y Shakya, 2009).

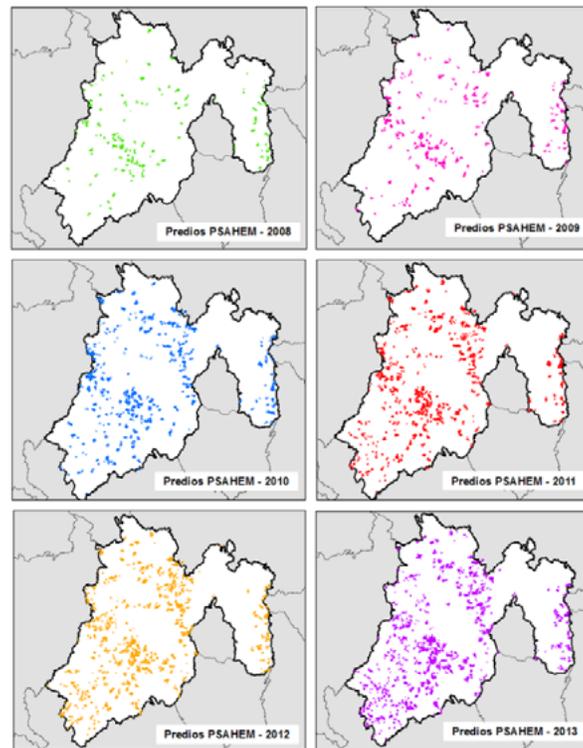


Figura 1. Localización geográfica de los predios apoyados por el PSAHEM en el periodo 2008-2013.

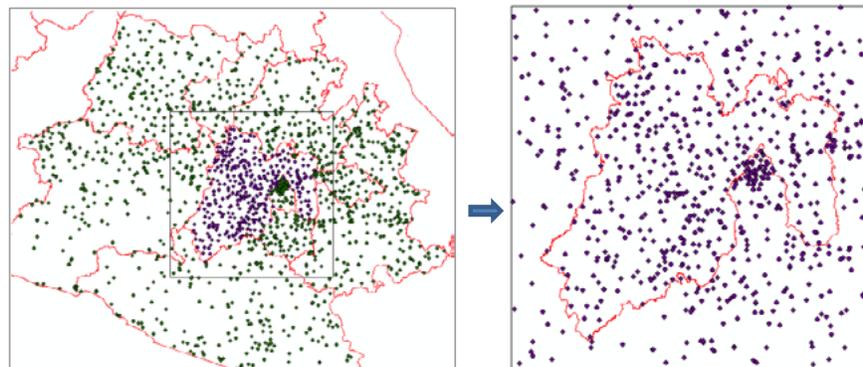


Figura 2. Localización de las estaciones meteorológicas de CONAGUA usadas en este trabajo.

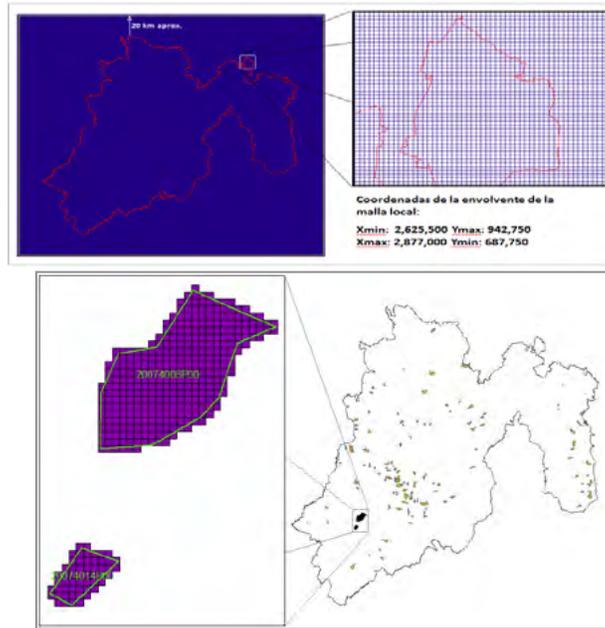


Figura 3. Malla de cubrimiento estatal, y de predios del PSAHEM, con discretización de 250 m.

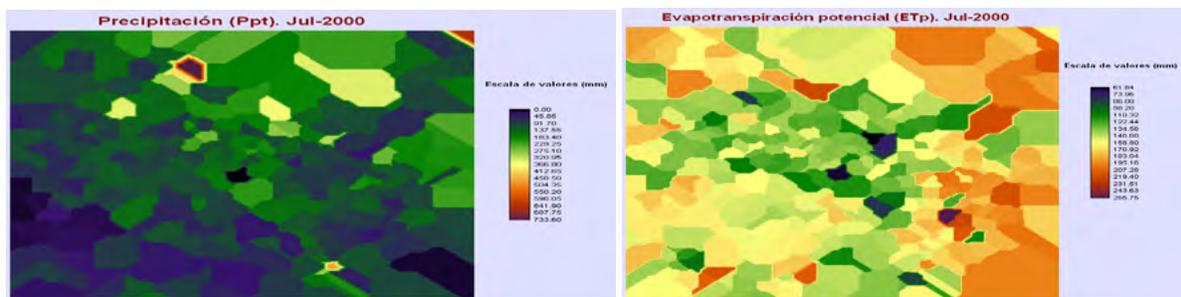


Figura 4. Ejemplo de interpolación mensual usando funciones de Lipschitz.

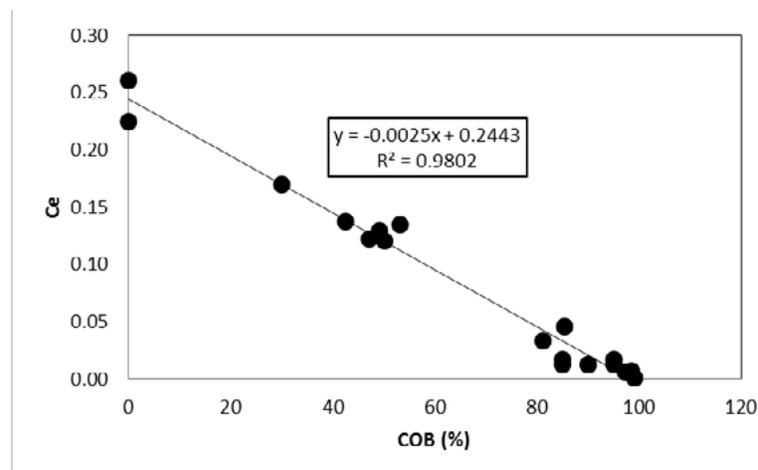


Figura 5. Relación entre el coeficiente de escurrimiento y la cobertura aérea usando datos del SNIH.

Para estimar la evolución temporal intra e interanual de la cobertura aérea de la vegetación a través de sensores remotos, se utilizaron índices espectrales de la vegetación (IV), tal como se muestra en la

Figura 6. El IV seleccionado fue el IVIS (Paz *et al.*, 2011), ya que muestra efectos mínimos de saturación cuando el índice de área foliar (IAF) es mayor a 3.

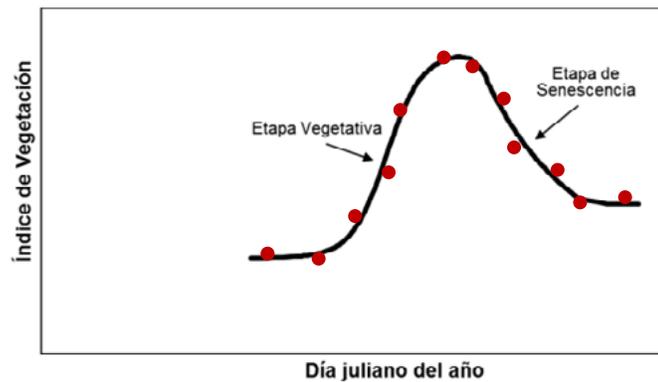


Figura 6. Esquematización de la evolución temporal de un IV y la curva paramétrica del crecimiento anual asociada.

La información diaria del IVIS, generada de las imágenes satelitales del sensor MODIS, fue utilizada para parametrizar una curva de crecimiento espectral, Figura 6, a través de transformaciones no lineales del IV para linearizarlo.

Partiendo de la relación lineal entre en IVIS y el IAF (Paz *et al.*, 2011) y la Ley de Lambert-Beer, se parametrizó la cobertura aérea (COB) en función del IVIS utilizando un par de datos consecutivos del IVIS. La Figura 7 muestra los resultados de esta parametrización.

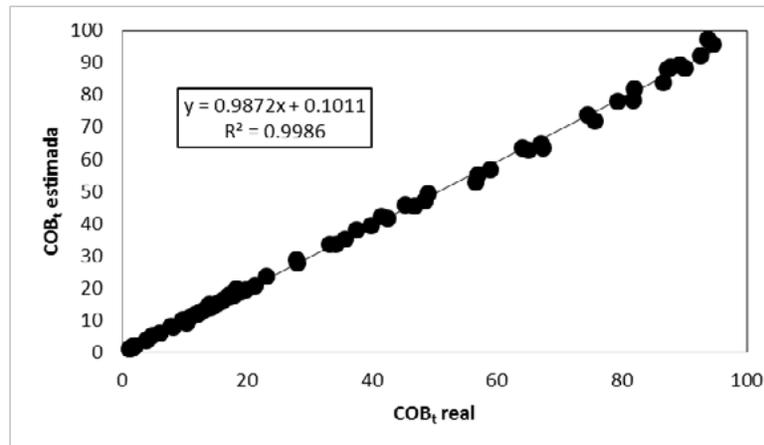


Figura 7. Resultados de la parametrización de las estimaciones de la cobertura aérea a partir del IVIS.

Para la estimación de la evapotranspiración actual de la vegetación (ETA) a partir de la potencial (ETA) se utilizó el enfoque de coeficientes de cultivo (Kc) de FAO (Doorenbos y Pruitt, 1977; Allen *et al.*, 1998), Figura 8.

El coeficiente del cultivo fue planteado en función de la precipitación / infiltración del follaje de la vegetación (McNaughton y Black, 1973; Shuttleworth y Calder, 1979) y parametrizado usando la precipitación y la cobertura aérea de acuerdo a información disponible en la literatura.

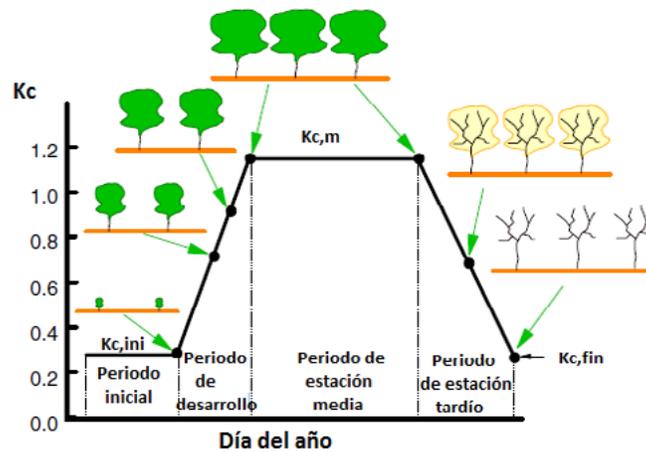


Figura 8. Evolución del coeficiente del cultivo K_c durante un año (adaptado de Allen *et al.*, 1998).

Algoritmo de balance hídrico

Las relaciones (1) muestran el modelo general de balance hídrico (t = tiempo) para estimar la recarga subterránea (R_s) a nivel de pixel en cada predio del PSAHEM.

$$R_s = P - ET_a - (C_e)(P), \text{ si } R_s \geq 0$$

$$R_s = 0, \text{ de otra forma}$$

$$C_e = 0.244 - 0.0025COB$$

$$ET_a = K_c E T_o$$

$$K_c = K_{c, \min} + 0.000875P \left(\frac{COB}{100} \right)$$

$$K_{c, \min} = 0.40 + 0.35 \left(\frac{COB}{100} \right)$$

$$COB_t = \frac{1}{a + b \left(\frac{IVIS_{t-1}}{IVIS_t} \right) + c \left(\frac{IVIS_{t-1}}{IVIS_t} \right)^2}$$

$$a = 0.00723 - 0.00490 \left(\frac{1}{COB_{t-1}} \right)$$

$$b = -0.00712 + 0.97957 \left(\frac{1}{COB_{t-1}} \right)$$

$$c = -0.00051 + 0.05741 \left(\frac{1}{COB_{t-1}} \right)$$

(1)

La evaluación de cada predio del PSAHEM fue realizada estableciendo una línea base de referencias (2000-20079 sin PSAHEM en relación al PSAHEM (2008-2013). Para la línea base de referencia se desechó el valor máximo y el mínimo y se ajustó una línea recta por regresión estadística (Figura 9).

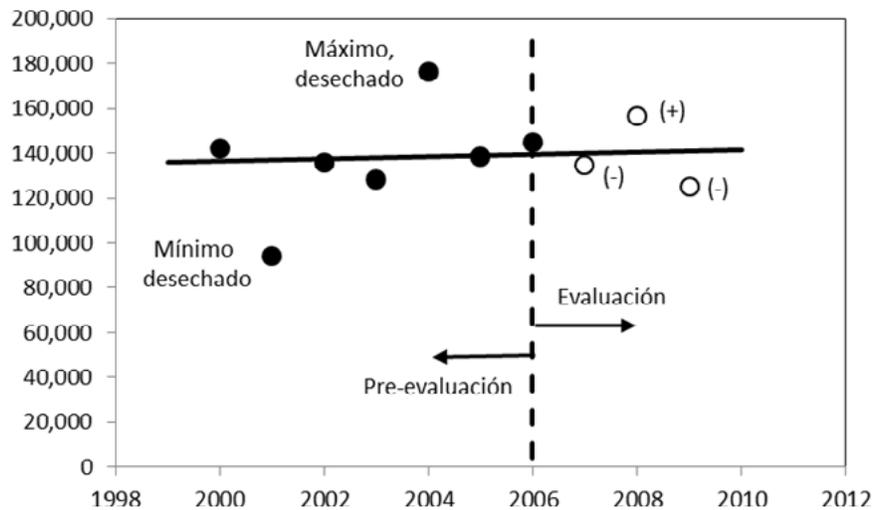


Figura 9. Ejemplo esquemático de la evaluación del PSAHEM e interpretación de los valores negativos y positivos.

Resultado de la evaluación del PSAHEM

El Cuadro 1 muestra los resultados de la evaluación del PSAHEM para el periodo 2008-2013, integrando todos los predios apoyados en el estado.

Cuadro 1. Resultados de la evaluación del PSAHEM

Año	Superficie Apoyada (ha)	Recarga Subterránea (m ³)	Evaluación (m ³)	Evaluación (m ³ /ha)	Evaluación (\$/m ³)
2008	16,726.73	72,171,010.01	29,376,084.80	1,756.24	0.85
2009	23,941.00	107,082,231.32	27,752,868.12	1,159.22	1.29
2010	51,369.00	234,259,317.85	84,203,491.34	1,639.19	0.92
2011	56,558.73	208,342,904.01	80,564,730.03	1,424.44	1.05
2012	62,029.57	220,846,615.22	83,971,857.42	1,353.74	1.11
2013	67,350.67	229,789,777.33	88,591,792.60	1,315.38	1.14

Para tener un contexto del comportamiento promedio de los predios del PSAHEM apoyados, ciclo 2008-2013, podemos estimar el promedio de la recarga subterránea (ganancia) del PSAHEM es de 1,441 m³ ha⁻¹ y el costo (subsidio) promedio es de alrededor de \$ 1.06/m³.

En el 2013 el costo del agua en bloque que vende la Comisión del Agua del Estado de México (CAEM) a los municipios estuvo entre 3.89 y 8.37 pesos por metro cubico. El costo del agua varía debido a la cantidad que se suministra a cada localidad y a la distancia que se tiene que recorrer para llegar a su destino. En 2013 también, los usuarios que reciban agua de la CONAGUA y utilicen la infraestructura de la CAEM, por la conducción de los volúmenes asignados pagan 2.16 pesos por metro cubico de las fuentes federales. El agua en carros tanques costo 10.87 pesos por metro cubico para todos los municipios y el agua disponible dentro de las instalaciones de las plantas de tratamiento estatales pagaron 2.10 pesos por metro cubico por uso a cargo del municipio y 4.88 pesos por otros usos.

Servicios hidrológicos y carbono

La relación entre la biomasa aérea viva (carbono) de bosques/selvas y el IAF ha sido mostrada empíricamente por numerosos autores (Suganuma *et al.*, 2006; Zheng *et al.*, 2007), por lo que el modelo hidrológico presentado describe la evolución del carbono aéreo de la vegetación. En términos generales, la Figura 10 muestra la relación entre el IAF y la COB de diferentes tipos de ecosistemas terrestres en su fase madura (Asner *et al.*, 2003).

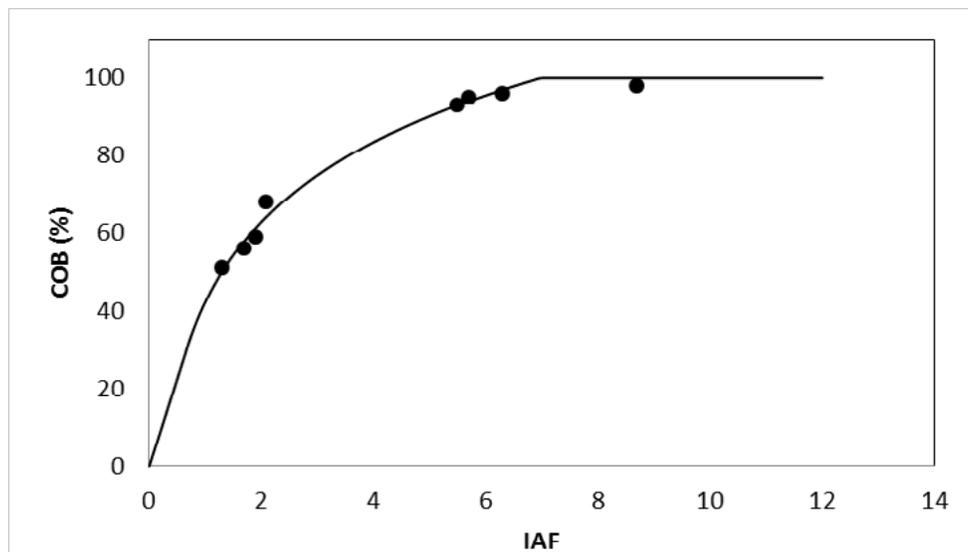


Figura 10. Relación entre el IAF y fv promedios. Adaptado de Asner *et al.* (2003).

Conclusiones

Los desarrollos presentados en este trabajo permiten relacionar los servicios hidrológicos con los asociados a la captura y conservación del carbono en la biomasa aérea de la vegetación, principalmente bosques.

De lo anterior, el uso de la cobertura aérea de la vegetación como variable de interrelación de la respuesta hidrológica de la vegetación y de la captura de carbono permite un marco general de integración de estos dos servicios ecosistémicos.



Bibliografía

- Allen R. G., L. S. Pereira, D. Raes, M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56. FAO, Rome, Italy. 298 pp.
- Asner G. P., J. M. O. Scurlock, J. A. Hicke. 2003. Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. *Global Ecology and Biogeography* 12:191-205.
- Beliakov G. 2006. Interpolation of Lipschitz functions. *Journal of Computational and applied Mathematics* 196:20-44.
- Doorenbos J., W. O. Pruitt. 1977. Guidelines for predicting crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper, Vol. 24, FAO, Rome. 179 pp.
- Heargraves G. H., R. G. Allen. 2003. History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation. *J. Irrig. Drain. Eng.* 129:53-63.
- Marillier B., J. Hall, D. Shakya. 2009. Water-balance modeling of the Leschenault catchment. Water science technical series no. WST 10. Department of Water. Perth, Western Australia. 57 pp.
- Marin-Sosa M. I., F. Paz-Pellat. 2012. Sistema nacional de información de erosión de suelos: vistas a modelación. In: F. Paz y R.M. Cuevas (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie: Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de México e Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. pp. 51-58.
- McNaughton K. G., T. A. Black. 1973. A study of evapotranspiration from a Douglas fir forest using the energy balance approach. *Water Resour. Res.* 9:1579-1590.
- Paz F., M. Reyes, E. Medrano. 2011. Diseño de índices espectrales de la vegetación usando curvas iso-suelo. *Agrociencia* 45:121-134.
- Suganuma H., Y. Abe, M. Taniguchi, H. Tanouchi, H. Utsugi, T. Kojima, K. Yamada. 2006. Stand biomass estimation method by canopy coverage for application to remote sensing in an arid área of Western Australia. *Forest Ecology and Management* 222:75-87.
- Shuttleworth E., I. R. Calder. 1979. Has the Priestley-Taylor equation any relevance to forest evaporation? *Journal of Applied Meteorology* 18:638-646.
- Zheng G., J. M. Chen, Q. J. Tian, W. M. Ju, X. Q. Xia. 2007. Combining remote sensing imagery and forest age inventory for biomass mapping. *Journal of Environmental Management* 85:616-623.

3.7 Programa Municipal ante el Cambio Climático de Tuxtla Gutiérrez

Franco-Guillén Juan C.¹; Franco-Guillén Nancy G.¹; Díaz-Orantes Melisa¹; Ojeda-Velasco Ana C.¹; Torres-Ventura Julia G.¹; Franco-Guillén Gabriel A.¹; Escobar-López Agustín¹; Pascacio-Velázquez José M.²; Mandujano-Franco Luis M.¹ y Orihuela-Belmonte Edith³

¹*Cecropia soluciones locales a retos globales A.C., Río Pichucalco 126 Col. Albania Alta, C.P. 29010, Tuxtla Gutiérrez Chiapas. Autor para correspondencia: carlos@cecropia.org*

²*Medio Ambiente, Productividad y Sociedad A.C. 8a Norte Poniente Norte 1115A Colonia Vista Hermosa C.P. 29030, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.*

³*El Colegio de la Frontera Sur Unidad Campeche, Av. Rancho Poligono 2A, Col. Ciudad Industrial, C.P. 24500, Lerma Campeche, Campeche.*

Resumen

El Programa Municipal de Cambio Climático del Tuxtla Gutiérrez (PROMACC Tuxtla) es el instrumento de política pública para reducir la vulnerabilidad al cambio climático y mitigar las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) en el municipio. A través de este, Tuxtla Gutiérrez (TGZ) busca contribuir a los esfuerzos para reducir los impactos del cambio climático. Se identificaron evidencias de cambio en el clima local y los escenarios para el presente siglo suponen un aumento significativo en la vulnerabilidad. En 2010, TGZ emitió 1, 708,447 t de CO₂e. El sector de la energía fue el que generó la mayor parte de las emisiones (41%, 806,757 t de CO₂e), estas se debieron principalmente al uso de combustibles fósiles (gasolina y diésel) consumidos por el transporte local y flotante. El Uso de suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura (USCUSS) en segundo lugar, con 546,620 t de CO₂e (32%), seguido por el sector residuos con 342,131 t de CO₂e (20%). Se registró un aumento de las emisiones de GEI del 51.7% durante el período de 2006 a 2012, 2.3 veces más que a nivel global entre 2000 y 2010 (22.5%)¹⁰. Mientras tanto, el “Escenario Tendencial” muestra que de continuar con el modelo actual, TGZ emitirá 4.9 millones de t de CO₂e en 2030 (288% con respecto a 2010). Además, el escenario de Acción propone acciones de adaptación y mitigación (sectores prioritarios) en caso de aplicarse, podrían reducir la vulnerabilidad y hasta un 52.11% de las emisiones respecto a la línea base si se ejecutan las políticas de cambio también propuestas como el reglamento de cambio climático, la Comisión Interinstitucional Municipal de Cambio Climático y su Consejo Consultivo.

Palabras clave: cambio climático, municipio, gases de efecto invernadero, escenarios, vulnerabilidad, adaptación, mitigación.

Abstract

The Municipal Climate Change Program of Tuxtla Gutiérrez (PROMACC TGZ for its initials in Spanish) is the public policy instrument developed to reduce climate change vulnerability and to mitigate Green House Gases Emissions (GHG) in the municipality. Through this, Tuxtla Gutiérrez aims to prepare and act on climate change conditions, involving citizens, private sector and the government participation. There is evidence of local climate change since 1980 to 2010 in temperature and precipitation patterns. In 2010, Tuxtla Gutierrez emitted 1, 708,447 t of CO₂e. (41% from the energy sector mainly from transportation; 32%; from Land Use Change of Use and Forestry

¹⁰ A partir de IPCC, 2013.



(LULUCF) and waste emitted 20%) The baseline scenario shows an increase in GHG emissions of 51.7% since 2006 to 2012, much higher than the global average. Meanwhile, BAU scenario shows that if Tuxtla continues with the current model will emit 4.8 million tons of CO₂e in 2030. Moreover, the Mitigation scenario proposes several mitigation projects (priority sectors) that if were implemented, could reduce about 52.11% of BAU scenario.

Introducción

El Programa Municipal Ante el Cambio Climático de Tuxtla Gutiérrez (PROMACC_{TGZ}) es el instrumento que guía la toma de decisiones para la transición hacia la adaptación y mitigación a nivel local, presenta el sustento técnico y jurídico-insitucional para las siguientes etapas del proceso de preparación que obedece la legislación federal y estatal en cambio climático con un enfoque local.

El PROMACC se presenta en tres escenarios: escenario de referencia (pasado), tendencial y acción. El “*escenario de referencia*”, muestra el análisis de los cambios en el clima presente en términos de temperatura y precipitación (1980-2010), así como de los eventos hidrometeorológicos que causaron desastres. Se reporta el inventario anual de GEI de 2005 a 2012 (2010 año base) para los 5 sectores de la metodología IPCC (1996), y el análisis del marco legal demuestra que se requieren reformas para la implementación del programa.

El “*Escenario tendencial*”, proyecta los escenarios de cambio climático para el presente siglo y las proyecciones en emisiones de GEI hacia 2030. En ambos casos bajo los supuestos de inacción, es decir, que conllevan a aumentar la vulnerabilidad climática y el incremento en las emisiones de GEI.

Finalmente, el “*Escenario de acción*”, presenta propuestas técnicas, jurídico-institucionales y de gobernanza para que el municipio de Tuxtla pueda sustentar una discusión sobre sus propios compromisos, tanto en adaptación como en mitigación.

Materiales y métodos

El Inventario Municipal de Gases de Efecto Invernadero (IMGEI_{TGZ}) se desarrolló en base a las Metodologías revisadas (IPCC, 1996) para la elaboración de inventarios nacionales de GEI y sus guías de buenas prácticas para manejo de incertidumbres de 2003 para USCUS y 2000 para los demás sectores, con el fin de mantener consistencia metodológica entre los inventarios estatales y nacionales. Adicionalmente, para asegurar mayor consistencia y estandarización internacional, dada la escala municipal se utilizó el estándar (ISO-14064-1, 1996) Especificaciones y guías a nivel organizacional para la cuantificación y reporte de emisiones y remociones de gases de efecto invernadero.

El nivel de exhaustividad que con el que se elaboró el PROMACC es de alcance 2 debido al uso de datos de actividad locales proporcionados por las diferentes dependencias municipales, estatales y federales a través de la gestión de información de la Secretaría de Ecología Municipal. Con el fin de comparar y comprender la dinámica histórica de las actividades que generan emisiones y su tendencia se optó por calcular y analizar el IMGEI_{TGZ} en el periodo de referencia 2005-2012 y centrar los resultados al año base 2010 para mantener concordancia con el Programa de Acción ante el Cambio Climático del estado de Chiapas (PACCCH). Los escenarios tendenciales de emisiones han sido calculados en base a las tasas históricas de crecimiento media anual de los datos de actividad, y en el caso de los escenarios de consumo eléctrico, gas LP y residuos se han utilizado las tasas de las Proyecciones de la población 2010-2050 (CONAPO, 2010).

El análisis de vulnerabilidad del periodo de referencia se realizó con base a las metodologías descritas en el Anexo I de la Estrategia Nacional de Cambio Climático, los escenarios climáticos del modelo japonés utilizados por el Programa de Acción ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas

(PACCCH) y el Estudio de Vulnerabilidad Social y Económica para las regiones Metropolitana, Soconusco, Frailesca, Sierra Mariscal, Valles Zoque y Norte de Chiapas (MAPS, 2012). Estas mismas metodologías son utilizadas para el escenario tendencial y de acción.

Para el desarrollo de los escenarios de referencia y de mitigación, se realizaron proyecciones a través del software de modelación de emisiones de GEI desarrollado por el Instituto Ambiental de Estocolmo (LEAP) y en algunos casos se aplicó el cálculo de las tasas de crecimiento media anual no acumulada (tcmna) del periodo de referencia (inventarios de GEI 2005-2012).

Se desarrolló la curva de costos marginales de abatimiento para todas las propuestas de mitigación, identificando las de eficiencia energética y recuperación y mantenimiento forestal como las más costo-efectivas.

Se revisaron todos los reglamentos municipales vigentes y se comparó su concordancia con distintos instrumentos como la Ley General de Cambio Climático (LGCC), la Ley para la Adaptación y Mitigación ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas (LAMCCCH) y la Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC, 2013) y el Programa de Acción ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas (PACCCH).

Resultados y discusión

Vulnerabilidad y adaptación municipal

De acuerdo al Atlas Climático generado por el Centro de Ciencias de la UNAM (Monterroso *et al.*, 2013), el municipio está catalogado en nivel de media vulnerabilidad a los efectos del cambio climático y su capacidad adaptativa, baja sensibilidad climática y como alta exposición a estos efectos. El Atlas Municipal de riesgos de Tuxtla Gutiérrez identifica que el 75% del área urbana del municipio presenta una vulnerabilidad baja a media a desastres y el 25% del área urbana restante se identifica como alta o muy alta (Ayuntamiento de Tuxtla Gutiérrez, 2012).

El PROMACC_{TGZ} indica evidencias de cambio para Tuxtla Gutiérrez; entre 1980 a 2010 se ha registrado un aumento de 1 °C en las temperaturas mínimas promedio y 0.5 °C en las temperaturas medias, mientras que el promedio de las temperaturas altas no reflejan un incremento aún considerable. Los escenarios climáticos muestran un aumento generalizado de la temperatura para el futuro cercano (SN) de aproximadamente 0.6 °C, en promedio para las temperaturas medias y máximas, y de 0.7 °C en promedio para la temperatura para el futuro lejano (SF) se esperan aumentos entre los 2.4 °C y 2.8 °C en promedios para las temperaturas mínimas, máximas y promedio, estas proyecciones coinciden perfectamente con la tendencia de tropicalización de las noches y pérdida de eventos fríos de duración prolongada observada a partir de los años 50 para el municipio (PACCCH, 2011).

Respecto a la precipitación, de 1970 a 2010 no existen evidencias de modificaciones en los patrones promedio de lluvia, sin embargo se ha registrado un aumento constante en el número de lluvias torrenciales dentro de la cuenca del Río Sabinal que en años anteriores han provocado inundaciones en las colonias adyacentes a la cuenca del río. Los daños por inundación se acentúan por la presencia de asentamiento humanos en zonas propensas a inundaciones disminuyendo la velocidad de filtración de agua; la pérdida de cobertura forestal urbana debido a la expansión de la mancha urbana ha ocasionado que se incremente el riesgo de inundaciones (CONAGUA, 2012).

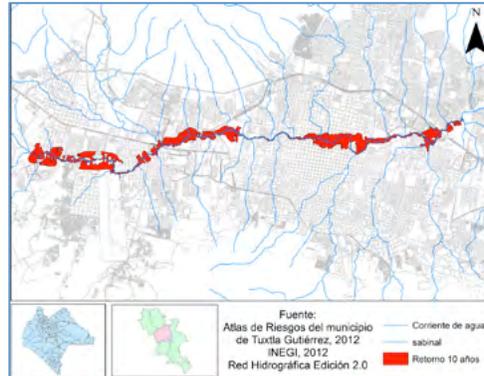


Figura 1. Exposición a inundaciones por fenómenos hidrometeorológicos extremos, (Ayuntamiento de Tuxtla Gutiérrez, 2012).

Los escenarios de cambio climático en la zona de Tuxtla Gutiérrez indican que con cambios de 2 °C en la temperatura y disminuciones de 5% en las lluvias, aproximadamente hacia mediados del presente siglo, la disponibilidad de agua tenderá a disminuir, sobre todo en la cantidad de agua superficial. Dado que el municipio no cuenta con las capacidades requeridas en cuanto a reducción de la vulnerabilidad es altamente probable que estas condiciones impacten a la salud, la economía, el medio ambiente, la seguridad y la infraestructura del municipio, por lo tanto su adaptación está en riesgo. Es imperativo que el municipio invierta en acciones e infraestructura que permita disminuir los peligros ocasionados por fenómenos hidrometeorológicos extremos (ondas de calor y precipitaciones extremas) con la adecuación de un reglamento que regule a la población expuesta a riesgos, así como a las actividades que tiene impacto directo e indirecto en el incremento de la vulnerabilidad y a través de éste generar e incentivar la cultura de la prevención.

Tuxtla Gutiérrez, contribución al cambio climático y escenario de mitigación

En 2010 Tuxtla Gutiérrez emitió 1, 708,447 t CO₂e, éstas crecieron un 51.5% en el periodo 2005-2012. La principal fuente de emisión fue el transporte con un 41% por el consumo de combustibles, seguido por el cambio de uso de suelo con el 32% (pérdida de cobertura forestal debido al incremento de la mancha urbana), los residuos sólidos con el 20%, el consumo de Gas LP residencial 6%, mientras que la agricultura y los procesos industriales representan menos del 1% (Figura 2). La emisión per cápita en Tuxtla Gutiérrez fue de 3.1 t de CO₂e para el año base.

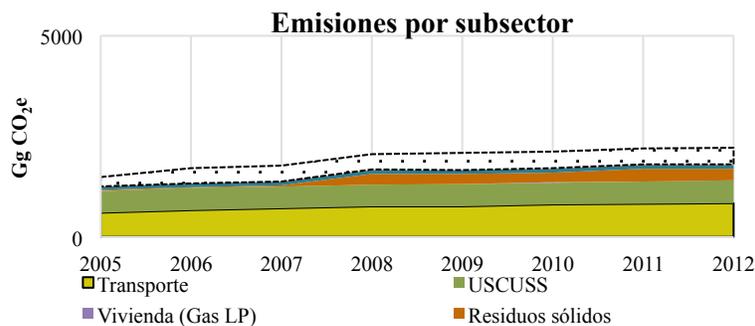


Figura 2. La principal fuente de emisiones municipales en el periodo 2005-2012 fue el transporte, se muestra la emisión histórica de los sectores analizados en el PROMACC.

Los reglamentos del municipio no se encuentran alineados a las políticas públicas actuales ni a la realidad presente del municipio, y no incluyen temas de cambio climático, sustentabilidad y buena gobernanza. Tampoco existe coherencia en las funciones, atribuciones e instancias administrativas y los planes no están enfocados a la realidad socioeconómica y geográfica actual, que permita reducir la vulnerabilidad y el aumento de las emisiones de GEI.

Si el municipio mantiene el mismo crecimiento que ha experimentado en los últimos años; teniendo en cuenta el aumento en la apertura de servicios, en fuentes móviles de emisiones, y la inacción en temas de adaptación y mitigación, se espera que las emisiones de GEI para el año 2030 sean de 4,880,190 t de CO₂e, lo que representa un crecimiento del 104.92% con respecto a las emitidas en el 2010.

El escenario tendencial muestra un crecimiento acelerado del parque vehicular que se estima que el municipio podría pasar de un índice de motorización de 310 vehículos/1,000 habitantes en 2010 a 653 vehículos/ 1,000 habitantes para el 2030, y en conjunto con la tendencia de expansión de la mancha urbana se incrementarían los kilómetros vehículo recorridos. Los sectores de consumo de energía residencial y residuos sólidos está influenciado directamente con el crecimiento poblacional al que se le atribuye por ser la capital del estado de Chiapas, además que la dinámica de uso de energía y generación de residuos está siendo potencializada por la oferta de nuevos productos y servicios.

El municipio tiene potencial para mitigar GEI, esto mediante mecanismos de política público y desarrollo de proyectos que contengan una base justificable para la reducción de GEI. La línea tendencial de emisiones de Tuxtla Gutiérrez se construyó en base al Inventario Municipal de GEI y de los programas sugeridos para el escenario de acción 2015-2030. Las propuestas de acciones y proyectos bajos en emisiones contenidos en PROMACC podrían reducir 2,498,634 t de CO₂e en el municipio. Dentro de las propuestas de mitigación y adaptación el PROMACC incorpora la propuesta de un marco jurídico instrumentado por reglamentos para diversas actividades que tienen impacto y relación con el cambio climático municipal con el fin de regularlos y transitar a un municipio sustentable. En la siguiente Figura 3, se pueden observar los escenarios tendencial y de mitigación.

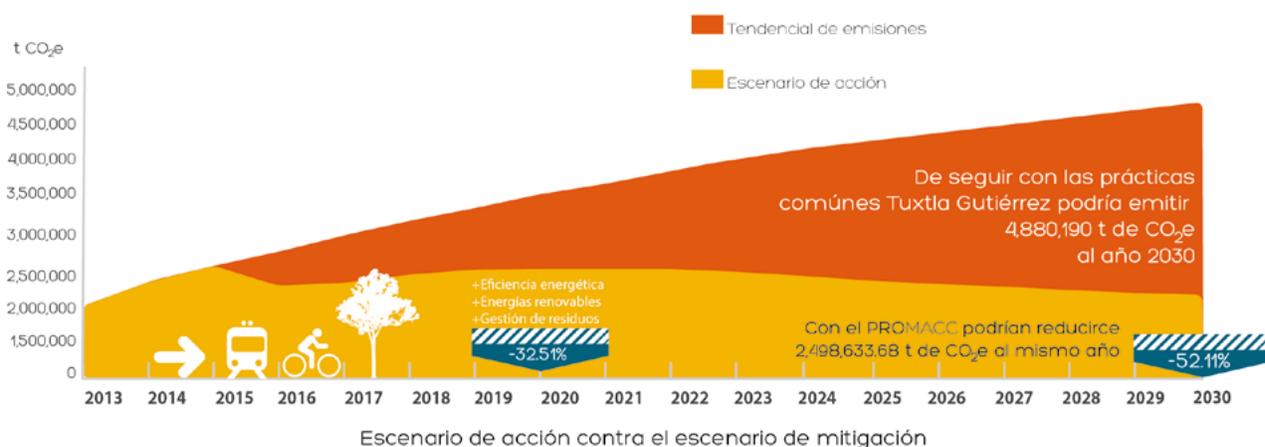


Figura 3. De seguir con las mismas prácticas Tuxtla Gutiérrez podría emitir 4,880,190 t de CO₂e en el 2030, la oportunidad de transitar a una ciudad sustentable está en la implementación de estrategias de mitigación y adaptación, si bien con estas estrategias no se reduce a las emitidas en el 2010 en el año 2030 podrían mantenerse en un rango similar.

Conclusiones



Tuxtla Gutiérrez es un municipio altamente vulnerable a los efectos del cambio climático, por lo que es importante ejercer acciones inmediatas para reducir las causas que lo generan y atender los problemas derivados de este. La emisión per cápita de GEI que presenta el municipio es muy elevada con respecto a la que presentan grandes urbes como Rio de Janeiro, es por ello que el programa presenta metas que ayuden a guiar las acciones en el municipio.

Se propone la actualización del marco jurídico, la creación de instituciones como la Comisión de Coordinación Interinstitucional de Cambio Climático del municipio de Tuxtla Gutiérrez, acompañada del Consejo Consultivo de Cambio Climático y el Comité Científico Asesor.

Desde la perspectiva de adaptación, se propone la mejora de los sistemas de planeación de mediano y largo plazo, considerando los cambios proyectados a futuro, así como incentivar la prevención de riesgos vinculados a cambio climático.

Para la reducción de emisiones es necesaria la implementación de proyectos en distintas áreas como el transporte, el manejo integral del territorio, eficiencia energética y la gestión de los residuos, que en conjunto podrían reducir en un 52% las emisiones proyectadas para el 2030.

Bibliografía

- Ayuntamiento de Tuxtla Gutiérrez. 2012. Atlas de Riesgo del Municipio de Tuxtla Gutiérrez. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- CONAGUA. 2012. Protección Civil Chiapas. Consultado en: <http://www.proteccioncivil.chiapas.gob.mx/site/descargas/documentos/DOC02131109.pdf>. Fecha de consulta 25 de octubre de 2013.
- CONAPO. 2010. Proyecciones de la población 2010-2050. 102 pp.
- ENCC. 2013. Gobierno de la Republica. Estrategia Nacional de Cambio Climático. Visión 10-20-40. Consultado en: <http://www.encc.gob.mx/>. México, D.F.
- IPCC. 1996. Revised 1996 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC. 2013. Summary for Policymakers. *In*: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- ISO-14064-1. 1996. International Standard Organization: Greenhouse gases – Part 1: Specification with guidance at the organizational level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals.
- MAPS. 2012. Estudio de Vulnerabilidad Social y Económica para las regiones Metropolitana, Soconusco, Frailesca, Sierra Mariscal, Valles Zoque y Norte de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Monterroso R. A., A. Fernández, R. I. Trejo, A. C. Conde, J. Escandón, L. Villers, C. Gay. 2013. Universidad Nacional Autónoma de México. Vulnerabilidad y Adaptación a los Efectos del Cambio climático en México. Obtenido de Atlas Climático UNAM. Consultado en: <http://atlasclimatico.unam.mx/VyA/#1>.
- PACCCH. 2011. Gobierno del Estado de Chiapas, Conservación Internacional, Embajada Británica en México. Programa de Acción ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas. Consultado en: <http://www.cambioclimaticochiapas.org/portal/descargas/paccch/paccch.pdf>.

3.8 Causas de la deforestación en México: acceso y gobernanza

Paz Fernando¹; de Jong Ben² y Castillo Miguel A.³

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México. 56230, México. Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

²El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 x 61 No. 264, Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche.

³El Colegio de la Frontera Sur, Campus San Cristóbal de las Casas, S.C.L.C., Chiapas.

Resumen

La deforestación en México en los últimos años se ha reducido aparentemente, aunque todavía tiene cifras alarmantes. Los motores y causas subyacentes de la deforestación han sido analizados por diferentes autores y con diferentes variables “causales”, sin un consenso para ámbitos nacionales o regionales. El planteamiento de este trabajo es que el factor “acceso”, definido como la distancia a obras o usos antropogénicos (e.g. localidades, carreteras, caminos, zonas agrícolas, bosques perturbados, etc.) explica, en términos estadísticos, la mayor parte de la varianza asociada a la deforestación y que solo este factor es suficiente para caracterizar el riesgo o probabilidad de deforestación, sin requerirse modelos econométricos más elaborados. Esta situación se ejemplifica en el caso de Chiapas, donde un modelo de acceso da resultados similares a un modelo multivariado con más factores. Ahora bien, si el acceso es el factor crítico para que la deforestación se presente, la gobernanza forestal define las probabilidades de que el evento se presente, como barrera contra presiones externas o internas (causas subyacentes). Así, de los factores más importantes para lograr una gobernanza efectiva, eficiente y eficaz, es la capacidad de las comunidades de realizar un monitoreo o seguimiento de sus recursos, como un mecanismo de retroalimentación (e.g. sanciones graduales) para ajustar los acuerdos y normas elaborados por ellos mismos.

Palabras clave: acceso, modelos estadísticos multivariados, Chiapas, monitoreo.

Introducción

Evitar la deforestación y degradación forestal, han sido enfatizadas como estrategias críticas para revertir las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) del sector uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (USCUSS) a través de posibles mecanismos de incentivos financieros como REDD (reducción de emisiones GEI de la deforestación y degradación forestal evitada). Los motores y causas subyacentes de la deforestación (Geist y Lambin, 2002) han sido analizados para focalizar acciones que ataquen los factores que provocan este proceso. La idea central de este enfoque consiste en identificar, y cuantificar sus impactos, de variables biofísicas, políticas, socioeconómicas, etc. para generar acciones de intervención que modifiquen los valores esperados de las variables. Los enfoques utilizados han sido relativamente diferentes, dependientes de la información disponible. En México, los enfoques de regresión regional de variables con la deforestación ha sido utilizados con relativo éxito (Barbier y Burgess, 1996; Deininger y Minten, 1999), así como los de regresión espacial (Deininger y Minten, 2002). Estos métodos utilizan datos a escala regional, o en términos espacialmente explícitos, para formular modelos explicativos de las causas de la deforestación. El uso de modelos econométricos o de análisis multivariado estadístico, con diferentes niveles de sofisticación, ha sido práctica común en los enfoques de explicación de la deforestación (Kaimowitz y Angelsen, 1998; Angelsen y Kaimowitz, 1999), a través de numerosas variables o factores.

Aunque el desarrollo de modelos “explicativos” de la deforestación abunda en la literatura mundial, permanece el problema de variables que “enmascaran” estas explicaciones. Esto es, quitando variables clave (e.g. acceso a los bosques) de los modelos, resulta difícil saber que factor es realmente válido en términos estadísticos. Estos efectos “residuales”, después de quitar variables explicativas altamente significativas (y obligadas), resultan en lo general pobres en términos de explicar los factores y causas subyacentes de la deforestación. Para comprender causas imputables al comportamiento de las sociedades humanas y que puedan generar modelos y explicaciones útiles en relación a políticas públicas, en este trabajo se revisan dos enfoques relativamente diferentes para determinar la probabilidad de deforestación en términos espacialmente explícitos en el estado de Chiapas, México.

En el caso de Chiapas, Castillo *et al.*, (2007) desarrollaron un modelo de probabilidad de deforestación en los Altos, Las Cañadas y las partes bajas de Selva en función de factores de predisposición o accesibilidad (pendientes, distancia a agricultura o caminos, tipo de tenencia de la tierra) y factores de presión (densidad poblacional y pobreza- índice de escases). En lo general, los resultados de estos autores muestran que los factores de accesibilidad son lo que explican la deforestación y los otros factores tienen niveles pobres de estimación. Aunque estos resultados resultan interesantes por sí mismos, las implicaciones lógicas son bastantes simples: si no hay acceso a los bosques/selvas, entonces no pueden ser deforestados. La política pública lógica es no desarrollar infraestructura pública para no generar acceso a los bosques, con sus implicaciones de falta desarrollo humano y socioeconómico (versión occidental).

Modelo de Conservación Internacional (CI) en Chiapas (Castillo, 2010)

Castillo (2010) desarrollo un modelo explicativo de la deforestación en Chiapas usando variables asociadas a zonas socioeconómicas, zonas ecológicas (climáticas), tipos de bosques (perturbados y conservados) y accesibilidad (pendiente del terreno, distancia a caminos, distancia a poblados, distancia a zonas agrícolas o distancia a zonas previamente transformadas), donde la zonificación y el tipo de bosque fueron las variables de mayor significancia.

La Figura 1 muestra las probabilidades de deforestación del modelo de CI, en términos de clases probabilísticas. Para la determinación de las deforestaciones se usaron las Series 2, 3 y 4 del INEGI, escala 1: 250,000.

El modelo de Castillo (2010) es puramente probabilístico y refleja, dejando fijos los factores de zonificación, que la accesibilidad define el riesgo de deforestación. Esto es, a escala municipal (por ejemplo), el efecto de los factores de accesibilidad determina fuertemente las probabilidades de deforestación, ya que las zonificaciones tienen bajo impacto en términos de territorios locales o regionales.

En una visión de construcción de escenarios futuros de emisiones GEI, los planes de creación de nueva infraestructura de caminos, expansión de la frontera agropecuaria o de tendencias de cambios de usos del suelo define los riesgos de deforestación, independiente de acciones de gobernanza local o regional de las comunidades y propietarios forestales.

La modelación de patrones de usos del suelo y sus cambios asociados en la perspectiva de accesibilidad y otras causas genera pocos incentivos de intervención para modificar patrones de conducta o de intereses de las comunidades, ya que los factores de acceso se consideran como críticos y las acciones de los seres humanos no son analizadas. Esto es básicamente un problema de información usada y no de la metodología, por lo que resulta en un reduccionismo obligado. El reto es considerar otros factores más de conducta o actitud de los seres humanos que conforman las comunidades, bajo la consideración de variables disponibles de tipo indirecto, en lo general poco útiles en términos explicativos.

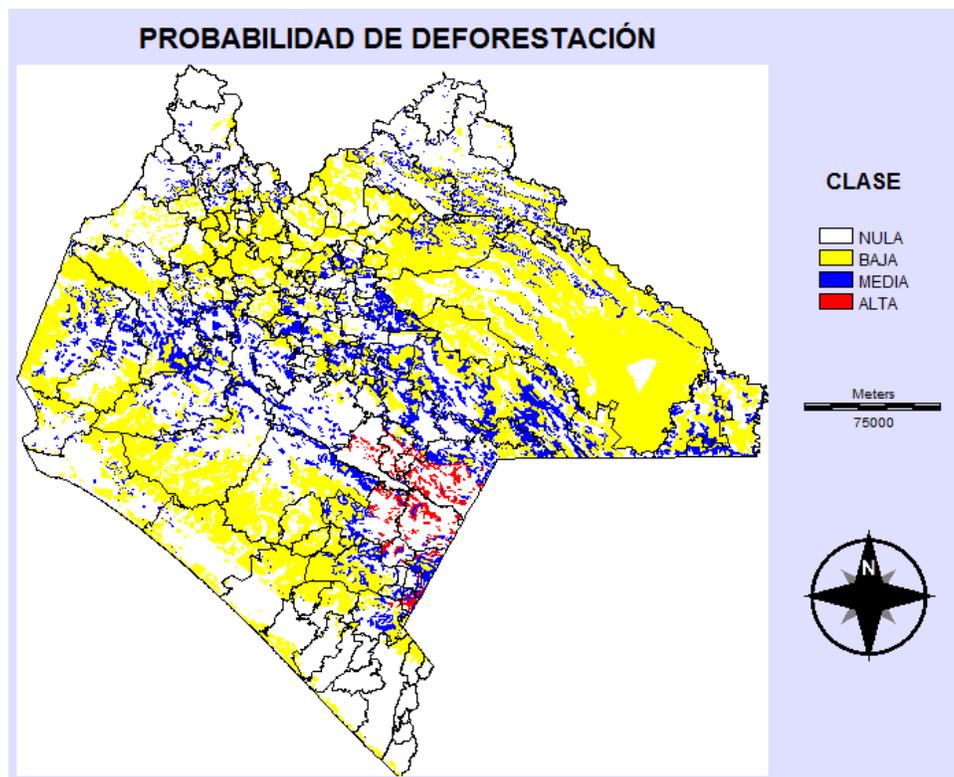


Figura 1. Clases de probabilidad de deforestación en Chiapas (Nula = 0.0, Baja = 0.0-0.2, Media = 0.2-0.4, Alta = 0.4-0.6). Adaptado de Castillo (2010).

Modelo del Instituto Nacional de Ecología (INE) en Chiapas

El modelo del INE de probabilidades de deforestación se fundamenta en que la motivación de los cambios del uso del suelo es dedicar la tierra a la actividad que genere mejores ingresos a los productores y utiliza la distancia a los mercados para evaluar esta presión económica (Nelson y Hellerstein, 1997).

El modelo del INE usa variables relativamente similares a las del modelo de CI, agregando la variable “Nivel de Marginación” para caracterizar la vulnerabilidad de los productores. Adicionalmente, el modelo del INE considera las variables: “Rendimiento del Maíz”, “Precio del Maíz Blanco” y “Precio del Ganado en Pie”, para caracterizar los mercados. La Figura 2 muestra las componentes del modelo del INE (2011b).

Al igual que en el modelo de CI, el modelo del INE es parametrizado a través de técnicas estadísticas multivariadas, usando las bases de datos (especialmente explícitas) disponibles en México.

En la Figura 3 se muestra el mapa de las clases de probabilidad de deforestación del modelo del INE para Chiapas (INE, 2011a).

La comparación de los mapas de clases de probabilidad de deforestación de los modelos de CI y del INE muestra ciertos rasgos comunes, pero resulta difícil de interpretar al tener bases relativamente diferentes. Para poder tener una aproximación al peso de las variables asociadas a la accesibilidad, en los siguientes se realiza un análisis espacial de ambos productos, con una base común. Para esto, ambos mapas fueron rasterizados a celdas de la malla común con dimensiones comunes (250 m x 250 m) y las deforestaciones fueron similares, de cambios en las series del INEGI 1: 250,000.

$$IRDef: Z \sim (\mu = 0, \sigma = 1)$$

$$Z = (0.211 \times BP) + (0.270 \times BPE) + (0.419 \times BEO) + (0.377 \times SB) + (0.395 \times SC) + (0.404 \times SP) + (0.219 \times VS) + (0.272 \times DAGR) + (0.034 \times ALT) + (-0.001 \times ALT2) + (-0.047 \times PEND) + (-0.191 \times ACC20) + (-0.150 \times ACC250) + (0.189 \times PMB) + (0.036 \times PGAN) + (0.107 \times RMAIZ) + (0.048 \times MARG) + (0.182 \times HUELLA) + (-0.048 \times POB) + (0.002 \times POB2) + (-0.254 \times ANP) - 1.868$$

Donde:

IREDef es el índice de la probabilidad de deforestación, Z es una variable aleatoria continua y
 BMM = Bosque Mesófilo de Montaña (Variable de referencia)
 BP = Bosque de Pino (Variable *dummy*: 1 si es bosque de pino y 0 en caso contrario)
 BPE= Bosque de Pino-Encino (Variable *dummy*)
 BEO= Bosque de Encino y otros (Variable *dummy*)
 SB= Selva Baja (Variable *dummy*)
 SM= Selva Media (Variable *dummy*)
 SA= Selva Alta (Variable *dummy*)
 VS= Vegetación Secundaria (Variable *dummy*)
 DAGR= Densidad Agrícola
 ALT= Altitud
 ALT2= Altitud al cuadrado
 PEND= Pendiente
 ACC20= Accesibilidad a localidades de más de 20 habitantes
 ACC250= Accesibilidad a centros urbanos de más de 250,000 habitantes
 RMAIZ= Rendimiento del Maíz
 MARG= Nivel de marginación por Área Geo-Estadística Básica (AGEB)
 HUELLA= Presencia de huella ecológica de una ciudad de más de 100,000 habitantes (Variable *dummy*)
 POB= Población de la ciudad que causa la huella ecológica.
 POB2= Población al cuadrado de la ciudad que causa la huella ecológica.
 ANP= Área Natural Protegida

Figura 2. Componentes del modelo de riesgo de deforestación del INE (2011b).

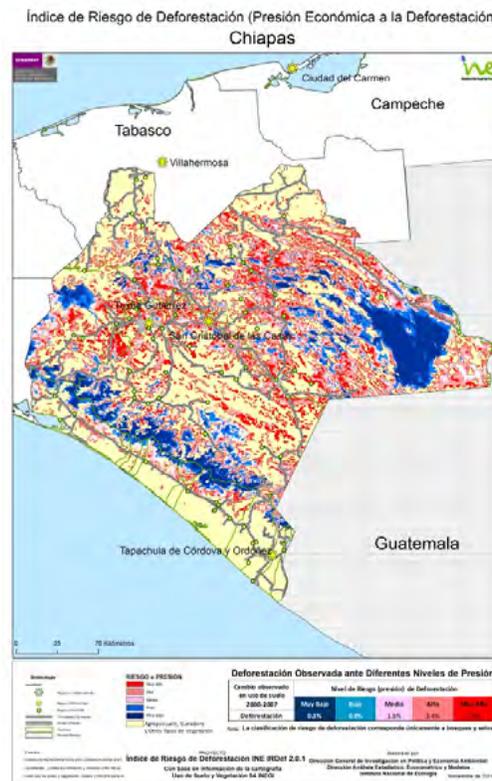


Figura 3. Clases de probabilidades de deforestación del modelo del INE (2011a).

Acceso como factor crítico del riesgo de deforestación

Usando a los municipios de Chiapas como un nivel de agregación espacial suficiente para reducir los efectos de regionalizaciones y tipos de bosques, principalmente, es posible analizar en forma indirecta los efectos de las variables de acceso en términos explicativos del riesgo de deforestación.

La Figura 4 muestra las superficies municipales en riesgo de deforestación (probabilidad de deforestación mayor que cero), donde se observa que ambos modelos generan valores similares entre sí.

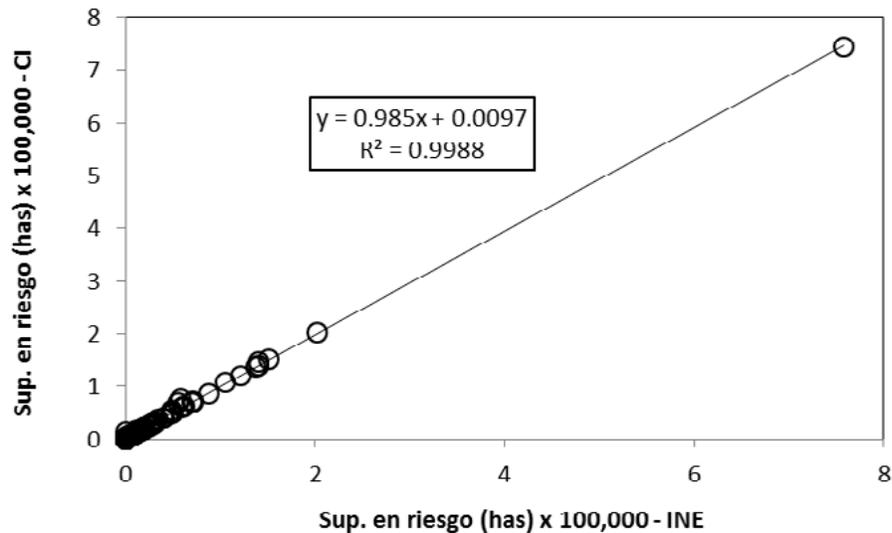


Figura 4. Comparativo entre las superficies en riesgo de deforestación del modelo del INE y el de CI.

La situación de superficies en riesgo de deforestación similares entre ambos modelos obedece a que los bosques/selvas en los municipios tienen factores de accesibilidad similares y que las otras variables explicativas solo ponderan las probabilidades de deforestación, tal como se puede inferir de la Figura 5.

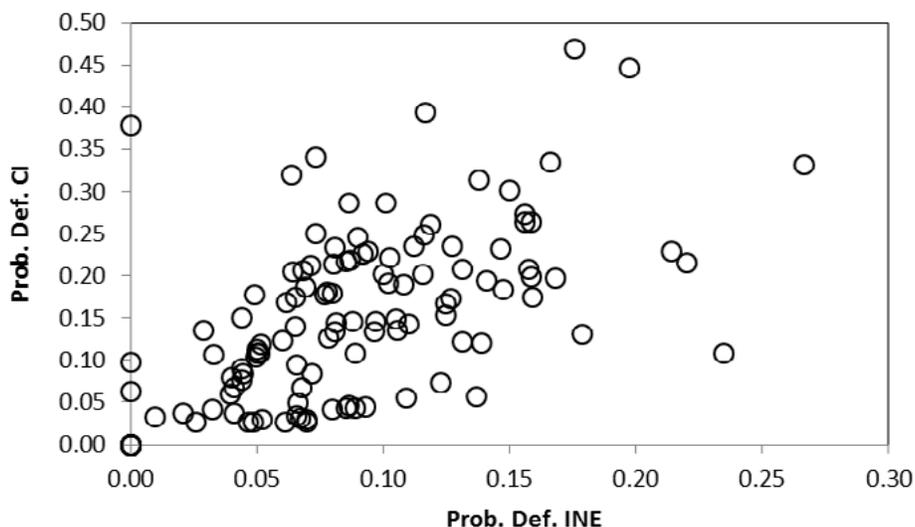


Figura 5. Comparativo de las probabilidades de deforestación del modelo del INE y el de CI.

Las diferencias en las probabilidades de deforestación entre ambos modelos se manifiesta en el promedio esperado de superficie deforestada, donde el promedio esperado = probabilidad de deforestación x superficie. La Figura 6 muestra el comparativo de estas superficies entre ambos modelos, donde los factores de accesibilidad inducen las correlaciones.

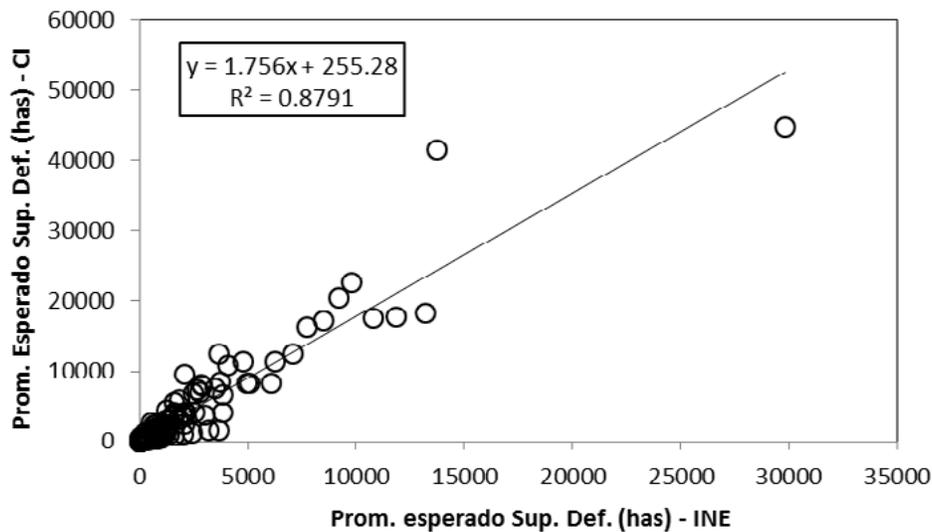


Figura 6. Comparativo del promedio esperado de superficies deforestadas del modelo del INE y el de CI.

Gobernanza forestal como factor modulador de la accesibilidad

Cuando existe un recurso natural común o colectivo (bosque, acuífero, agostadero, pesquería, etc.) se presenta un dilema social en relación a su uso. Los usuarios individuales buscan la maximización de sus utilidades haciendo el mayor uso posible del recurso. Al sobreexplotar un recurso común, conduciéndolo a su agotamiento, el costo es compartido por todos los usuarios del recurso. Así, el costo de la sobreexplotación de un recurso se comparte entre todos los usuarios y la utilidad de un uso particular es solo para el beneficio individual. En esta perspectiva, los costos ambientales son generalmente solo una pequeña fracción de las utilidades generadas por la sobreexplotación individual. Al seguir esta tendencia todos los usuarios de un recurso, se llega a un umbral de sobreexplotación que hace irreversible la recuperación del recurso, presentándose una situación de quiebra generalizada de los usuarios. Hardin (1968) denominó a este fenómeno la “tragedia de los comunes”, mostrando que la sobreexplotación de un recurso natural es algo normal y esperado en las actividades humanas que aprovechan un recurso común. La salida a este dilema social no es fácil, ya que si un usuario adopta una estrategia de cuidar el recurso y el resto no lo hace, este usuario es castigado con un costo mayor, ya que no aprovecha el recurso y solo paga los daños ocasionados por el resto de los usuarios. La salida a este dilema es un manejo sustentable del recurso, lo cual es la excepción, más que la regla en el mundo real.

Ostrom (1990 y 1992), en una serie de estudios de campo sobre organizaciones sustentables (perdurables en el tiempo y con un manejo sustentable del recurso común), en diferentes actividades productivas y partes del mundo, señaló siete principios generales que comparten estas organizaciones (Cuadro 1). La falta de cumplimiento de uno o más principios de una organización hace que la sustentabilidad de ésta se vea amenazada y se originen problemas entre los usuarios. Los principios reflejan las estrategias desarrolladas por grupos humanos operando en condiciones muy diferentes entre sí.

Cuadro 1. Principios de diseño de organizaciones sustentables. Fuente: Ostrom, 1990 y 1992

Principio	Descripción
Límites claramente definidos	Las personas y/o grupos con derecho a retirar unidades de recursos comunes y los límites de los recursos comunes están claramente definidos
Congruencia entre las reglas de apropiación, de provisión y las condiciones locales	Las reglas de uso de las unidades del recurso están relacionadas con las condiciones locales y con las reglas de provisión de insumos para mantener el recurso y la organización
Acuerdos de elección colectiva	Los individuos afectados por las reglas operacionales pueden participar en la modificación de estas
Supervisión	Los supervisores que auditan las condiciones de los recursos comunes y el comportamiento de los usuarios son responsables ante los usuarios y/o son los mismos usuarios
Sanciones graduales	Aplicación de sanciones graduales a los usuarios que violan reglas operacionales de parte de los otros usuarios, de administradores responsables ante los usuarios, o ambos.
Mecanismos de solución de conflictos	Los usuarios y sus administradores tienen acceso rápido a mecanismos locales de bajo costo para dar solución a conflictos entre los usuarios, o entre los usuarios y los administradores
Reconocimiento mínimo de los derechos de la organización	Los derechos de los usuarios a diseñar sus propias organizaciones no son disputados por autoridades gubernamentales externas

Los principios planteados por Ostrom para el diseño de organizaciones sostenibles son de carácter general. Las sociedades humanas en diferentes partes del mundo y en diferentes condiciones de desarrollo, los han adaptado con reglas específicas a sus necesidades y tradiciones. Así, en muchos casos en sociedades jerárquicas, muchas reglas de operación en relación al uso de un recurso común son producto de tradiciones ancestrales que reflejan una trayectoria de evolución que ha funcionado para preservar estos recursos. El Cuadro 2 muestra las características de los recursos naturales “comunes” que son manejados en forma sostenible (Ostrom, 1992). Los requerimientos de la existencia de indicadores (“cuentas”) y predictibilidad (“valoración de las cuentas”) son difíciles de obtener en zonas de riesgo extensas y fragmentadas. Aunado a esto, el requerimiento de extensión espacial limitada impone un límite al tamaño de las superficies susceptibles a ser manejadas por una organización de productores/apropiantes.

Cuadro 2. Atributos de los recursos naturales comunes. Fuente: Ostrom, 1992

Escasez Moderada	Las unidades del recurso no son tan escasa para que sea inútil organizarse, o tan abundantes para que haya pocos resultados ventajosos de organizarse
Indicadores	Hay indicadores disponibles, a un costo relativamente bajo, válidos y confiables, de la condición del sistema de recursos
Predictibilidad	El flujo de las unidades del recurso es relativamente predecible
Extensión espacial	El sistema de recursos es lo suficientemente pequeño, dada la tecnología de transporte y comunicación en uso, que los apropiantes pueden desarrollar un conocimiento preciso de los límites externos y los microambientes internos

El Cuadro 2 muestra las características de los apropiantes (productores/tenedores de la tierra) de recursos naturales “comunes” que han sido manejados en forma sostenible (Baland y Platteau, 1996). El conocimiento de los recursos naturales manejados y la confianza requieren de un flujo de información de y hacia los apropiantes.

Cuadro 3. Características de los apropiantes de recursos comunes. Fuente: Baland y Platteu, 1996

Dependencia	Los apropiantes son dependientes del sistema de recursos para una parte importante de la satisfacción de sus necesidades
Conocimiento	Los apropiantes tienen una imagen compartida de cómo opera el sistema de recursos y cómo afectan sus acciones a cada otro y al sistema de recursos
Tasa de descuento	Los apropiantes usan una tasa de descuento baja (largo plazo) en relación a los beneficios futuros a ser realizados del recurso
Distribución de intereses	Los apropiantes con mayores activos económicos y políticos son afectados en forma adversa por una falta de patrones de coordinación de apropiación y uso
Confianza	Los apropiantes confían entre sí para cumplir sus promesas y se relacionan entre sí con reciprocidad
Autonomía	Los apropiantes son capaces de determinar reglas de acceso y producción sin que autoridades externas los limiten o infraccionen
Experiencia organizacional previa	Los apropiantes han aprendido un mínimo de habilidades para organizarse a través de la participación en otras asociaciones o han aprendido acerca de las formas en que otros grupos se han organizado

De los Cuadros 1, 2 y 3 se desprende la necesidad de un mecanismo de supervisión y rendición de cuentas, del estado de los recursos (uso del suelo) manejados por las organizaciones sostenibles, de tal manera que se pueda generar la confianza entre sus socios. El concepto de Monitoreo, Reporte y Verificación asociado a la estrategia de implementación de REDD+ permite el desarrollo de ese tipo de mecanismos (una especie de “mano invisible” que regula las acciones de los usuarios/socios/apropiantes), generando los flujos de información necesarios para mantener actualizado el resultado de los acuerdos colectivos y así evitar acciones de apropiación indebida de los recursos o de incumplimiento de las reglas definidas por los propios usuarios/socios/apropiantes.

Los estudios de organizaciones colectivas (Padgee *et al.*, 2006; Coleman, 2009; Coleman y Steed, 2009) señalan que el monitoreo y las sanciones graduales son de las variables más críticas para su sustentabilidad.

Es importante señalar que independientemente del dilema social de recursos de uso común, la condición de contabilidad estatal y nacional de REDD+ impone una problemática similar. Esta es una nueva forma de escalamiento de este tipo de dilemas sociales, donde las acciones de todos los individuos de una región influyen entre sí.

Bibliografía

- Angelsen A., D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer* 14:73-98.
- Baland J. M., J. P. Platteau. 1996. *Halting Degradation of Natural Resources. Is There a Role for Rural Communities?*. Oxford University Press, Oxford.
- Barbier E. J., J. C. Burgess. 1996. Economic analysis of deforestation in Mexico. *Environment and Development Economics* 1:203-239.
- Castillo M. A. 2010. Modelo de deforestación para el estado de Chiapas. Informe final de consultoría para Conservación Internacional México A.C.
- Castillo M. A., A. Hellier, R. Tipper, de Jong, B. H. J. 2007. Carbon emissions from land-use change: an analysis of causal factors in Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies*, 12:1213-1235.
- Coleman E. A. 2009. Institutional factors affecting biophysical outcomes in forest management. *Journal of Policy Analysis and Management* 28:122-146.
- Coleman E. A., B. C. Steed. 2009. Monitoring and sanctioning in the commons: an application to forestry. *Ecological Economics* 68:2106-2113

- Deininger K., B. Minten. 1999. Poverty, policies, and deforestation: the case of Mexico. *Research Project on Social and Environmental Consequences of Growth-Oriented Policies. Economic Development and Cultural Change* 47:313-344.
- Deininger K., B. Minten. 2002. Determinants of forest cover and the economics of protections: an application to Mexico. *American Journal of Agricultural Economics* 84:943-960.
- Geist H. J., E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52:143-150.
- Hardin G. 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* 162:1243-1248.
- INE. 2011a. Índice de riesgo de deforestación (Presión Económica a la Deforestación) IRDef 2.0.1. Dirección de Análisis Estadístico, Econométrico y Modelos. Dirección General de Investigación en Política y Economía Ambiental. Instituto Nacional de Ecología. Consultado en: <http://www.ine.gob.mx/irdef>. Fecha de consulta: 22/03/2012.
- INE. 2011b. Índice de riesgo de deforestación. Nota metodológica. Dirección de Análisis Estadístico, Econométrico y Modelos. Dirección General de Investigación en Política y Economía Ambiental. Instituto Nacional de Ecología. Consultado en: <http://www.ine.gob.mx/irdef>. Fecha de consulta: 22/03/2012.
- Kaimowitz D., A. Angelsen. 1998. Economic models of tropical deforestation: a review. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia. 140 pp.
- Nelson G., D. Hellerstein. 1997. Do roads cause deforestation? Using satellite images in econometric analysis of land use. *Journal of Agricultural Economics* 79:80-88.
- Padgee A., Y. Kum, P. J. Daugherty. 2006. What makes community forest management successful: a meta-study from community forests throughout the world. *Society and Natural Resources* 19:33-52.
- Ostrom E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, New York.
- Ostrom E. 1992. *Diseño de Instituciones para Sistemas de Riego Auto-Gestionarios*, Institute for Contemporary Studies Press. San Francisco, CA.



3.9 Cambios de carbono orgánico del suelo en escenarios de cambio de uso de suelo en sitios de México

González-Molina Lucila¹; Baéz-Pérez Aurelio²; Acosta-Mireles Miguel¹ y Carrillo Fernando³

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental Valle de México, km 13,5 Carretera Los Reyes-Texcoco, C. P. 56250, Texcoco, Estado de México. Autor para correspondencia: gonzalez.lucila@inifap.gob.mx

²Campo Experimental Bajío-INIFAP km 6,5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende, C. P. 38010, Celaya, Guanajuato.

³Campo Experimental Toluca-INIFAP, km 4.5 Carretera Toluca-Zitácuaro, Vial Adolfo López Mateos, Col. Barbosa, Zinacantepec C. P. 51350, Estado de México.

Resumen

La información en experimentos de larga duración sobre la estimación de los cambios de carbono orgánico del suelo (COS) que indiquen su almacenamiento (cambios positivos) o pérdida como emisiones de CO₂ a la atmósfera (cambios negativos) es escasa en México. Los modelos de la dinámica del carbono (C) son una alternativa en el reporte de la tendencia de este elemento. El presente estudio se llevó a cabo en sitios ubicados en los estados de México, Hidalgo, Tlaxcala y Veracruz con el objetivo de estimar las emisiones de CO₂ en escenarios de cambio de uso de suelo (CUS) de sistemas con vegetación secundaria a sistemas con labranza, matorrales, pastizales, usando el modelo RothC. Las simulaciones se realizaron en un periodo de 40 años y consideraron la información siguiente: mediciones puntuales de COS en los sitios de estudio, se estimó la entrada de C al suelo de los residuos vegetales y se consideró la evaluación de un estudio previo del desempeño de modelo RothC en México. Los resultados de simulación de escenarios CUS indicaron lo siguiente: hay una relación directa entre el contenido de COS y las emisiones de CO₂, y el uso de sistemas de labranza de conservación bajo condiciones de riego o temporal después del CUS fue la mejor alternativa para conservar los almacenes de COS y evitar el incremento en las emisiones de CO₂.

Palabras clave: labranza convencional; experimentos de corta duración; vegetación arbustiva.

Abstract

Information on long-term experiments from the estimation of changes in soil organic carbon (SOC) showing storage (positive changes) or loss as CO₂ emissions to the atmosphere (negative changes) is scarce in Mexico. Our study was conducted in sites located in the states of Mexico, Hidalgo, Tlaxcala and Veracruz to estimate CO₂ emissions in land use change (LUC) scenarios from systems with secondary vegetation to systems with crops, scrub vegetation, or grassland, using the RothC model. The simulations were performed for a period of 40 years and considered the following: precise measurements of SOC in the study sites, estimation of C inputs to the soil from plant residues and fertilizers, and evaluation of the RothC model performance in Mexico from a previous study. The results of the simulation of LUC scenarios indicated that the use of conservation tillage systems under irrigation or rainfed conditions was the best alternative for conserving SOC stores and prevent increases in CO₂ emissions.

Key words: traditional tillage; short term experiments; scrub vegetation.

Introducción

A nivel global, el carbono (C) se acumula en los ecosistemas terrestres principalmente como carbono orgánico del suelo (COS). Este es uno de los principales compartimientos a un metro de profundidad con 1462-1548 Pg de C ($1 \text{ Pg} = 1 \times 10^{15} \text{ g}$), representa el doble de la cantidad de C almacenado en la atmósfera (760 Pg; $1 \text{ Pg} = 1 \times 10^{15} \text{ g}$) y el triple de la cantidad de C biótico (550 Pg) (Eswaran *et al.*, 1993). Sin embargo, desde 1890 este almacén edáfico se reporta como una fuente de CO_2 atmosférico debido a los cambios en el uso del suelo y las actividades agrícolas, lo que representa 50% del total de las emisiones antropógenas de CO_2 (Lal, 1997). La Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2013) menciona en el año 2011 niveles de 390.1 ppm de CO_2 en la atmósfera, un aumento considerable, que representa 140, respecto al nivel de 280 ppm del periodo preindustrial (Lal, 1997). El COS afecta directamente la calidad del suelo, influye en la porosidad y la retención del agua y sirve como el reservorio de nutrientes para las plantas, especialmente el N, P, S y K (Lal, 2002). Consecuentemente, promover el secuestro de C por el suelo es una estrategia para reducir el CO_2 atmosférico y mejorar la calidad del suelo (Lal *et al.*, 1999). A pesar de la importancia del COS en la mitigación del CO_2 atmosférico, existen pocos trabajos de su manejo, directamente relacionados con la mitigación de las emisiones de GEI (Astier, 2002), esto, debido a que se requieren estimaciones precisas en experimentos de larga duración, como datos de series de tiempo largas sobre de diferentes usos del suelo y su manejo, a fin de monitorear los almacenes de C del suelo en el tiempo (Beets *et al.*, 2002). En México, de acuerdo con González-Molina *et al.*, (2011) estos experimentos son de corta duración (<20 años) y en estos casos el uso de modelos de simulación del COS, es útil en la predicción de los cambios de este almacén a largo plazo. El modelo RothC-26.3 es uno de los más usados en la simulación de la dinámica del C en el suelo en diferentes ecosistemas del mundo (Coleman *et al.*, 1997). En México el RothC se ha probado en diferentes sitios y sistemas con valores de eficiencia (EF) de 0.78 a 0.90 y de r de 0.95 a 0.96 en los sistemas agrícolas y forestales y EF de 0.32 y r de 0.81 en pastizales (González-Molina *et al.*, 2011). Este estudio se condujo en sitios ubicados en los estados de México, Hidalgo, Tlaxcala y Veracruz con el objetivo de estimar las emisiones de CO_2 edáfico y el potencial de secuestro del COS, en escenarios de cambio de uso de suelo (CUS) de sistemas con vegetación secundaria a sistemas con labranza, matorrales y pastizales, usando el modelo RothC. Las simulaciones se realizaron en un periodo de 40 años, con mediciones puntuales en los sitios de estudio, considerando la estimación de entrada de C orgánico al suelo de los residuos vegetales y abonos y la evaluación del desempeño del modelo RothC en México del estudio de González-Molina *et al.*, (2011).

Materiales y métodos

Los sitios de estudio se ubicaron en los estados de México, Hidalgo, Tlaxcala y Veracruz y presentan vegetación secundaria. En el Cuadro 1 se presenta la información general de estos. Hubo dos tipos de sistemas: con vegetación secundaria y de cambio de uso de suelo. Los primeros fueron: Bosque de encino con vegetación secundaria arbustiva (BQVSA), ubicado en los Estados de México e Hidalgo; Bosque de encino con vegetación secundaria arbórea (BQVSA) en Tlaxcala; Bosque de pino con vegetación secundaria arbórea (BPVSA), en el Estado de Tlaxcala; Bosque de pino con vegetación secundaria arbustiva (BPVSA), en Perote Veracruz y Selva Baja Caducifolia (SBC), en Santa Fe, Veracruz. Los segundos fueron los convencionales y los mejorados que se practican en cada Estado, como la labranza tradicional (LT) y la labranza de conservación (LC), respectivamente, en condiciones de temporal (-T) o de riego (-R) y fueron: LT-R; LC-R; LT-T; y LT-R. También se consideraron como sistemas de CUS al matorral y pastizal en los sitios de Perote y Santa Fe en el Estado de Veracruz (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características generales de los sitios de estudio para la simulación del cambio de uso de suelo

Características/ Sitios	Perote, Ver.	Perote, Ver.	Tlaxcala	México-Hgo.	S. Fe, Ver.
Latitud norte(1)*	19° 40'	19°26'	19°47'	19°43'	19°11'
Longitud oeste(1)	97°10'	97°11'	98°36'	99°19'	96°31'
Altitud (msnm)(1)	2335	1571	2500	2107	230
Núm. Est. climatológica(2)	30128	30175	29023	10516	3002
Precipitación anual (mm)(2)	499	1695	675	652	1036
Temperatura media anual (°C)(2)	13	10	13	13	24
Evaporación media anual (mm)(2)	135	91	134	139	121
Arcilla (%)	12	12	24	18	45
Tipo de suelo (3)	Andosol ócrico	Andosol Ócrico	Feozem aplico	Litosol	Vertisol pélico

*Fuentes: (1) Obtenidos en el presente estudio; (2) Comisión Nacional del Agua (CNA), 2012; y (3) (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1998).

El modelo RothC tiene múltiples compartimentos y se describe en detalle en el trabajo de Coleman y Jenkinson (2005), divide el almacén de COS en cuatro compartimentos activos y uno pasivo por su tiempo de duración en el suelo. Los activos son: (1) Material vegetal de fácil descomposición (MVF, con una duración en el suelo de 0.165 años), (2) Material vegetal resistente (MVR, 2.71 años), (3) Biomasa microbiana (BIO, 1.69 años), (4) Materia orgánica humificada (HUM, 49.5 años), y el pasivo es: (5) Materia orgánica inerte (MOI, 1980 años). Los compartimentos activos experimentan descomposición por cinética de primer orden según la siguiente expresión: $Y = Y_0 (1 - e^{-abckt})$, donde: Y_0 es el C inicial del compartimento activo; k es la tasa constante de descomposición anual; t es 1/12 para obtener la tasa de descomposición al final de cada mes; y a , b y c son los factores que modifican a k y son temperatura, humedad y cobertura del suelo, respectivamente. El valor de k para cada compartimento activo presenta los siguientes valores: MVD (10), MVR (0,3), BIO (0,66), y HUM (0.2). La MOI es el compartimento pasivo y se obtuvo con la ecuación de Falloon *et al.*, (1998) por $MOI = 0.049 \times COT^{1.139}$, donde COT es el carbono orgánico ($Mg\ ha^{-1}$). Los datos de entrada al RothC incluyen la siguiente información: (1) climática: temperatura del aire (°C), precipitación (mm) y evaporación (mm) promedio mensual, respectivamente; (2) edáfica: contenido de arcilla y profundidad de muestreo del suelo; (3) entrada mensual de C al suelo de residuos vegetales (RVs) y abonos orgánicos (AO); (4) la cobertura vegetal mensual del suelo, si el suelo está desnudo o con cobertura vegetal; (5) la relación MVD/MVR; (6) el valor de la MOI obtenido de la ecuación de Falloon *et al.*, (1998). Con la información de (1) y (2) se hace un archivo de clima-suelo y con la información mensual de RVs y AO, y los meses con cobertura vegetal del suelo se construyen los archivos de manejo de suelo. La información de entrada al modelo asumida y medida de los sitios y sistemas de estudio fue la siguiente: (1) climática: se obtuvo de las normales climatológicas de la CNA (2012); (2) edáfica: COS, contenido de arcilla y profundidad de muestreo del suelo fue obtenida en el presente estudio; (3) la entrada mensual de C al suelo de residuos vegetales (RVs) y abonos orgánicos (AO) y las fuentes de información en los sistemas de vegetación secundaria y de CUS se muestran en el Cuadro 2, en el caso de los RVs, la concentración de C en el tejido vegetal fue de 45%, de acuerdo con las mediciones de Figueroa-Navarro *et al.*, (2005); (4) la cobertura vegetal mensual del suelo, en los sistemas con LC, matorrales y pastizales fue de 12 meses, en la LT fue de 7 meses entre los meses de junio a diciembre (5) la relación MVD/MVR, de acuerdo con Coleman y Jenkinson (2005) fue de 0.25 en los bosques, de 1.44 en LC, LT y pastizales y de 0.67 en los matorrales; (6) el valor de la MOI

obtenido de la ecuación de Falloon *et al.*, (1998). Con la información de (1) y (2) se hace un archivo de clima-suelo y con la información mensual de RVs y AO, y los meses con cobertura vegetal del suelo se construyen los archivos de manejo de suelo. La medición del COS en los sitios de estudio se llevó a cabo en 2010 en el incremento de profundidad de 0-30 con el procedimiento siguiente: las muestras de suelo se secaron al aire, se registró su peso, con auxilio de pinzas se retiraron raíces, restos vegetales y de animales visibles, se tamizaron a 2 mm, se tomaron submuestras y a éstas se les determinó la concentración de COS por combustión seca en un analizador automático de C marca Shimadzu TOC 5000. La densidad aparente (Da) fue la relación entre el peso del suelo seco y el volumen del suelo. El peso de suelo seco fue el suelo mineral más el humificado sin considerar el peso de los RVs orgánicos y piedras; el volumen del suelo se obtuvo al descontar del volumen total el volumen de los RVs y piedras.

Cuadro 2. Aporte de residuos orgánicos aéreos y subterráneos de los sistemas de vegetación secundaria y de cambio de uso de suelo

Sistemas	Residuos orgánicos ^c	Perote, Ver.	Tlaxcala	México-Hgo.	Santa Fe, Ver.
BQVSA ^a			RVs-RothC		
BQVsa	BA/BS			RVs-RothC	
BPVSA	BA/BS	RVs-RothC			
BPVsa	BA/BS	RVs-RothC			
SBC	BA/BS				RVs-RothC
LT-R ^b	BA	Rto/IC ^{(1)d}	5.5/0.4	3.2/0.4	6.0/0.4
		Rastrojo ⁽²⁾	0.18 BA	0.18 BA	0.18 BA
	BS	Raíces ⁽³⁾	0.15 BA	0.15 BA	0.15 BA
LC-R	BA	Rto/IC	5.5/0.4	3.2/ 0.4	6.0/ 0.4
		Rastrojo ⁽²⁾	1.0 BA	1.0 BA	0.18 BA
	BS	Raíces ⁽³⁾	0.15 BA	0.15 BA	0.15 BA
LT-T	BA	Rto/IC	3.5/0.4	1.9/0.4	3.2/0.4
		Rastrojo ⁽²⁾	1.0 BA	0.18 BA	0.18 BA
	BS	Raíces ⁽³⁾	0.15 BA	0.15 BA	0.15 BA
LC-T	BA	Rto/IC	3.5/0.4	1.9/0.4	3.2/0.4
		Rastrojo ⁽²⁾	1.0 BA	1.0 BA	0.18 BA
	BS	Raíces ⁽³⁾	0.15 BA	0.15 BA	0.15 BA
Pastizal	BA/BS/AO ⁽⁴⁾		PPN(1-%UPPN) ^e		PPN(1-%UPPN)
Matorral	BA/BS ⁽⁵⁾		(6)	(6)	

^aBQVsa=Bosque de encino, vegetación secundaria arbustiva; BPVSA=Bosque de pino, vegetación secundaria arbórea; BPVsa=Bosque de pino, vegetación secundaria arbustiva; SBC=Selva Baja Caducifolia. ^bLT-R=Labranza tradicional, riego; LC-R=Labranza de conservación, riego; LT-T=Labranza tradicional, temporal; LC-T=Labranza de conservación, temporal. ^cBA=Biomasa aérea; BS=Biomasa subterránea; AO= Abonos orgánicos; PPN=Productividad primaria neta; Rto=rendimiento; IC=índice de cosecha; Rvs= residuos vegetales.

^dFuentes: (1) Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) (2012); (2) Pérez *et al.*, (2000); (3) Kuzyakov y Domanski (2000); (4) Díaz-Solís *et al.*, (2006); (5) Díaz-Solís *et al.*, (2003); y (6) Núñez *et al.*, (2001). ^e%UPPN=Porcentaje de utilización de la productividad primaria neta por el ganado.

El procedimiento de simulación se desarrolló en las etapas: inicialización y elaboración de escenarios de C. En la inicialización, el RothC se ejecutó de manera inversa 10, 000 años atrás para generar los valores iniciales de los compartimentos de C activos del COS de la vegetación secundaria, debido a que se asumió que los suelos con este tipo de vegetación estuvieron en un estado de equilibrio. Los datos de manejo de suelo para este tipo de vegetación incluyeron la información de los RVs anuales generados por el RothC y la cobertura de suelo (Cuadro 3).

Cuadro 3. Condiciones iniciales de simulación con el modelo RothC en los sistemas de vegetación secundaria de los sitios de estudio

Sitios/Sistemas ^a	Perote, Ver.		Tlaxcala	Méx.-Hgo	Santa Fe, Ver.
	BP VSA	BP VSa	BQ VSA	BQ VSa	SBC
Variables ^b :					
Prof. Muestreo	32	32	31	16	30
COS (Mgha ⁻¹)(1)	115	97	71	68	170
Da g cm ⁻³ (1)	0.64	0.72	0.83	1.27	1.23
MOI (Mg ha ⁻¹)	11	97	6	69	17
MVD/MVR	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
RVs (Mgha ⁻¹ año ⁻¹)	2.8	4.09	2.8	2.9	17.0
CB (meses)	12	12	12	12	12

^a Sistemas con vegetación secundaria: BQ Vsa=Bosque de encino, vegetación secundaria arbustiva; BP VSA=Bosque de pino, vegetación secundaria arbórea; BP VSa=Bosque de pino, vegetación secundaria arbustiva; SBC=Selva Baja Caducifolia. ^b Variables: MOI= materia orgánica inerte; MVD/MRD=relación: material vegetal de fácil descomposición y material vegetal de difícil descomposición; RVs= residuos vegetales; CB= Cobertura vegetal del suelo.

Los posibles escenarios de simulación se obtuvieron de las combinaciones de CUS de los sistemas con vegetación secundaria a los sistemas de labranza, matorral o pastizal presentes en cada lugar, mediante una matriz de CUS (Cuadro 4).

Cuadro 4. Matriz de cambio de uso de suelo de los sistemas de vegetación secundaria a los de labranza, pastizales y matorrales, en los sitios de estudio

Sitios/Sistemas	Perote/ BPVSA ^a	Perote/ BPVSA	Tlaxcala/ BQVSA	Méx-Hgo/ BQVSA	Santa Fe/SBC
LT-R ^b	X	X	X	X	
LC-R	X	X	X	X	
LT-T	X	X	X	X	X
LC-T	X	X	X	X	X
Pastizal	X	X			X
Matorral			X	X	

^a Sistemas nativos: BQVSA=Bosque de encino, vegetación secundaria arbustiva; BQVSA=Bosque de encino, vegetación secundaria arbórea; BPVSA=Bosque de pino, vegetación secundaria arbórea; BPVSA=Bosque de pino, vegetación secundaria arbustiva; SBC=Selva Baja Caducifolia. ^b Sistemas de CUS: LT-R=Labranza tradicional, riego; LC-R=Labranza de conservación, riego; LT-T=Labranza tradicional, temporal; LC-T=Labranza de conservación, temporal. X=indica el cambio de uso de suelo simulado con el modelo RothC.

Los escenarios se simularon en el periodo de 40 años entre 1914 y 2053 con los datos generados en la etapa de inicialización de la vegetación secundaria y con la información de manejo del suelo de los sistemas de CUS. La información de manejo del suelo de los sistemas de CUS incluye la información de entrada de RVs al suelo (Cuadro 5). La simulación de escenarios de CUS en el presente estudio se efectuó considerando los resultados del desempeño del modelo RothC en sitios y sistemas de México que reporta González-Molina *et al.*, (2011) en experimentos de corta duración (< de 20 años). Este trabajo indica que el desempeño del RothC fue favorable para los sistemas agrícolas y forestales con los siguientes valores: R^2 de 0.89 a 0.93, eficiencia del modelo (EF) de 0.78 a 0.90 y raíz del cuadrado medio del error (RMSE) de 21 a 36%. En el caso de pastizales, los valores fueron bajos: R^2 0.66, EF de 0.32 y RMSE de 18.

Cuadro 5. Entrada de carbono al suelo de residuos vegetales y abonos orgánicos de los sistemas de CUS usados en la simulación de escenarios con el RothC

Sitios/Sistemas	Perote	Tlaxcala	Méx-Hgo	Santa Fe, Ver.
-----Residuos vegetales/abonos orgánicos (C Mgha ⁻¹ año ⁻¹)-----				
LT-R ^b	2.4	1.5	2.6	
LC-R	7.4	4.5	8.2	
LT-T	1.7	1.1	1.5	1.7
LC-T	4.9	2.8	4.6	4.9
Pastizal	2.0/0.7			3.5/1.2
Matorral		1.9	1.9	

^b Sistemas de cambio de uso de suelo: LT-R=Labranza tradicional, riego; LC-R=Labranza de conservación, riego; LT-T=Labranza tradicional, temporal; LC-T=Labranza de conservación, temporal.

Resultados y discusión

En la Figura 1, se presenta un ejemplo de la simulación de escenarios de CUS en el Estado de Tlaxcala, en un periodo de 40 años, tanto de COS como de emisiones de CO₂ (Mg ha⁻¹). En la Figura 1 a, la línea de contenido de COS en el periodo de 40 años de la vegetación secundaria corresponde a la línea base o de equilibrio, debido a que los suelos alcanzan este estado cuando el uso del suelo se ha mantenido por un periodo superior a 30 años (Nieto *et al.*, 2010). Los valores de COS ubicados debajo de la línea base, indican pérdidas de C como emisiones de CO₂ atmosférico y los ubicados arriba indicaron secuestro de C. En la Figura 1 b, se muestran las emisiones de CO₂, que fueron proporcionales al contenido de COS. Esto puede explicarse porque en los sistemas con vegetación secundaria la entrada de residuos vegetales es mayor y se da durante un mayor número de meses, en contraste con los sistemas de labranza donde sólo se da en una época del año y los residuos de cosecha son exportados, a excepción de los sistemas de LC. En el Cuadro 6, se muestran las tasas (Mg ha⁻¹año⁻¹) de pérdida o de secuestro, con valores negativos y positivos, respectivamente. En general, el secuestro de COS sólo se presentó cuando el cambio fue a labranza de conservación en condiciones de riego y temporal (LC-R y LC-T) y estuvo en el orden de 0.1 a 0.8 Mg ha⁻¹año⁻¹, en Perote, Tlaxcala e Hidalgo y el estado de México. El CUS a pastizales se observó como la segunda opción para incrementar el COS en el suelo, a pesar de que en las simulaciones se presentan como pérdidas. Estos resultados están dentro de lo reportado a escala mundial de 0.02 a 0.76 Mg ha⁻¹año⁻¹ para el caso de sistemas que adoptan sistemas de manejo mejorado (Lal, 2000). La labranza de conservación y el manejo de pastizales son prácticas de manejo que se recomiendan debido a que pueden almacenar o

secuestrar COS; según Lal (2004) eliminan la perturbación del suelo inducida por labranza y las pérdidas de C por erosión; en el caso de los pastizales hay mayor producción de raíces e incorporación de COS al subsuelo incrementando su tiempo medio de residencia y en el caso de la labranza de conservación más del 50% de la biomasa aérea regresa al suelo. Con respecto a las pérdidas de C estuvieron en el orden de -0.3 a -0.5 excepto en el caso de la SBC donde se presentaron pérdidas de C mayores en el orden de -9 a -2.3. Esto puede explicarse porque la entrada de RVs en este tipo de vegetación es alto (17 Mg ha⁻¹ año⁻¹) comparado con las entradas de C de los sistemas de CUS (1.7-4.5 Mg ha⁻¹ año⁻¹) ver Cuadros 3 y 5.

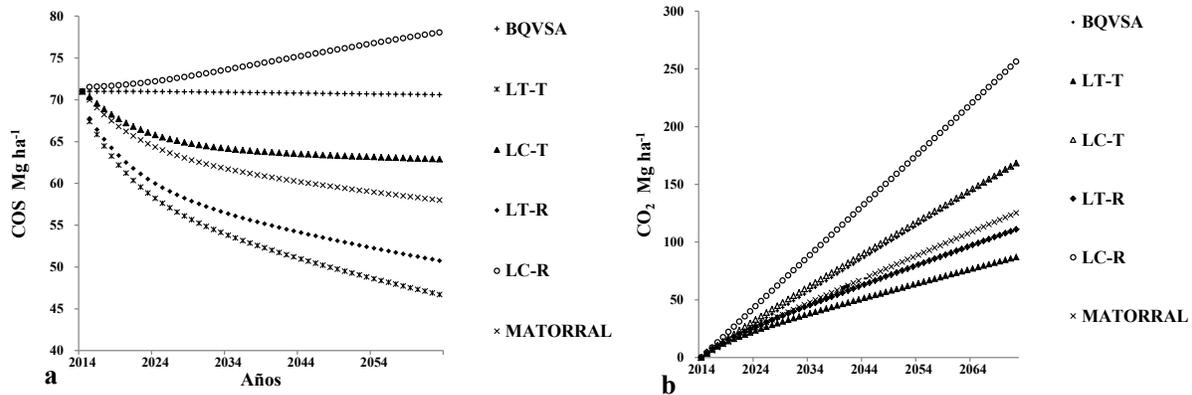


Figura 1. Cambios de COS después del cambio de uso de suelo de sistemas nativos a sistemas de labranza, matorral o pastizal en Tlaxcala: (a) COS y (b) emisiones de CO₂. Leyenda: Sistemas con vegetación secundaria: BQVSA=Bosque de encino, vegetación secundaria arbórea. Sistemas de cambio de uso de suelo: LT-R=Labranza tradicional, riego; LC-R=Labranza de conservación, riego; LT-T=Labranza tradicional, temporal; LC-T=Labranza de conservación, temporal.

Cuadro 6. Tasa de emisiones de CO₂ y secuestro de carbono orgánico del suelo (COS), en escenarios de cambio de uso de suelo de vegetación secundaria a sistemas de labranza, pastizales y matorrales, simulados con el modelo RothC

Sitios/Sistemas ^{a/b}	Perote/ BPVSA ^a	Perote/ BPVSA	Tlaxcala/ BQVSA	Méx-Hgo/ BQVSA	Santa Fe/ SBC
Vegetación secundaria ^a	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
LT-R ^b	-0.5	-0.9	-0.5	-0.3	
LC-R	0.8	0.4	0.1	0.8	
LT-T	-0.6	-1.0	-0.6	-0.5	-2.3
LC-T	0.2	-0.1	-0.2	0.1	-1.9
Pastizal	-0.3	-0.5			-1.9
Matorral			-0.3	-0.3	

^a Sistemas con vegetación secundaria: BQ VSA=Bosque de encino, vegetación secundaria arbustiva; BP VSA=Bosque de pino, vegetación secundaria arbustiva; SBC=Selva Baja Caducifolia. ^b Sistemas de cambio de uso de suelo: LT-R=Labranza tradicional, riego; LC-R=Labranza de conservación, riego; LT-T=Labranza tradicional, temporal; LC-T=Labranza de conservación, temporal.

En el Cuadro 7 se aprecian los cambios del COS como emisiones de CO₂ en %, que es otra variable de salida de las simulaciones con el RothC. Considerando que la línea base presenta un contenido de COS de 100%, es posible indicar que después de 40 años, la pérdida de COS por el CUS de la vegetación secundaria a LC-T fue de 7 a 16%; a LT-T de 18-31%; a LT-R de 16-36%; a pastizal de 10-20% y a matorral de 16 a 17%. Estos resultados van de acuerdo con lo reportado por Don *et al.*, (2011) en un análisis mundial sobre CUS en la condiciones del trópico, donde en 26 estudios reportan pérdidas de COS en el orden de 17-25% de COS cuando el CUS es de vegetación secundaria a cultivos; en 66 estudios, de 4-18% cuando el CUS es de bosques secundarios a pastizales; y en 56 estudios, hasta de 22-28% cuando el CUS es de bosques primarios a cultivos. En el caso de la SBC, las pérdidas de C llegaron hasta 99%, resultados que fueron mayores a los reportados en la literatura. Por ejemplo Guo y Gifford (2002) reportan en un análisis de información mundial pérdidas de hasta 42% de COS cuando el CUS es de vegetación primaria a cultivos. Don *et al.*, (2011) coinciden en esto y menciona que se debe a una pérdida rápida de C de la biomasa acompañado de pérdida de COS y que ambos cambios aumentan las emisiones del CO₂ provenientes del suelo.

Cuadro 7. Tasa de emisión de CO₂ (%) del suelo después de 40 años del cambio de uso de suelo del sistema nativos a sistemas con labranza, pastizales y matorrales

Sitios/Sistemas ^{a/b}	Perote/ BPVSA ^a	Perote/ BPVSA	Tlaxcala/ BQVSA	Méx-Hgo/ BQVSA	Santa Fe/ SBC
-----Tasa de emisión de CO ₂ (%)-----					
LT-R ^b	17	36	29	16 Hgo.	
LC-R					
LT-T	18	35	31	19 Méx.	19
LC-T		7	16		99
Pastizal	10	20			
Matorral			16	17	99

^a Sistemas con vegetación secundaria: BQ Vsa=Bosque de encino, vegetación secundaria arbustiva; BP VSA=Bosque de pino, vegetación secundaria arbórea; BP Vsa=Bosque de pino, vegetación secundaria arbustiva; SBC=Selva Baja Caducifolia. ^b Sistemas de cambio de uso de suelo: LT-R=Labranza tradicional, riego; LC-R=Labranza de conservación, riego; LT-T=Labranza tradicional, temporal; LC-T=Labranza de conservación, temporal.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados de la simulación de escenarios de CUS con el modelo RothC, el CUS de vegetación secundaria a sistemas de labranza, matorrales y pastizales, indicaron la labranza de conservación bajo condiciones de riego o temporal, fue la alternativa más favorable para conservar los almacenes de COS y evitar el incremento en las emisiones de CO₂.

Bibliografía

- Astier M. 2002. A review of carbon sequestration projects, report to the Agricultural land and nutrient management division (AGLL), FAO, Rome.
- Beets P. N., G. R. Oliver, P. W. Clinton. 2002. Soil carbon protection in podocarp/hardwood forest, and the effects of conversion to pasture and exotic pine forest. *Journal Environmental Pollution* 166:563-573.



- CNA. 2012. Comisión Nacional del Agua. Servicio Meteorológico Nacional. Normales climatológicas 1971-2000: Estaciones: 30128, 30175, 29023, 10516 y 30002. Consultado en: en <<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/oax/NORMAL20209.TXT>>. Fecha de consulta 04-08-2012.
- Coleman K., D. S. Jenkinson, G. J. Crocker, P. R. Grace, J. Klir, M. Korschens, P. R. Poulton, D. D Richter. 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81:29-44.
- Coleman K. D. S Jenkinson. 2005. ROTHC-26.3 – a model for the turnover of carbon in soil: model description and windows users guide. Harpenden: Rothamsted Research. pp. 1-43.
- Díaz-Solís H., M. M. Kothmann, W. T. Hamilton, W. E. Grant. 2003. A simple ecological sustainability simulator (SESS) for stocking rate management on semi-arid grazinglands. *Agricultural Systems* 76:655-680.
- Díaz-Solís H., M. M. Kothmann, W. E. Grant, R. De Luna-Villarreal. 2006. Use of irrigated pastures in semi-arid grazinglands: a dynamic model for stocking rate decisions. *Agricultural Systems* 88:316-331.
- Don A., J. Schumacher, A. Freibauer 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology* 17:1658-1670.
- Eswaran H., E. Van Den Berg, P. Reich. 1993. Organic carbon soils of the world. *Soil Science Society American Journal* 57:192-194.
- Falloon P., P. Smith, 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 and Biochemistry* 30: 1207-1211.
- FAO. 1998. Food and Agriculture Organization of the United Nations. World reference base for soil resources. World soil resources report, 84. Rome: FAO.
- Figuroa-Navarro C., J. Etchevers-Barra, A. Velázquez-Martínez, M. M. Acosta-Mireles. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. *Terra Latinoamericana* 23:57-64.
- González-Molina L., J. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat, H. Díaz-Soliz, M. H. Fuentes-Ponce, S. Covaleda-Ocon, 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.
- Guo L. B., M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8:345-360.
- Kuzyakov Y., G. Domanski. 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:421-431.
- Lal R. 1997. Low input agriculture and greenhouse gas emissions. *Terra Latinoamericana* 15:109-117.
- Lal R. 1999. Soil management and restoration for carbon sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Progress in Environmental Science* 4:307-326.
- Lal R. 2000. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy* 71:145-191.
- Lal R. 2002. Why Carbon sequestration in Agricultural Soils. In: J.M. Kimble, R. Lal and R.F. Follett (eds.) 2002. *Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil*. Lewis Publishers. Boca Raton, FL. pp. 21-30.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Nieto O. M., J. Castro, E. Fernández, 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 and Management* 26:118-125.
- Núñez S., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez, F. García-Oliva. 2001. Carbon mineralization in the southern Sonoran Desert. *Acta Oecologica* 22:269-276.
- OMM. 2013. Organización Meteorológica Mundial. Resumen de conclusiones y cifras actualizadas sobre el Cambio Climático. Consultado en: http://www.wmo.int/pages/mediacentre/factsheet/documents/Climate-Change-Info-Sheet-136_es.pdf.
- Pérez O. A., J. D. Etchevers, G. H. Navarro, E. R. Nuñez. 2000. Aporte de los residuos del cultivo anterior al reservorio de nitrógeno en tepetates. *Agrociencia* 34:115-125.
- SIAP. 2012. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Consultado en: www.siap.gob.mx.

3.10 Re-diseño participativo de agrosistemas: perspectiva para reducir el impacto ambiental y la vulnerabilidad alimentaria en zonas periurbanas del Valle de México

Fuentes Mariela¹; Rodríguez Luis M.¹ y Macedas Juan²

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, Departamento de Producción Agrícola y Animal, Calzada del Hueso 1100, Delegación Coyoacán, México, D.F. Autor para correspondencia: mfponce@correo.xoc.uam.mx

²Programa de Investigación Sierra Nevada, Universidad Autónoma Metropolitana.

Resumen

El re-diseño de agrosistemas con los productores (co-innovación), considerando el aumento de la producción de alimentos por unidad de recursos e incrementando la resiliencia socio-económica, productiva y ambiental (intensificación ecológica), puede ser una alternativa para reducir la vulnerabilidad alimentaria local, aumentando la calidad de los recursos del agrosistema. En Cocotilán, Estado de México, la producción de ovinos es económicamente importante, el re-diseño consideró la introducción de forrajes (veza y avena negra) en rotación e intercalado con maíz. Considerándose diferentes manejos respecto a: tipos de labranza (mínima y convencional), incorporación de residuos, uso y costo de insumos (orgánicos y sintéticos). Se midieron emisiones de CO₂ semanalmente durante dos años con un analizador portátil de gases infrarrojo no-dispersivo (EGM-4 CO₂), materia orgánica (MOS) y rendimientos. Para el año 2012 los sistemas la labranza mínima, con manejo orgánico, cultivos intercalados y retención de residuos (milpa) presentaron las mayores emisiones de CO₂, sin embargo, en 2013 y 2014 (3 meses) no hubo diferencias entre el manejo convencional y los 4 re-diseños. El manejo de milpa, a diferencia de los demás, tuvo cubierta todo el año, lo que favorece la calidad del suelo y la productividad de biomasa por superficie, en comparación con el convencional. Los sistemas con labranza cero (con manejo químico y orgánico) mostraron mayor cantidad de C orgánico respecto al resto de los tratamientos. La co-innovación es una metodología que coadyuva a generar sistemas flexibles adaptados a las condiciones imperantes y podrían reducir la vulnerabilidad alimentaria local en el Valle de México.

Palabras clave: emisiones de CO₂, manejos agrícolas, rendimientos, co-innovación.

Abstract

The re-designing agricultural systems with farmers (co-innovation), considering the increase in food production per unit of resources and increasing resilience socio-economic, productive and environmental (ecological intensification), can be an alternative to reduce local food vulnerability and increase the quality of resources agrosystem. In Cocotilán, State of Mexico, sheep production is economically important, re-design considered forage introduction (black oats and vetch) in rotation and intercropping with maize, with different agriculture management like: types of tillage (minimum and conventional), residues retention, use and cost of inputs (organic and synthetic). CO₂ emissions were measured weekly for two years with a non-dispersive portable infrared gas analyzer (EGM-4 CO₂), organic matter (SOM) and yields. In 2012 minimum tillage systems, with organic management, intercropping and residue retention (milpa) showed the highest CO₂ emissions, however, 2013 and 2014 (3 months) there was no difference between conventional management and the 4 re-designs. The milpa, unlike the others treatments, the plants covered the soil all year, which favors soil quality and biomass productivity per surface, compared to the conventional systems. The plot with zero tillage



systems (with chemical and organic inputs) showed higher soil organic C compared to other treatments. The co-innovation is a methodology that helps to create flexible systems adapted to the conditions and could reduce local food vulnerability in the Valley of Mexico.

Key words: CO₂ emissions, agriculture management, yields, co-innovation.

Introducción

Actualmente México es vulnerable en cuanto a soberanía y seguridad alimentaria, existe un déficit en la producción de los principales cereales en que se basa la dieta de los mexicanos (SIAP, 2014), al mismo tiempo varias regiones agrícolas del país están en riesgo ante las variaciones de los regímenes climáticos, FAO (2014), afirma que dichas variaciones tendrán un impacto negativo en la disponibilidad y acceso a los alimentos.

Los agrosistemas no producen lo que necesitamos y además su forma de manejo ha provocado impacto ambiental en diferentes ámbitos. Es primordial rediseñar y reconvertir los agrosistemas desde una visión holística y de adaptación (Munang *et al.*, 2013), aumentando la producción de alimentos por unidad de recursos e incrementando la resiliencia en diferentes aspectos socio-económicos, productivos y ambientales, esta visión ha sido encuadrada en lo que se denomina intensificación ecológica (Doré *et al.*, 2011). El re-diseño debe ser concebido desde los actores del agrosistema, durante mucho tiempo los profesionales del área agropecuaria y las políticas públicas promovidas por los Estados para el sector, no han considerado los conocimientos, prácticas y necesidades locales; se debe involucrar al productor en el proceso de innovación e implementación de agrosistemas, sólo de esta forma se adoptarán los nuevos sistema, a este proceso se le denomina co-innovación, un enfoque que combina la teoría de sistemas complejos, el aprendizaje social y un proceso dinámico de monitoreo y evaluación, para ir modificando los sistemas familiares acorde con el contexto local (Rossing *et al.*, 2010). En México el 75.7% de las unidades de producción agrícola en México son agricultura familiar (Leporati *et al.*, 2014).

Bajo la perspectiva antes descrita, se está trabajando en una zona peri-urbana del oriente de la cuenca del Valle de México, una de las cuencas con mayor presión sobre sus recursos naturales (Aguilar, 2008; Raufflet, 2002), la metodología implica diagnosticar, proponer, establecer y evaluar agrosistemas (y los paisajes que emergen de su funcionamiento) en términos de producción agrícola, generación de empleo, contribución a la producción de alimentos e impacto ambiental (Doré *et al.*, 2011; Tittonell y Giller, 2013). Se trabaja a diferentes escalas: parcela, finca y microcuenca, conjuntamente con productores de la región y grupos de diferentes disciplinas, actualmente las propuestas de re-diseño de los agrosistemas se han centrado en: mejorar la calidad del suelo, reducir insumos-costos (uso de maquinaria, agroquímicos, semillas), introducir cultivos forrajeros, diversificar los cultivos incluyendo frutales, vincular la producción agrícola y pecuaria, aumentar la cantidad y calidad del agua de infiltración, reducción de gases de efecto invernadero. En el presente trabajo sólo se reportan resultados a nivel parcela, de un experimento concebido conjuntamente investigadores-productores, respecto a la dinámica del carbono orgánico en el suelo y emisiones de CO₂ en 4 propuestas de re-diseño ante un sistema convencional, sin embargo esto sólo quedaría en el ámbito ambiental, por lo cual se consideraron los rendimientos de cada sistema.

Materiales y métodos

Zona de estudio, re-diseño y experimentación

El sitio de estudio está inmerso en el Programa de Investigación Sierra Nevada (PISN) de la Universidad Autónoma Metropolitana, ubicado al sureste del Valle de México. La región donde se ubican las parcelas experimentales es 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 oeste, a una altura de 2,300 m s.n.m. El clima es del tipo C(w1)(w), que corresponde al 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 área donde se implementaron las parcelas experimentales (1 ha), en 2011, se subdividió en parcelas de 6.6 X 30 metros (250 m²), en las cuales se implementaron 5 tratamientos (Cuadro 1), que incluyen 4 re-diseños y uno la práctica convencional de la zona, 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).

Cuadro 1. Tratamientos implementados en el municipio de Cocotitlán, Estado de México

Agrosistema	Labranza	Manejo de residuos	Fertilización	Manejo de arvenses	Rotación
Convencional	Convencional	Sin residuos	Química	Químico	Monocultivo
Ecológico	Convencional	Incorporado (30%)	Orgánica	Control mecánico	Monocultivo
AC con agroquímicos	Mínima	Retención (100%)	Química	Químico	Rotación
AC sin agroquímicos	Mínima	Retención (100%)	Orgánica	Control mecánico	Rotación
Milpa orgánica (manejo mixto)	Mínima	Retención (100%)	Orgánica	Control mecánico Cultivo forrajero (veza)	Asociado

AC= Agricultura de conservación

Variables y forma de medición

Las variables que se consideraron fueron emisiones de CO₂ provenientes de la respiración del suelo, humedad y contenido de C orgánico del suelo y los rendimientos de los diferentes cultivos. El CO₂ y la humedad se muestrearon de forma sistémica en 6 puntos por parcela. El CO₂ del suelo se midió con un analizador portátil 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 guías de onda estándar de 15cm de longitud. Este aparato consta de una celda fotovoltaica y dos guías de acero inoxidable de 15 cm, las cuales se colocan de forma paralela en el suelo y emiten un pulso de radiación electromagnética. El aparato envía una pulsación electromagnética a través de conductores enterrados en el suelo, 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 siguiente formula; en la que se establece la relación existente entre la constante dieléctrica (E_c) 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 se calculó a partir de datos de materia orgánica, utilizando el método Walkley y Black (NOM-021-RECNAT-2000).

El rendimiento y la biomasa se determinaron para cada cultivo considerando sólo la franja central de la unidad experimental (Verhulst y Cox, 2012).

Resultados y discusión

En los dos años y medio que se realizaron las mediciones de emisiones de CO_2 del suelo, las mayores concentraciones, en todos los tratamientos, se reportaron en temporada de lluvias. Al comparar las emisiones de los años 2012 y 2013, en el segundo las concentraciones fueron mayores (Figura 1) debido a que el temporal fue más extenso reportándose lluvias hasta diciembre, la mayor disponibilidad de humedad propicia una mayor actividad microbiana favoreciendo procesos de mineralización de la materia orgánica (Arnaldo *et al.*, 2009), sin embargo, en la parcela con tratamiento convencional en el mes de agosto del 2013 las emisiones fueron menores, en comparación al resto de los tratamientos, lo cual coincide con el menor porcentaje de humedad en el suelo (Figuras 1 y 2), a pesar de ser temporada de lluvias. Otra razón, que puede reducir las emisiones de dicha parcela es el menor contenido de carbono orgánico en el suelo en comparación a los 4 re-diseños propuestos (Figura 3), debido a la labranza y a la extracción de los residuos de cosecha y ausencia de incorporación de materia orgánica, sustrato de los microorganismos (Alvear, 2006; Ussiri y Lal, 2009).

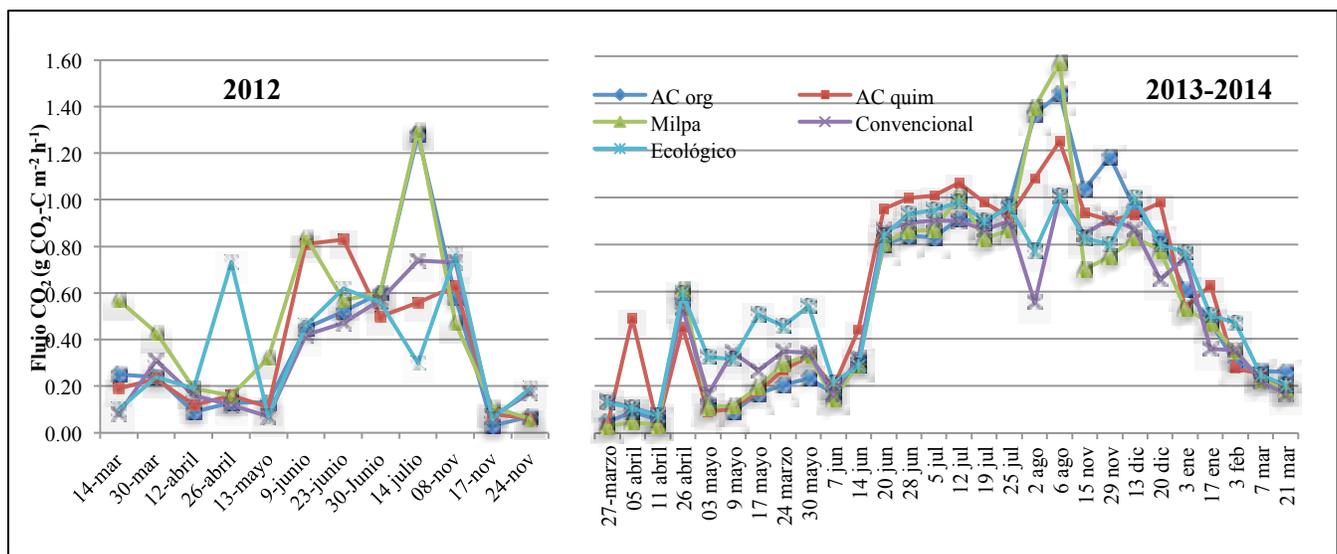


Figura 1. Emisiones de CO_2 del suelo mensuales de los años 2012, 2013 y 2014, de suelos con diferentes manejos agrícolas, AC= agricultura de conservación con insumos orgánicos (org) o químicos (quim), ecológico, milpa y convencional (ver Cuadro 1).

Al realizar un balance anual de emisiones (datos no mostrados), en el año 2012 las parcelas manejadas con milpa (labranza mínima, fertilización orgánica, cultivos intercalados y retención de residuos) presentaron las mayores emisiones de CO_2 , sin embargo, en 2013 y 2014 (3 meses) no hubo

diferencias en el balance anual entre el manejo convencional y los 4 re-diseños. Es importante destacar, que la milpa presentó mayores emisiones anuales en el año 2012 no así en el 2013, pero a diferencia de los demás tratamientos, tuvo cubierta vegetal todo el año con diversidad de cultivos (veza, frijol, calabaza y maíz) lo que favorece la calidad del suelo y la productividad de biomasa por superficie, considerando la dinámica del año 2012 y 2013, en comparación con el convencional (Figura 4).

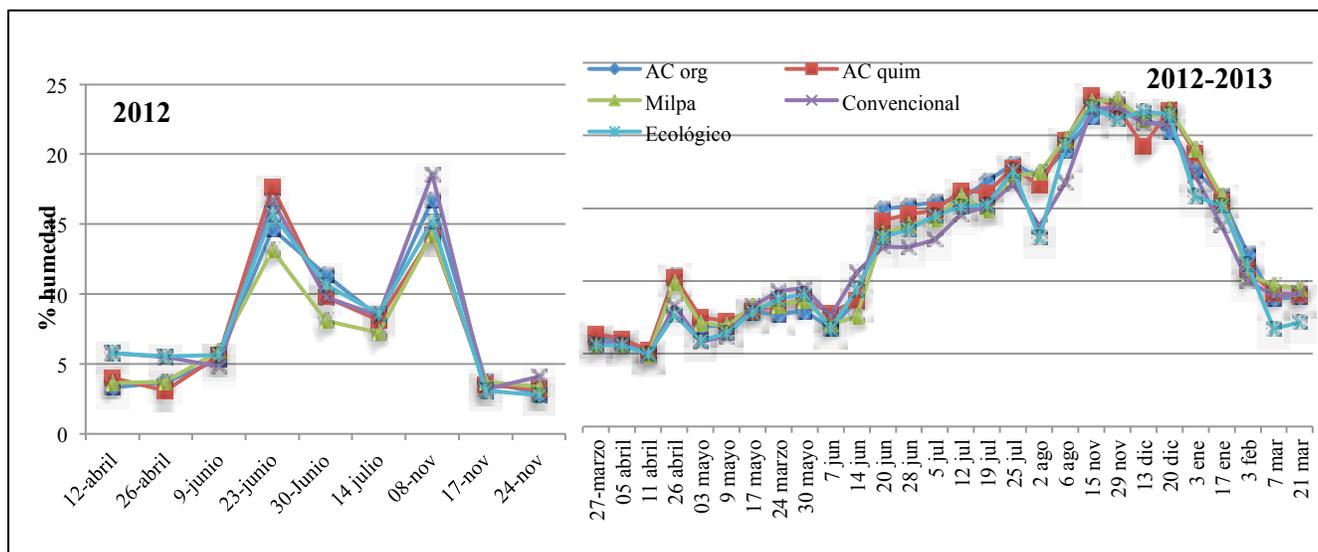


Figura 2. Humedad del suelo mensual de los años 2012, 2013 y 2014, de suelos con diferentes manejos agrícolas, AC= agricultura de conservación con insumos orgánicos (org) o químicos (quim), ecológico, milpa y convencional (ver Cuadro 1).

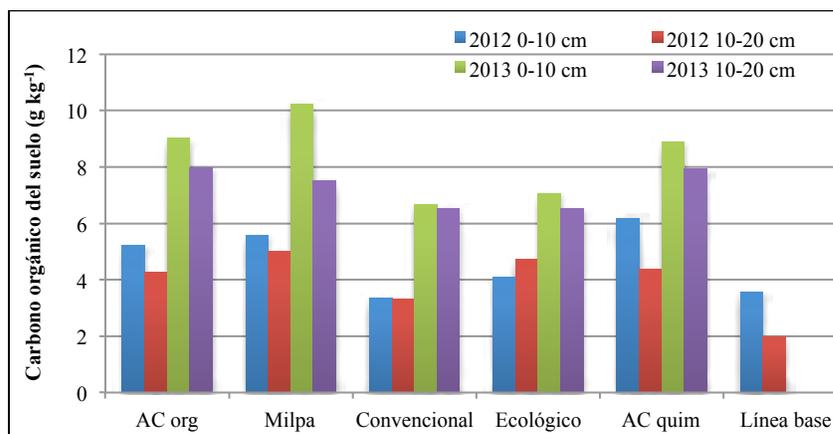


Figura 3. Contenidos de carbono orgánico del suelo de los años 2012 y 2013, de suelos con diferentes manejos agrícolas, AC= agricultura de conservación con insumos orgánicos (org) o químicos (quim), ecológico, milpa y convencional (ver Cuadro 1).

Todos los sistemas donde se realizó labranza mínima (milpa, AC química y orgánica) favorecieron la conservación de C orgánico en el suelo, respecto los tratamientos convencional y ecológico en los cuales se mueve el suelo (Figura 3). Se ha reportado que la reducción de la labranza protege a los agregados y con ello la materia orgánica en su interior (Huggins *et al.*, 2007) por lo cual dicho manejo

agrícola representaría un potencial para capturar carbono.

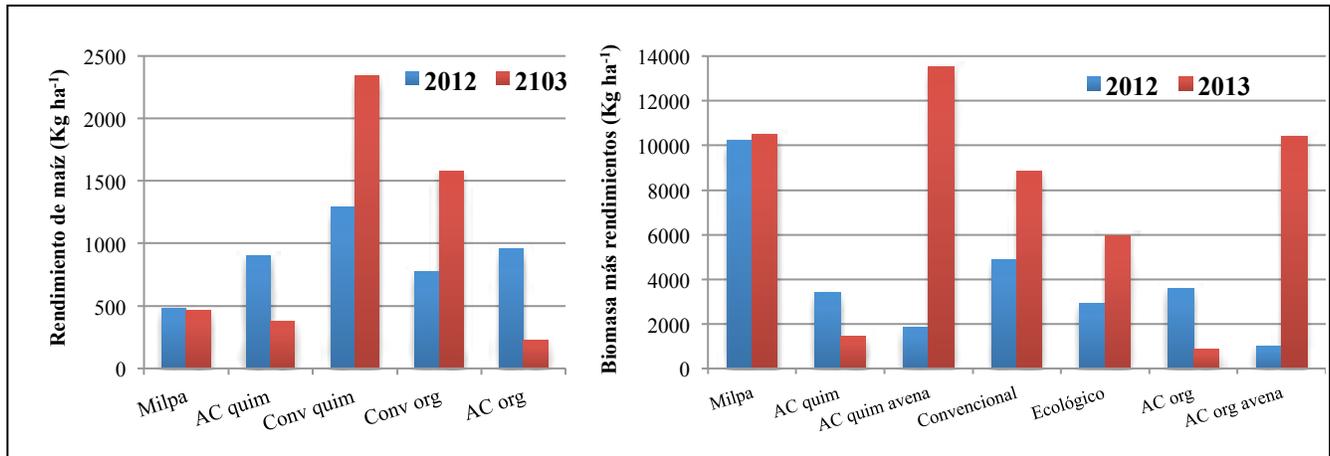


Figura 4. Rendimientos de maíz y biomasa más rendimientos de todos los cultivos (cultivos con rotación avena, milpa: veza, calabaza y maíz) de los años 2012 y 2013, de suelos con diferentes manejos agrícolas, AC= agricultura de conservación con insumos orgánicos (org) o químicos (quim), ecológico, milpa y convencional (ver Cuadro 1).

Los rendimientos de maíz fueron mayores, tanto en el 2012 como en el 2013 en las parcelas manejadas convencionalmente con insumos sintéticos (Figura 4), sin embargo, si consideramos la producción total de biomasa en ambos años, la milpa sostiene mayor cubierta vegetal por hectárea (Figura 4) utilizando insumos orgánicos, lo cual podría representar un menor impacto ambiental, así mismo mostró estabilidad en la producción en comparación al resto de los sistemas, lo que podría representar un posible indicador de adaptación. Es necesario seguir esta línea de investigación a la par de obtener una relación costo-beneficio (considerando la mano de obra) de las diferentes propuestas de innovación de agrosistemas para determinar si son viables en sus diferentes aspectos, respecto al sistema convencional actualmente utilizado.

Conclusiones

El re-diseño de agrosistemas bajo una perspectiva de intensificación ecológica y co-innovación, propuestos en el presente trabajo, coadyuvó a generar posibles sistemas flexibles adaptados a las condiciones imperantes, ya que respondió en parte, a alguna de la demandas de los productores, la producción de forrajes, avena en los sistemas con labranza mínima con rotación de maíz, y veza en el caso de la milpa. En este último sistema la producción de maíz fue menor que en el sistema convencional, pero es compensado por la diversificación en la producción, a su vez el impacto al medio ambiente se reduciría, ya que elimina el uso de insumos sintéticos y las emisiones de CO₂ resultaron de la misma magnitud que el sistema convencional, en el cual no se contabilizaron las emisiones en la producción del fertilizante químico utilizado, además la milpa aumenta las reservas de C orgánico en el suelo y sostuvo una cubierta vegetal durante todo el año, lo que podría favorecer la reducción de la erosión eólica, además de ofrecer diversidad de cultivos al productor, incluyendo forrajes, que podrían disminuir a mediano plazo la dependencia en la compra de alimentos que existe entre los productores de la región.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo financiero brindado por el CONACYT, para llevar a cabo esta investigación, mediante el proyecto titulado “Indicadores microbiológicos de salud del suelo en diferentes sistemas de manejo agrícola” No. 169056.

Bibliografía

- Aguilar A. G. 2008. Peri-urbanization, illegal settlements and environmental impact in Mexico City. *Cities* 25:133-145.
- Alvear M. Z., B. M. Pino, R. C. Castillo, C. C. Trasar, 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* 6:38-53.
- Arnaldo J., M. Armando, F. Contreras, L. P. García. 2009. Fraccionamiento químico de carbono orgánico y su relación con la actividad microbiológica. Biomasa microbiana y cantidad de ADN en suelos cacaoteros venezolanos. *Revista de la Sociedad Química del Perú* 75:44-53.
- Doré T., D. Makowski, E. Malézieux, N. Munier-Jolain, M. Tchamitchian, P. Tittonell. 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy* 34:197-210.
- FAO. 2014. Agricultura familiar. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Consultado en: <http://www.fao.org/americas/perspectivas/agricultura-familiar/es/>. Fecha de consulta 6 de julio de 2014.
- Huggins D. R., R. R. Allmaras, C. E. Clapp, J. A. Lamb, G. W. Randall. 2007. Corn soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Science Society of America Journal* 71:255-258.
- Leporati M., S. Salcedo, J. Byron, V. Boero, M. Muñoz. 2014. La agricultura familiar en cifras, en *Agricultura Familiar en América Latina y el Caribe: Recomendaciones de Política* (S. Salcedo y L. Guzmán, editores). pp. 35-56.
- Munang R., I. Thiaw, K. Alverson, M. Goumandakoye, D. Mebratu, J. Liu. 2013. “Using ecosystem-based adaptation actions to tackle food insecurity.” *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 55:29-35.
- Raufflet E. 2002. *Institutional Change and Forest Management: The Case of Tlalmanalco, Mexico*. D.Phil. Thesis, Mc Gill University.
- Rossing W. A. H., S. Dogliotti, G. F. Bacigalupe, E. Cittadini, C. Mundet, V. Mariscal-Aguayo, B. Douthwaite, S. Alvarez. 2010. Project design and management based on a co-innovation framework. In: *Building Sustainable Rural Futures: The Added Value of Systems Approaches in Times of Change and Uncertainty – IFSA*, Viena, Austria. pp. 402-412.
- SIAP. 2014. Balanza y disponibilidad de consumo. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (Servicio de Información Agropecuaria y Pesquera). Consultado en: <http://www.siap.gob.mx/balanza-disponibilidad-consumo/>. Fecha de consulta 14 de julio de 2014.
- Tittonell P., K. Giller. 2013. When yield gaps are poverty traps: The paradigm of ecological intensification in African smallholder agriculture. *Field Crops Research* 143:76-90.
- Topp G.C., 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.
- Ussiri D., R. Lal. 2009. Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping systems from an alfisol in Ohio. *Soil and Tillage Research* 104:39-47.
- Verhulst N., R. Cox. 2012. Medición de rendimiento de grano o biomasa forrajera. Ediciones del CIMMYT.



3.11 Valoración de áreas forestales próximas a zonas urbanas en México: incorporando a los usuarios de los servicios ambientales en REDD+

Balderas-Torres Arturo^{1,2}; De Alba-Martínez Hugo³

¹Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua carretera a Pátzcuaro 8701, Morelia C.P. 58190, Michoacán, México. Autor para correspondencia: abalderasorres@gmail.com

²CSTM, Twente Centre for Studies in Technology and Sustainable Development, University of Twente, Postbus 217, Enschede 7500 AE, The Netherlands.

³Ingeniería Ambiental, PTI Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente (ITESO), Tlaquepaque C.P. 45090, México.

Resumen

Investigaciones previas muestran que la valoración de los servicios ambientales de los bosques entre los usuarios muestra una heterogeneidad geográfica asociada a la proximidad y el potencial para disfrutar valores de uso (p.e. recreación). Este trabajo muestra una metodología para identificar los bosques y selvas que tienen una mayor valoración por parte de la población urbana en México. Se utiliza información de un estudio de valoración económica descrito en Balderas-Torres *et al.*, (2015) en el cual participaron 645 personas de los estados de Jalisco, Durango, Tamaulipas y la zona conurbada de la ciudad de México; en dicho estudio se obtuvo una ecuación exponencial del porcentaje de visitas a tres áreas naturales protegidas (i.e. La Primavera, La Michilía y el Cielo) en función de la distancia euclidiana desde las ciudades de residencia. Este trabajo utiliza dicha ecuación en combinación con la información del tamaño de la población de las 125 localidades con más habitantes del país para estimar las visitas a áreas forestales de todo el país utilizando unidades de análisis de 2,500 m². Los resultados muestran que las áreas con mayor probabilidad de ser visitadas y generarían mayores beneficios a los usuarios de los servicios ambientales se encuentran en el centro del país dada la concentración de la población en la capital. Este enfoque permite identificar áreas prioritarias para la conservación y restauración ambiental dentro de iniciativas estatales o nacionales como REDD+ y los programas de Pago por Servicios Ambientales para incorporar la valoración y preferencias de los usuarios desde el lado de la demanda.

Palabras clave: reserva de la biósfera; mecanismos de mercado; demanda de servicios ambientales; mitigación del cambio climático; ordenamiento territorial.

Abstract

Previous research shows that the valuation of environmental services of forests among users shows a geographical heterogeneity associated to the proximity and the potential to enjoy use-values (e.g. recreation). This paper presents a methodology for identifying the forests that have a higher valuation among the urban population in Mexico. This work uses information from an economic valuation study described in Balderas-Torres *et al.*, (2015) in which 645 people from the states of Jalisco, Durango, Tamaulipas and the metropolitan area of Mexico City participated; in that study an exponential equation was obtained to estimate the percentage of visits to three protected areas (i.e. La Primavera, La Michilía and El Cielo) based on the Euclidean distance from the cities of residence. This paper uses that equation in combination with information from the 125 most populated cities in the country to estimate the visits to forest areas using units of analysis of 2,500 m². The results show that the areas most likely to be visited and thus generate more benefits to users of environmental services are in the central area of the country given the concentration of the population in the capital. This approach

allows the identification of areas with high priority for conservation and environmental restoration to be used in state-level or national initiatives such as REDD+ and Payment for Environmental Services to incorporate the valuation and preference of the users of the environmental services from the demand side.

Keywords: biosphere reserve; market mechanisms; demand for environmental services; climate change mitigation; land use plans.

Introducción

Los bosques y selvas generan múltiples beneficios para las poblaciones humanas. Entre estos beneficios se incluyen, por ejemplo, la producción de madera y bienes forestales no-maderables, la generación de servicios ambientales (SA) de regulación climática, hidrológicos, de biodiversidad y de paisaje, así como la oportunidad para el desarrollo de actividades de ecoturismo, esparcimiento y recreación. Estos beneficios son disfrutados y percibidos de forma diferenciada por distintos grupos sociales. Por ejemplo, los servicios de mitigación del cambio climático, como son el almacenamiento y captura de carbono en la vegetación y suelos forestales son disfrutados a escala global, mientras que el aprovechamiento de los recursos madereros está restringido a aquellos propietarios de predios forestales que cuentan con los medios, planes de manejo y permisos para su explotación. En general desde el campo de la economía ambiental, los beneficios generados por un ecosistema, proyecto o política ambiental incluyen los valores de uso directo, valor intrínseco, valor de opción o cuasi-opción y de legado (p.e. Perman *et al.*, 2003). La suma de los diferentes beneficios o valores ambientales permiten estimar el valor económico total de un activo o política ambiental, el cual puede informar la toma de decisiones para aumentar el bienestar social asociado a la provisión de un bien ambiental. Así, es posible evaluar el nivel óptimo de implementación, o las características de una política, que permitirían generar un determinado beneficio ambiental (producción de un servicio/reducción de un pasivo ambiental) a un nivel socialmente óptimo. Para esto, usualmente se elaboran estudios para cuantificar los costos y beneficios asociados a la provisión de un beneficio ambiental específico. Dichos estudios deberían idealmente generar la información asociada a los diferentes elementos vinculados al valor económico disfrutado por todos los actores sociales y económicos relevantes, así como los costos totales de producción de dicho bien ambiental, incluyendo las externalidades. No es de extrañar que debido a que se requiere generar o estimar una gran cantidad de información para realizar estos estudios, las evaluaciones de políticas o proyectos ambientales con frecuencia solamente efectúan un análisis costo-beneficio de manera parcial. Además, no en pocas ocasiones los beneficios ambientales son bienes públicos para los cuales es difícil obtener información directa de su valor económico, por lo que deben utilizarse técnicas de simulación de mercado para estimar valores por medio del uso de técnicas de preferencias reveladas o declaradas (p.e. Champ *et al.*, 2003).

El objetivo de este trabajo es presentar una metodología para identificar la valoración de los SA forestales por parte de los usuarios en áreas urbanas de México que ayude a definir un criterio para el diseño de políticas forestales y de mitigación del cambio climático. La propuesta metodológica se basa en los resultados de un estudio de valoración ambiental por modelación de elecciones publicado en Balderas-Torres *et al.*, (2015). La estructura de este documento es la siguiente: en los párrafos siguientes se describe información general de la mitigación del cambio climático en el sector forestal a nivel internacional y en México; en la sección de Antecedentes y Métodos se describe la importancia de los co-beneficios asociados a la mitigación en el sector forestal, el enfoque metodológico y resultados generales de Balderas-Torres *et al.*, (2015) y el procedimiento que se utilizó en este trabajo



para identificar las áreas con mayor potencial de valoración a nivel nacional; a continuación se presentan los Resultados y Discusiones seguidos de las Conclusiones.

REDD+ conjunta los esfuerzos globales para reducir las emisiones por deforestación y degradación forestal (D&D) en países en desarrollo dentro de las decisiones adoptadas por la Conferencia de las Partes (COP) de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC). Como parte de REDD+ se espera que aquellos países que logren reducir sus emisiones por D&D, fomentar la conservación y el aumento de los acervos de carbono en bosques y un manejo forestal sustentable, puedan acceder a financiamiento basado en resultados. Para participar en REDD+ los países interesados deben entre otras cosas contar con una Estrategia Nacional REDD+, establecer escenarios de referencia o líneas bases y seguir un enfoque de implementación por fases (CMNUCC, 2011; CMNUCC, 2014). Estas fases comprenden primero, la preparación institucional y de los diferentes grupos interesados; segundo la implementación de medidas y políticas incluyendo actividades demostrativas y finalmente la implementación de actividades que sean sujetas a un proceso completo de monitoreo, reporte y verificación (MRV) (CMNUCC, 2011). En México, la Estrategia Nacional REDD+ se encuentra en proceso de consulta pública (CONAFOR, 2014) y se espera que el sistema de MRV sea creado a mediados del 2015 (LGDFS, 2012); asimismo se han comenzado procesos demostrativos para el desarrollo de REDD+ por medio de acciones tempranas en los estados de Jalisco, Chiapas y la Península de Yucatán (CONAFOR, 2014b).

Además de los avances en la preparación e implementación de REDD+, México es un país con una amplia experiencia y liderazgo en el desarrollo de programas de pago por servicios ambientales (PSA) (Muñoz-Piña *et al.*, 2008). En el PSA, el gobierno (en representación de los usuarios de un servicio ambiental) ofrece un pago a los poseedores de terrenos forestales en zonas elegibles por la conservación de la cubierta forestal en la zona inscrita en el programa y el cumplimiento de las reglas de operación. Las zonas elegibles del programa son establecidas considerando solamente elementos asociados al suministro u oferta de los SA, por ejemplo el potencial para producir servicios hidrológicos, el riesgo de deforestación, costos de oportunidad (Muñoz-Piña *et al.*, 2008) o considerando factores asociados al contexto socioeconómico de la población propietaria de los predios forestales que proveen los SA (p.e. índices de marginación o composición étnica). Aunque el financiamiento de los PSA en México, particularmente por servicios hidrológicos, pueden vincularse débilmente a los usuarios y la demanda de estos servicios, debido a que el financiamiento de dichos programas se hace parcialmente vía el pago de derechos de extracción de áreas subterráneas (Muñoz-Piña *et al.*, 2008), no existen reglas para etiquetar la recaudación por el cobro de estos derechos y garantizar que el dinero se aplique en la misma jurisdicción o cuenca donde se encuentran los usuarios de dichos SA. De igual forma, el fondo de compensación ambiental por cambio de uso de suelo (CONAFOR, 2012a), concentra en el Fondo Forestal Mexicano los pagos asociados a las autorizaciones de proyectos que modifican la cobertura vegetal para financiar actividades de restauración forestal y de suelos; sin embargo, no existen reglas para que dichas compensaciones se realicen en las mismas jurisdicciones donde ocurren las pérdidas de la cobertura vegetal las cuales representan una reducción local de los SA. La integración de la valoración de los usuarios de los SA es un poco más explícita en los mecanismos locales de PSA por fondos concurrentes (CONAFOR, 2011); en estos esquemas el usuario de los SA financia una parte del PSA directamente a los proveedores para realizar actividades en zonas específicas, esto presupone que el área elegida es un área altamente valorada por el usuario. El objetivo de este trabajo es presentar un enfoque metodológico para incluir la valoración de los usuarios de los SA en el diseño de REDD+, PSA y otras acciones de conservación ambiental en México.

Antecedentes y Métodos

Muchas actividades que mitigan el cambio climático generan además beneficios extra (p.e. mejor salud de la población por reducción de emisiones o ahorros económicos por sustitución de combustibles fósiles) (p.e. Pearce, 2000). Estos co-beneficios dependen del tipo de medida de mitigación específica y el contexto en el cual se implementa. Los co-beneficios se perciben en mayor medida en una escala local y en el presente en contraposición con los beneficios de mitigación que son de escala global y solo aparecerán en el largo plazo (Pearce, 2000). Al diseñar estrategias de mitigación, por ejemplo al preparar curvas de costos de abatimiento, normalmente se buscan las acciones más costo-efectivas. Sin embargo, no es raro que al agregar la valoración de los co-beneficios de las medidas de mitigación los estudios de costo-beneficio cambien en favor de aquellas que generen más co-beneficios, aunque no sean las que reduzcan las emisiones a un menor costo (Glenk y Colombo, 2011). En este escenario cuando una política ambiental maximiza los beneficios totales puede aumentarse el bienestar social de una población. Muchos de los beneficios generados por los bosques pueden considerarse como co-beneficios de las medidas de mitigación del cambio climático, y su valoración cambia en función de la escala geográfica de análisis, es decir, muestran una heterogeneidad geográfica. En la literatura se ha reportado que los valores de uso decaen con la distancia entre los bosques y la población de interés (p.e. Bateman *et al.*, 2006) y que existen otros factores como la identidad geográfica/geopolítica que afectan la valoración ambiental (p.e. los ciudadanos prefieren y estarían dispuestos a pagar más por mejoras equivalentes en el medio ambiente dentro de jurisdicciones más próximas) (p.e. Johnston y Duke, 2009; Brouwer *et al.*, 2010).

En el periodo 2010-2011 se realizó una investigación en México para estudiar los factores que afectan la valoración de los servicios forestales de mitigación del cambio climático entre la población urbana de diferentes regiones del país (Balderas-Torres, 2012; Balderas-Torres *et al.*, 2012; Balderas-Torres *et al.*, 2015). Para evaluar el potencial de un mercado nacional de carbono forestal, se aplicó una encuesta de modelación de elecciones en la cual se analizó la disposición a pagar de los ciudadanos por la compra de certificados de captura de carbono de proyectos de mitigación hipotéticos a realizarse en diferentes reservas de la Biósfera en México (i.e. La Michilía en Durango, La Primavera en México y El Cielo en Tamaulipas). La encuesta se aplicó primero en la zona metropolitana de Guadalajara por medio de tres métodos distintos (i.e. grupos focales en persona, por internet por bola de nieve, y por internet por medio de una empresa de estudio de mercado) (ver detalles metodológicos en Balderas-Torres *et al.*, 2012); en una etapa posterior para validar la transferibilidad de los resultados se aplicó el estudio utilizando una empresa de estudio de mercado en los estados de Jalisco, Durango, Tamaulipas y el Distrito Federal y el Estado de México (ver detalles metodológicos en Balderas-Torres *et al.*, 2015). En el estudio se preguntó por las razones por las que los ciudadanos participarían en este tipo de proyectos, la preferencia geográfica para el desarrollo de estos proyectos así como si habían visitado las Reservas propuestas; a partir de mapas se determinó la distancia euclidiana entre las diferentes poblaciones donde se aplicaron las encuestas y las reservas propuestas. Los resultados obtenidos muestran que cuando en la encuesta se ofrecía la opción de apoyar proyectos “locales” dentro del mismo estado de residencia, los ciudadanos expresaron una mayor valoración ambiental de los servicios de mitigación del cambio climático (los proyectos locales estaban dados por los binomios de Reservas-submuestras de La Michilía-Durango, La Primavera-Jalisco y El Cielo-Tamaulipas); los resultados de la muestra del Distrito Federal/Estado de México sirvieron como control y validaron estos resultados pues la valoración de los servicios de mitigación fue menor (Balderas-Torres *et al.*, 2015). Al analizar las respuestas sobre visitas previas a las Reservas en el estudio nacional (645 respuestas) se encontró un comportamiento exponencial consistente con la valoración de los bosques locales (Balderas-Torres *et al.*, 2015); esto quiere decir que tanto la valoración de los servicios que genera un

bosque así como la probabilidad de que una persona lo visite aumentan rápidamente cuanto más cerca se encuentra el bosque del lugar de residencia. Entre los co-beneficios más citados para preferir proyectos locales están la mejora de la calidad del aire local, el paisaje la proximidad (como opción para la recreación) y la identificación geopolítica (al estar dentro del mismo estado) (Balderas-Torres *et al.*, 2015). En el contexto de los resultados de este estudio es posible establecer que la valoración de un bosque desde el lado de la demanda (o los usuarios “locales” de los SA), estará en función de su distancia a los diferentes centros de población así como del tamaño de dichas poblaciones.

En este trabajo se utiliza la ecuación de porcentaje de visitas a las reservas de la biósfera en función de la distancia euclidiana desde la ciudad de residencia reportada en Balderas Torres *et al.*, (2015); la ecuación de porcentaje de visitas se multiplica por la población de una localidad para obtener las visitas esperadas en un punto dado del territorio nacional (Ecuación 1).

$$V_i = 91.53 \exp(-0.00586 * RDE_i) * Pob_i \quad (1)$$

donde: V_i es el total esperado de visitas para la localidad i ; Pob_i es el número total de habitantes en la localidad i ; RDE_i corresponde al ráster de distancia euclidiana correspondiente a la localidad i .

En este trabajo se modela las visitas potenciales que la población de las 125 ciudades de México con más habitantes podrían tener a lo largo y ancho del territorio nacional utilizando unidades de análisis de 2,500 m². Se incorporó a un sistema de información geográfica (SIG) la información geoespacial del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) correspondiente a las localidades urbanas del país y que contiene el número total de habitantes para cada una de éstas (INEGI, 2010). Posteriormente, a través de una rutina en el lenguaje de programación *Python*¹¹, se extrajeron las 125 zonas metropolitanas o ciudades con mayor población, obteniendo así un archivo vectorial para cada una de las localidades. Posteriormente se generaron archivos ráster de distancia euclidiana para cada localidad con un tamaño de pixel de 500 metros. Utilizando como insumo los rásters de distancia euclidiana obtenidos anteriormente, éstos se reclasificaron en nueva rutina de *Python* utilizando la Ecuación 1 para aquellos pixeles con valores menores o igual a 580 km de distancia, aquellos pixeles con mayor distancia se les asignó un valor de cero. Una vez obtenidos para cada ráster las visitas para cada una de las 125 localidades, se utilizó la Ecuación 2 para combinar todas las capas y así obtener un único ráster nacional con el total de visitas esperadas en cada punto de análisis del territorio nacional.

$$V_{Mex} = \sum_1^{125} V_i \quad (2)$$

donde: V_{Mex} corresponde al ráster nacional del total de visitas.

Resultados y Discusión

La Figura 1 a continuación muestra el mapa del indicador visitas potenciales a áreas forestales para México. La Figura 1 muestra que las áreas que tendrían un mayor nivel de visitas y de valoración desde el lado de la demanda/usuarios de los SA se concentra en el centro del país debido a la concentración poblacional alrededor de la Ciudad de México (región azul y verde en la Figura 1). A través del análisis espacial realizado a través del SIG, se pudo obtener un mapa para la República Mexicana que muestra efectivamente las relaciones proximidad-población total. El uso de rutinas, en este caso de *Python*, para

¹¹ *Python*, lenguaje de programación gratuito y de código abierto ampliamente utilizado por la comunidad de analistas de SIG.

la automatización de tareas repetitivas y manejo de grandes volúmenes de información ha demostrado ser útil para la realización de este tipo de análisis espaciales.

Es posible combinar el valor de visitas obtenido para cada unidad de análisis en el país (2500 m²) con información de cobertura actual o carreteras y caminos para identificar áreas de bosques/selvas de alto valor; este análisis también permitiría identificar zonas actualmente sin cubierta forestal pero que podrían ser reforestadas/forestadas y convertirse en zonas altamente valoradas para la provisión de SA a nivel local, incluyendo opciones de recreación y ecoturismo. La ubicación de las acciones tempranas REDD+ en implementación en México en general se encuentran fuera de las áreas donde los servicios locales podrían generar más SA directos a la población a nivel nacional (cuencas costeras de Jalisco, Península de Yucatán, Chiapas), aunque se contempla la inclusión de la región Cutzamala (Michoacán y Estado de México) (CONAFOR, 2014b), la cual sí estaría dentro del área de mayor valoración desde un enfoque nacional. Si se incluyen los beneficios de los usuarios de los SA forestales en la identificación de áreas prioritarias para acciones tempranas REDD+ u otras políticas ambientales, es muy probable que la evaluación favorezca las áreas identificadas en la Figura 1 como con alto potencial de recibir visitantes. Según el borrador de la estrategia nacional, REDD+ en México sería implementado de manera anidada, donde el primer nivel de anidación será el correspondiente a las entidades federativas (CONAFOR, 2012b). El enfoque presentado aquí podría aplicarse para identificar las áreas más valoradas a nivel estatal lo cual reduciría la influencia derivada de la concentración de la población en la capital del país y permitiría identificar las prioridades a nivel regional y local.

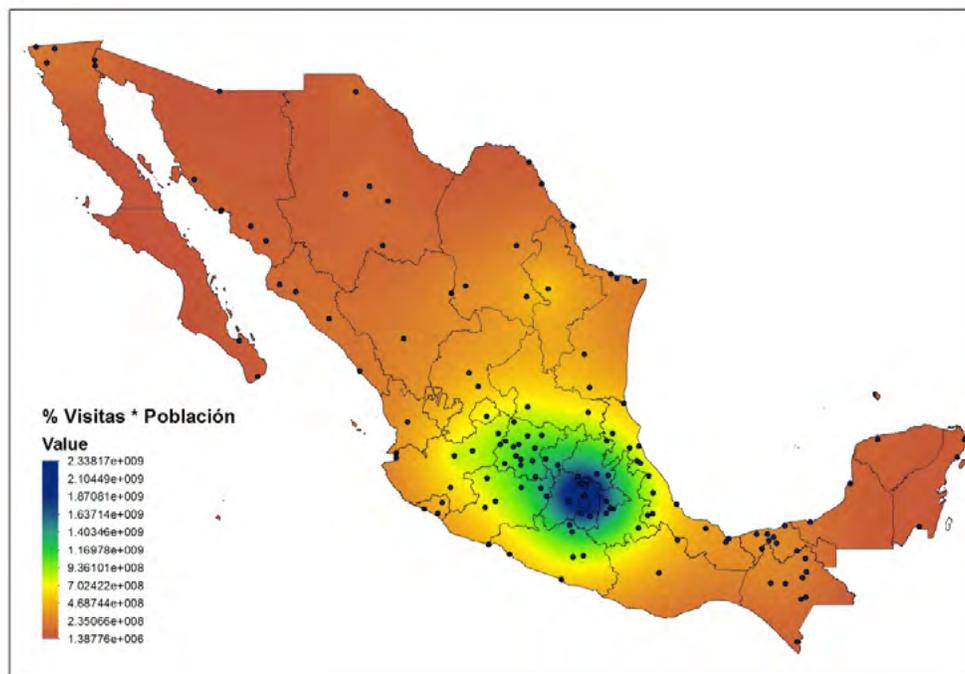


Figura 1. Mapa resultante de visitas esperadas a áreas forestales en el territorio nacional.

Conclusiones

Este trabajo presenta una metodología para identificar áreas forestales altamente valoradas por parte de los usuarios de los SA en el contexto de México. El potencial para visitar un área forestal se vincula a la valoración de otros SA y representa una variable indirecta de ciertos valores de uso (p.e. recreación y esparcimiento); es desde del conocimiento y experiencia de un bien ambiental que se genera y



consolida su aprecio y valor entre las personas y poblaciones. A partir de esta información es posible identificar áreas prioritarias para la conservación y restauración considerando los beneficios que reciben las poblaciones urbanas del país en la función de su proximidad. Esta información puede incluirse para la identificación de áreas elegibles dentro de REDD+ y para el diseño de programas de PSA a nivel estatal y nacional. En este caso se utiliza la información de visitas potenciales como una variable *proxy* de la valoración de las áreas forestales. Es importante resaltar que existen otros elementos de valor que pueden considerarse al identificar áreas prioritarias para esfuerzos como REDD+ o programas de PSA (p.e. tipo de vegetación, biodiversidad, desarrollo rural, riesgo de deforestación). Sin embargo, si se pretende que sean los usuarios de los SA quienes financien las actividades de conservación y mantenimiento de los SA que disfrutan, es necesario incluir criterios que representen las preferencias/valoración de dichos actores; esto puede derivar en la creación de programas con una mayor sustentabilidad financiera en el largo plazo (p.e. Pagiola *et al.*, 2002).

Agradecimientos

Agradecimiento a la Iniciativa Darwin del Reino Unido por su apoyo al proyecto 17027 (2009-2012).

Bibliografía

- Balderas-Torres A. 2012. Yes in my backyard: market based mechanisms for forest conservation and climate change mitigation in La Primavera, México. Ph.D. Thesis. CSTM, Twente Centre for Studies in Technology and Sustainable Development at the University of Twente, The Netherlands. ISBN 978-90-365-3474-1. Consultado en: <http://doc.utwente.nl/82280/> Fecha de consulta: 5 de enero de 2015.
- Balderas-Torres A., D. C. MacMillan, M. Skutsch, J. C. Lovett. 2012. The valuation of forest carbon services by Mexican citizens: the case of Guadalajara city and La Primavera biosphere reserve. *Regional Environmental Change* 13:661-680.
- Balderas-Torres A., D. C. MacMillan, M. Skutsch, J. C. Lovett. 2015. Yes-in-my-backyard: Spatial differences in the valuation of forest services and local co-benefits for carbon markets in México. *Ecological Economics* 109:130-141.
- Bateman I. J., B. H. Day, S. Georgiou, I. Lake. 2006. The aggregation of environmental benefit values: welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics* 60:450-460.
- Brouwer R., J. Martin-Ortega, J. Berbel. 2010. Spatial preference heterogeneity: a choice experiment. *Land Economics*, 86:552-568.
- Champ P., K. Boyle, T. Brown. 2003. A primer on nonmarket valuation. Kluwer Academic Publishers. 580 pp.
- CMNUCC. 2011. Report of the conference of the parties on its sixteenth session, held in Cancun from 29 November to 10 December 2010. Addendum. FCCC/CP/2010/7/Add.1. 15 March 2011.
- CMNUCC. 2014. Report of the Conference of the Parties on its nineteenth session, held in Warsaw from 11 to 23 November 2013. Addendum. FCCC/CP/2013/10/Add.1.
- CONAFOR. 2011. Programa de Mecanismos Locales de Pago por Servicios Ambientales a través de Fondos Concurrentes. Comisión Nacional Forestal. Consultado en: <http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/tramites-y-servicios/apoyos/mecanismos-locales-de-pago-por-servicios-ambientales-a-traves-de-fondos-concurrentes> Fecha de consulta 5 de enero de 2015.
- CONAFOR. 2012a. Compensación Ambiental. Comisión Nacional Forestal. Consultado en: <http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/tramites-y-servicios/apoyos/compensacion-ambiental> Fecha de consulta 5 de enero de 2015.
- CONAFOR. 2012b. Estrategia Nacional para REDD+. Comisión Nacional Forestal, México. En proceso.
- CONAFOR. 2014. Participa en la consulta de la estrategia nacional de reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal (ENAREDD+). Comisión Nacional Forestal. Consultado en: http://www.conafor.gob.mx/innovacion_forestal/?p=806 Fecha de consulta 5 de Enero de 2015.
- CONAFOR. 2014b. Acciones tempranas REDD+. Comisión Nacional Forestal. Consultado en <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/bycc/redd-en-mexico/acciones-tempranas-redd/> Fecha de consulta: 5 de enero de 2015.

- Glenk K., S Colombo S. 2011. Designing policies to mitigate the agricultural contribution to climate change: an assessment of soil based carbon sequestration and ancillary effects. *Climatic Change* 105:43-66.
- INEGI. 2010. Censos generales de población y vivienda, 1970-2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. Consultado en <http://www.inegi.org.mx/default.aspx> Fecha de consulta: 5 de enero de 2015.
- Johnston R. J., J. M. Duke. (2009). Willingness to pay for land preservation across states and jurisdictional scale: implications for benefit transfer. *Land Economics* 85:217-223.
- LGDFS. 2012. Artículo 45 X, segundo transitorio. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación.
- Muñoz-Piña C., A. Guevara, J. M. Torres, J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of México's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.
- Pagiola S., J. Bishop, N. Landell-Mills. 2002. Making market-base mechanisms work for forest and people. En: Pagiola S., J. Bishop, N. Landell-Mills (Eds). *Selling forest environmental services: market-based mechanisms for conservation and development*. London: Earthscan, chap. 15.
- Pearce D. W. 2000. Policy Frameworks for the Side Effects of Climate Change Policies in OECD. *Ancillary Benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation. Proceedings of an Expert Workshop*. Organisation for Economic Co-operation and Development. 44 pp.
- Perman R., M. Yue, J. McGilvray, M. Common. 2003. *Natural Resources and Environmental Economics*. Pearson Addison Wesley. 699 pp.



3.12 Potencial de una zona de Bosque Mesófilo de Montaña en San Bartolo Tutotepec, Hidalgo, para ser propuesta en el programa REDD +

Galván-Juárez Judith¹ y Pavón Numa P.¹

¹Área Académica de Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5, colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo. C. P. 42184. Autor para correspondencia: npavon@uaeh.edu.mx

Resumen

La estrategia REDD+ (Reducción de las Emisiones por Degradación y Deforestación y la conservación de la biodiversidad) no solo trata de evitar la emisión de CO₂, sino además la conservación de la biodiversidad asociada. Esto mediante el pago a los dueños del bosque con lo que se pretende disminuir la presión para transformarlo en zonas agrícolas-ganaderas o forestales monoespecíficas. Las acciones tempranas de REDD+ se han realizado en pocas regiones de México, sin incluir a la Sierra Madre Oriental, donde se mantienen fragmentos importantes de Bosque Mesófilo de Montaña (BMM), ecosistema históricamente alterado y transformado. En este trabajo se realizó una evaluación del potencial de una zona de BMM en el municipio de San Bartolo Tutotepec, Hidalgo para ser considerada dentro de la estrategia REDD+. El polígono propuesto tiene una extensión de 920 hectáreas, se estimó en 341.12 tCO₂/ha⁻¹ almacenadas en madera con un potencial de \$ 2,886,551 dólares para el área. La tenencia de la tierra no parece ser un problema ya que la mayor parte es de pequeños propietarios, con solo 66 ejidatarios. El mantenimiento de la biodiversidad es un punto importante ya que se han reportado 123 especies de plantas, 65 de mamíferos, 21 de anfibios y reptiles y 353 de aves. REDD+ es una estrategia viable para ser establecida en la Sierra Madre Oriental, donde no solo evitará la emisión de carbono por cambio de uso de suelo sino además permitirá la conservación de una alta biodiversidad y otros servicios ecosistémicos asociados al BMM.

Introducción

Alrededor de 15% De las emisiones de gases de efecto invernadero provienen de la degradación de los bosques, la deforestación y del cambio de uso de suelo provocado por la pérdida de ecosistemas forestales. Debido a que los bosques actúan como sumideros disminuyendo el dióxido de carbono de la atmósfera y almacenándolo en forma de carbono en su biomasa y al ser destruidos el carbono se libera. Por lo que, el aumento de la superficie forestal es una estrategia fundamental de mitigación del cambio climático que puede remover gran parte del carbono de la atmósfera (Sedjo, 1990; Perry, 1994).

Actualmente se están realizando esfuerzos que permitan reducir las emisiones causadas por la deforestación y la degradación de los bosques en todo el mundo, una de las políticas actuales que contribuyen a este fin es la implementación del pago por los servicios ambientales (Pagiola y Bosquet, 2010). La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático en la conferencia de las partes COP de Bali (2007), acordó explorar políticas e incentivos financieros para promover Proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los Bosques (REDD) y con el beneficio extra de la conservación de la biodiversidad se ha convertido en la estrategia REDD+. Uno de los aspectos clave de REDD+ es pagar a los dueños y usuarios de los bosques por los créditos de carbono forestal, por reducir las emisiones GEI, por un manejo sustentable y su conservación forestal (Angelsen *et al.*, 2010). La idea de que los países en desarrollo deben ser compensados económicamente por preservar sus bosques, reducir las emisiones por deforestación y degradación forestal (Banco mundial, 2008), surgió por primera vez durante la 11^a Conferencia de las Partes de la

Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC-COP-11) en Nueva Guinea y Costa Rica en el 2005, este acuerdo sólo se limitó a Reducir las Emisiones por la Deforestación (RED). México ha sido uno de los países que ha adoptado este esquema, ejecutando programas nacionales a gran escala, remunerando la provisión de carbono y la protección de la biodiversidad. Sin embargo, tal como cualquier instrumento de política, los pagos por servicios ambientales requieren ciertos requisitos para ser implementados eficazmente (Wunder, 2008).

En México, existen grandes extensiones de áreas forestales con gran potencial para la conservación y el almacenamiento de carbono, tales como las zonas de bosques templados (Maser *et al.*, 2000; Návar-Cháidez *et al.*, 2005). Uno de estos bosques lo representa el Bosque Mesófilo de Montaña, esta vegetación cubre aproximadamente 1% de la extensión territorial en México, y el estado de Hidalgo ocupa el tercer lugar nacional en cuanto a extensión de este tipo de vegetación (Ortega y Castillo, 1996). En el estado de Hidalgo, el municipio de San Bartolo Tutotepec, mantiene principalmente Bosque Mesófilo de Montaña, siendo de suma importancia por su alta diversidad y riqueza de especies, con especies arbóreas en peligro de extinción como *Fagus grandifolia* var. *mexicana*. Por parte es de suponer que este bosque almacena grandes cantidades de carbono y representa una “fabrica de agua” para las comunidades locales.

Debido a lo anterior, en este trabajo se determinó el potencial de almacenamiento de carbono en una zona de Bosque Mesófilo de Montaña, en el municipio de San Bartolo Tutotepec, Hidalgo, para evaluar su potencial para su implementación dentro del programa REDD+ y así reducir la frontera agrícola en las áreas forestales e incrementar el valor de los bosques en pie, mostrando así las experiencias en la conservación y las capacidades de gobernanza y a través de un manejo sostenible que puede ayudar a evitar las emisiones por degradación forestal.

Materiales y método

Área de estudio

En la Sierra Madre Oriental, se encuentra ubicada la Región III denominada Huasteca Alta Hidalguense, dividida en dos subregiones: Mesófilo del NE de Hidalgo a Huayacocotla y Mesófilo de San Bartolo Tutotepec a Cuetzalan. En el área habitan especies consideradas en alguna categoría de riesgo, con distribución restringidas o peligro de extinción.

En la subregión Mesófilos de San Bartolo Tutotepec a Cuetzalan, se encuentra ubicado el municipio de San Bartolo Tutotepec, dentro del cual se estableció la zona de estudio (Figura 1) con una extensión de 932.817 hectáreas, en esta área la tenencia de la tierra es comunal, ejidal y de pequeña propiedad privada. En los últimos 16 años, en el área ocurrió la deforestación de 86.6 hectáreas. Por otro lado, la zona se caracteriza por su riqueza biológica, con un elevado número de endemismos y su alta riqueza de especies en relación a su área. Además, brinda importantes servicios ambientales, como el mantenimiento de los ciclos hidrológicos, la regulación del clima, el enriquecimiento del suelo; proporciona productos maderables y no maderables que son usados como medicina y alimentos para sus habitantes. A pesar de la importancia que genera el BMM en esta zona, es uno de los ecosistemas que presenta el mayor grado de amenaza debido a diferentes actividades y procesos antropógenicos relacionados con el cambio de uso de suelo para incrementar la frontera agrícola, la demanda de recursos maderables y no maderables, la cacería furtiva y la ganadería extensiva de bovinos principalmente, lo que origina que los recursos naturales sean altamente propensos a ser degradados y ocasionen graves problemas como la erosión de suelos, la pérdida de los recursos forestales, la reducción de la diversidad, la acidificación de las corrientes de agua, la pérdida de diversidad cultural y étnica. Debido a lo anterior, se considera que las oportunidades para la conservación del BMM son

bajas, por esta razón es importante establecer estrategias para reducir las emisiones causadas por la degradación y deforestación forestal; y la conservación de su diversidad, la cual pueda generar beneficios ambientales y económicos al municipio y a sus habitantes. Además, puede resultar de gran relevancia para mitigar el cambio climático, así como contribuir al mantenimiento del agua y el suelo, la conservación y restauración ambiental de especies nativas.

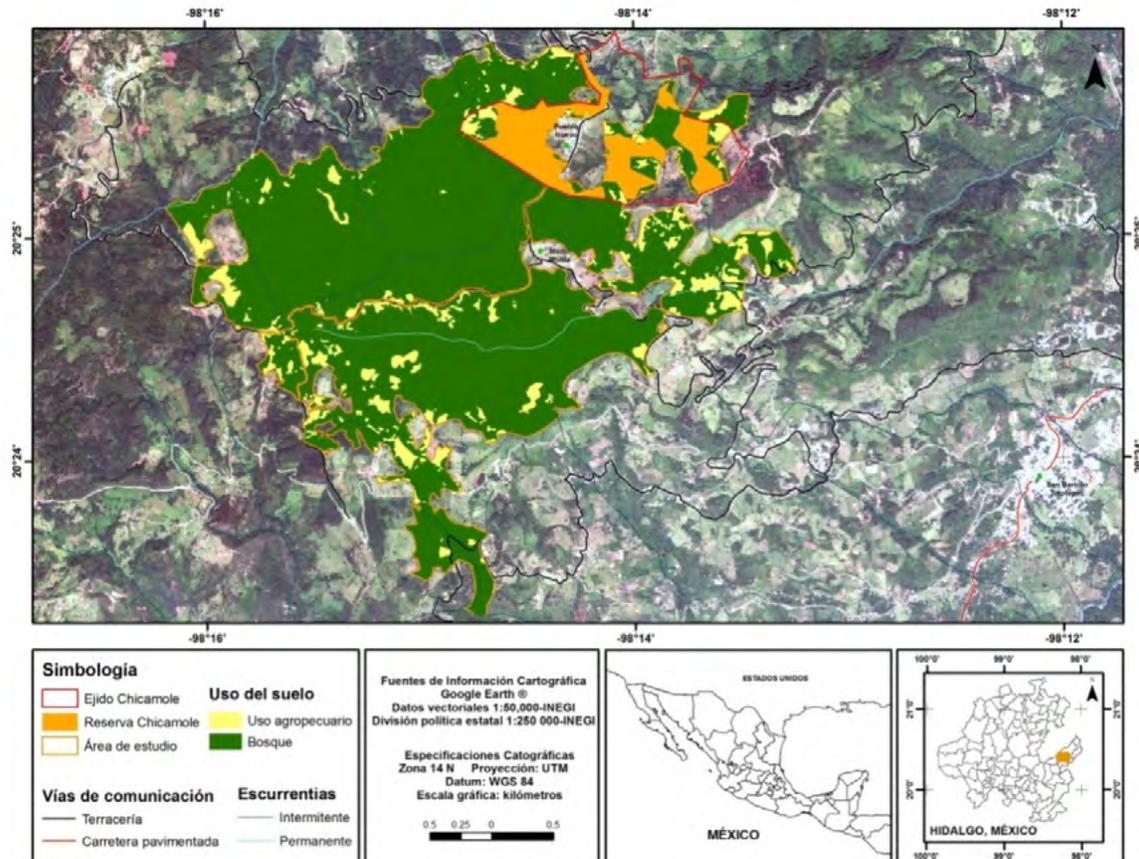


Figura 1. Ubicación del área propuesta de Bosque Mesófilo de Montaña, incluyendo el Área Natural Protegida denominada Zona de Preservación “Chicamole”, municipio de San Bartolo Tutotepec, Hidalgo.

Digitalización del área de estudio

Para la selección de la zona de estudio se realizó un mapa de la región Husteca Alta Hidalguense y se delimitaron los fragmentos de bosque mesófilo de montaña. Para esto se utilizaron imágenes de satélite QuickBird de febrero del 2011 (Google Earth) y las ortofotografías aéreas obtenidas de INEGI (1995) a escala de 1:20000 (F14d63 y F14 d73), usando un SIG (Arc View-versión 3.2 y Arc Gis versión 10).

Se delimitó la zona mejor conservada del BMM (zona con mayor cobertura vegetal), incluyendo el Área Natural Protegida denominada Zona de Preservación Ecológica “Chicamole” del municipio San Bartolo Tutotepec.

Estimación del carbono almacenado en la vegetación del área de estudio

El trabajo de campo se realizó durante octubre de 2012. Aleatoriamente se marcaron 15 cuadros de 200 m² (10 m x 20 m), con una superficie total muestreada de 3000 m². En cada cuadro se midió la altura y el diámetro a la altura del pecho (dap) de todos los árboles presentes. > 7.5cm de dap.

Para estimar la biomasa aérea de los árboles se estimó el área basal (AB) para cada uno de los árboles presentes en los 3000 m² a partir de diámetro normalizado. El área basal (expresada en m²/ ha) se estimó de la siguiente manera:

$$AB = \frac{\pi}{4} (\text{dap}^2) \quad (1)$$

Se estimó el volumen maderable o volumen del fuste, donde el producto del AB se multiplicó por la altura y por el coeficiente de forma para *Quercus sp.* (volumen real y el volumen aparente de un árbol) (inventario forestal del estado de Hidalgo 1985).

La biomasa se determinó multiplicando el volumen del fuste por la densidad de madera considerando el 0.7 para *Quercus sp* (Reyes *et al.*, 1992).

Después de obtener la biomasa por individuo, se multiplicó por 0.5 como el carbono contenido (IPCC, 2007) y por el factor de expansión de la biomasa 1.6 considerando un 60% adicional contenido en ramas y follaje y la cifra se multiplicó por el área representativa de cada una de las unidades. Los resultados se extrapolaron a hectárea, el cual se transformó en toneladas de dióxido de carbono (tCO₂e) de acuerdo a los estándares en los proyectos de carbono equivalente a 3.67 veces el peso del carbono según la IPCC (2004).

Valoración económica de la cantidad de carbono almacenado

Se consideró el precio fijado a nivel internacional para los créditos de los proyectos REDD+ en América Latina, que va desde los 7 a 10 dólares americanos por concepto de captura de carbono como “servicio ambiental” en proyectos forestales (Heimdal *et al.*, 2012). Para estimar el valor económico por tonelada de dióxido de carbono presente en una hectárea, se tomó como referencia el valor máximo de 10 dólares por tonelada de carbono con lo establecido por Heimdal *et al.*, (2012) de acuerdo al precio proporcionado por el mercado de carbono en los proyectos de REDD+ en América Latina.

Determinación de la flora y fauna presente en el área de estudio

Se realizó una revisión bibliográfica para enlistar las especies de la flora y fauna del Bosque Mesófilo de Montaña presentes dentro del municipio de San Bartolo Tutotepec, Hidalgo con el fin de conocer las especies presentes en la zona. Se consultó la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 para establecer el estatus de conservación de dichas especies.

Evaluación de la zona de estudio de Bosque Mesófilo de Montaña, en San Bartolo Tutotepec, con base a los elementos básicos referentes a los posibles mecanismos de REDD+

En este apartado se reunieron los componentes esenciales sobre la implementación del mecanismo REDD+ a nivel local, en base a lo establecido por la CONAFOR (2010) en la "Visión de México para REDD+" y la última versión de la ENAREDD+ (Estrategia Nacional para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques), fundada por organizaciones de la sociedad civil, representantes de gobierno federal y estatal, Comité Técnico Consultivo REDD+ y del Grupo de Trabajo REDD+ de la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, el cual fue culminado en diciembre de 2012.

Resultados y discusión

Se estimó en promedio $92.9 \text{ tC/ha} \pm 6.59 \text{ tn (e.s.)}$ y extrapolando al área propuesta se obtiene un total de $78,652.6 \text{ tC}$ carbono almacenado. Estos valores indican que el bosque estudiado tiene potencial de mayor captura, dado que en general estos resultados son menores a lo reportado por Rodríguez-Laguna *et al.*, (2009) en su estudio realizado para el bosque de pino en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, con 110 tC ha^{-1} . Por su parte, Scherr (2002) presenta información sobre la capacidad de almacenamiento de carbono en diferentes ecosistemas forestales y menciona que un bosque templado primario almacena 300 tC/ha .

El contenido de carbón en el área podría tener un valor de \$2,886,551.04 dólares. Este valor es parecido al reportado por Bautista y Torres (2003), en su estudio de valoración económica de almacenamiento de carbono para el Bosque Tropical, en Quintana Roo, México, que fue de \$2,120,044.2 dólares en una superficie de 600 ha. Mientras que para un bosque de niebla con una superficie de 12 ha se valoró en \$79,200 dólares. La diversidad biológica de la zona es alta dada la existencia de registros de 21 especies de reptiles y anfibios, de los cuales tres son especies amenazadas y tres están bajo protección especial. Se han registrado 353 especies de aves para el municipio de San Bartolo Tutotepec. La mastofauna se compone de siete órdenes distribuidos en 65 especies, de éstas, 20 especies se encuentran en alguna categoría de riesgo. En cuanto a la flora existen 123 especies de las cuales 8 se encuentran en alguna categoría de riesgo.

El diseño e implementación del programa REDD+ a nivel local necesita de varias acciones sin las cuales el proyecto no podría llevarse a cabo, entre ellas se destaca; la construcción y fortalecimiento de capacidades de los actores involucrados; la gobernanza local para establecer los compromisos políticos en el desarrollo e implementación del programa, incluyendo la participación activa de los dueños y poseedores del bosque hacia un manejo forestal sostenible en el que la comunidad local lleve a cabo el uso sostenible de los recursos forestales; así como la búsqueda de financiamiento para el desarrollo de las fases del programa y su implementación a largo plazo. En ese contexto, los proyectos de campo para la preparación de REDD+ que la Alianza M-REDD+ impulsa, se enmarcan en este proceso de preparación y buscan ser el medio para aterrizar modelos de implementación territorial al contexto local. El modelo de implementación por CONAFOR brinda un marco de desarrollo territorial en el que define roles institucionales a generar instrumentos de manejo que permitan alcanzar los objetivos que la visión REDD+ a ha propuesto.

La gobernanza es otro apartado importante para establecer el programa REDD+, se define como “la interacción cooperativa y corresponsable de actores gubernamentales y no gubernamentales, sociales y privados, en la construcción de política pública” (Paz *et al.*, 2012). En este caso, el gobierno municipal de San Bartolo Tutotepec no cuenta con recursos ni capacidades técnicas sobre los programas REDD+. Sin embargo las organizaciones a nivel local (núcleos agrarios) cuentan con capacidades organizativas y de gestión para la deliberación colaborativa, la construcción de acuerdos y el desarrollo de las iniciativas. Contrario a lo que se supone, que la mayoría de las asambleas ejidales o comunitarias no son espacios de diálogo colaborativo y deliberación conjunta para el bien colectivo.

Uno de los retos más importantes para establecer programas REDD+ es la tenencia de la tierra, (Angelsen *et al.*, 2010; Larson *et al.*, 2013). El municipio de San Bartolo Tutotepec ocupa el primer lugar de su superficie en agostaderos, en segundo lugar se encuentra la superficie agrícola y finalmente la forestal (COEDE, 2008). En San Bartolo Tutotepec, se han emitido acciones de certificación y titulación de propiedad social (ejido y comunidad social) para uso común (que incluye bosques), con la implementación del Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares (PROCEDE). Dentro del área de estudio el Bosque Mesófilo de Montaña en San Bartolo Tutotepec, sólo el ejido de Chicamole y ejido de Tuto se encuentran bajo este programa. El resto del área

pertenece a la pequeña propiedad privada. Dentro de la Zona de Preservación Ecológica "Chicamole". La tenencia de la tierra es ejidal, pertenece al Ejido "Chicamole" el cual cuenta con una superficie total de 170 hectáreas, según su dotación original de fecha 11 de abril de 1961 (COEDE, 2008).

Conclusiones

El área considerada en este trabajo representa un fragmento de bosque mesófilo de montaña que sufre de presiones de cambio de uso de suelo y que mantiene una alta diversidad biológica. El contenido de carbono es medio y representa alto potencial para captura y almacenaje. El valor económico del área es importante y representa un incentivo significativo para frenar la deforestación y degradación.

La organización social y tenencia de la tierra propicia se logre realizara la capacitación para u fortalecimiento exitoso. Por otra parte, la tenencia de la tierra es clara lo que fortalece al área como un punto medular para establecer el programa REDD+.

El área propuesta en el municipio de San Bartolo Tutotepec, Hidalgo cumple con indicadores básicos y esenciales para ser considerada con alto potencial para ser propuesta dentro del programa REDD+.

Bibliografía

- Angelsen A., M. Brockhaus, M. Kanninen, E. Sills, W. D. Sunderlin, S. Wertz-Kanounnikoff. 2010. La implementación de REDD+: estrategia nacional y opciones de política. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Banco Mundial. 2008. Global Monitoring Report: Millennium Declaration Goals and the Environment. 228 pp.
- Bautista H., P. Torres. 2003. Valoración económica del almacenamiento de carbono del bosque tropical del Ejido Noh Bec, Quintana Roo, México. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 9:69-75.
- COEDE. 2008. Consejo Estatal de Ecología. Estudio Técnico para Certificar las Áreas de Uso Común del Ejido Chicamole como Zona de Preservación Ecológica. Secretaria de Obras Públicas, comunicaciones, Transportes y Asentamientos.
- CONAFOR. 2010. Visión de México sobre REDD+ Hacia una Estrategia Nacional. Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México.
- Heimdal C., E. Dimantechev, H. Chai, E. Mazzacurati, A. Nordeng, I. Sorhus, N. Yakymenko, E. Zelljadt. 2012 POINT CARBON. Carbon Market North America. Point Carbon. Thomson Reuters. 27 pp.
- INEGI. 1995. Servicio WMS de Ortofotos del estado de Hidalgo. Escala de 1:20,000.
- IPCC. 2004. Good Practice Guidance for LULUCF Directrices para la Elaboración de los Informes Nacionales destinados al FRA 2005. Anexo 5, tablas 3A.1.8, 3.2.2, 3.2.1 y 3.2.4.
- IPCC. 2007. Evaluación de la vulnerabilidad e impactos del cambio climático y del potencial de adaptación en América Latina. Cooperación Alemana al Desarrollo (GTZ). Lima, Perú.
- Larson M., M. Brockhaus, D. Sunderlin, A. Duchelle, A. Babon, T. Dokken, P. Thuy, P. Resosudarmo, G. Selaya, A. Awono, T. Huynh. 2013. Land tenure and REDD+: The good, the bad and the ugly. Global Environmental Change 23:678-689.
- Masera O., B. De Jong, I. Ricalde, J. A. Ordóñez. 2000. Consolidación de la oficina mexicana para la mitigación de gases de efecto invernadero. Reporte Final. IdeE-UNAM. 168 pp.
- Návar-Cháidez J. J., N. González, J. Graciano. 2005. Carbon stocks and fluxes in reforested sites of Durango, Mexico Madera y Bosques 11:15-34.
- NOM-059. 2010. SEMARNAT. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario oficial.
- Ortega F., Y. Castillo. 1996. El bosque mesófilo de montaña y su importancia forestal. Ciencias 43:32-39.
- Pagiola S., B. Bosquet. 2010. Estimando los costos de oportunidad de REDD a nivel país. Washington, Estados Unidos: Forest Carbon Partnership Facility FCPF). World Bank.
- Paz P. F., S. Marin, R. Medrano, H. Ibarra, R. Pascual. 2010. Elaboración de mapas multi-temporales de bosque, a partir de imágenes Landsat TM y ETM+, y análisis de la degradación forestal y deforestación en Chiapas.
- Perry D. A. 1994. Forest ecosystems. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, MD. 649 pp.
- Reyes G., S. Brown, J. Chapman, A. Lugo. 1992. Wood densities of tropical tree species. United States, Department of Agriculture. New Orleans, Louisiana.



- Rodríguez-Laguna R., J. Jiménez-Pérez, O. Aguirre-Calderón, E. Treviño-Garza, R. Razo-Zárate. 2009. "Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino encino en la reserva de la biosfera el Cielo, Tamaulipas, México". *Ra Ximhai*, num., septiembre.
- Scherr S. J. 2002. Capturing the Value of Forest Carbon for Local Livelihoods. Presentation to Conference on "Payments for Environmental Services in China", Beijing. 16 pp.
- Sedjo A. R. 1990. The global carbon cycle. Are forests the missing sink? *Journal of Forestry* 88:33-34.
- Wunder S. 2008. Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. *Environment and Development Economics* 13: 279-297.

3.13 Análisis de Ciclo de Vida de actividades agrícolas del sur de Sonora para determinar emisiones de gases de efecto invernadero

Lares-Orozco María F.¹; Robles-Morúa Agustín¹; Yépez-González Enrico A.¹ y Garatuza-Payan Jaime¹

¹Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, C.P. 8500, Cd. Obregón, Sonora. Autor para correspondencia: fernanda.lares@gmail.com

Resumen

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de las actividades agrícolas representan 12.3% del total nacional, en Sonora este porcentaje asciende al 17.5%. En el sur de Sonora, se siembran en promedio 250,000 hectáreas de trigo al año, representando la principal actividad productiva de la región. Sin embargo, se desconoce la aportación de emisiones de GEI que genera esta actividad al inventario estatal y su cuantificación representaría una aportación al desarrollo de estrategias de mitigación del Plan Estatal de Acción ante el Cambio Climático del Estado de Sonora. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología utilizada para evaluar los impactos ambientales asociados a todas las etapas en la vida de un proceso. Aplicando esta metodología, se busca identificar y cuantificar las emisiones de GEI asociadas con la producción de trigo en el sur de Sonora para los distintos manejos agronómicos. Utilizando el software SimaPro 7, y la base de datos ecoinvent 2.2, se realizó el ACV de la producción de trigo para prácticas agronómicas convencionales y labranza de conservación. Los primeros análisis sugieren que en ambas prácticas, las principales emisiones de GEI provienen del uso de fertilizantes, principalmente debido a la energía necesaria para su producción, y posteriormente a las actividades de labranza. Sin embargo, las emisiones generadas varían de acuerdo a las diferentes prácticas tecnológicas implementadas, por lo que es necesario recopilar información local detallada para incluir en los ACV y poder así proponer estrategias de mitigación adecuadas para esta región.

Palabras clave: Valle del Yaqui, trigo, PEACC Sonora, mitigación.

Abstract

Greenhouse gas (GHG) emissions derived from the agricultural sector represent 12.3% of Mexico's total, in the state of Sonora, this percentage rises up to 17.5%. An average of 250,000 hectares of wheat is harvested every year in the southern agricultural districts in this state, representing the main productive activity in the region. However, the share of GHG emissions that this sector contributes to the state's inventories is unknown and its quantification would represent an important improvement to Sonora's Action Plan Against Climate Change. In this study we use the Life Cycle Assessment (LCA) methodology to evaluate the environmental impacts associated to the stages in the wheat production process. By applying this methodology we look to identify and quantify the GHG emissions associated to the different wheat production strategies implemented in southern Sonora. Using the software SimaPro 7, and the data base ecoinvent 2.2, an ACV has been developed for the wheat production for both conventional and conservation practices. First analyses suggest that in both practices, the main GHG emissions contribution comes from the use of fertilizers, derived from the energy required to produce them, followed by the tillage practices. However, the emissions generated vary according to the different practices and technologies applied, enhancing the need to collect detailed local data to include in the ACV and be able to propose mitigation strategies adequate for this region.

Keywords: wheat, Yaqui Valley, PEACC Sonora, mitigation.

Introducción

La región noroeste de México se encuentra ubicada en zonas áridas y semiáridas las cuales exhiben una variabilidad climática significativa que ocasiona periodos de sequía y de lluvias que pueden durar desde unos cuantos años hasta varias décadas. Esta variabilidad climática intrínseca de la región hace muy difícil la tarea de administrar los recursos naturales, en especial el agua. En la región sur del estado de Sonora, la precipitación, y en consecuencia la disponibilidad de agua están fuertemente controladas por el Monzón de Norteamérica (Lizárraga-Celaya *et al.*, 2010), este fenómeno meteorológico depende en gran medida de la regulación de temperatura que ejerce el océano y el continente en las masas de aire y por ende es susceptible a cambios climáticos proyectados en las próximas décadas (Cavazos y Arriaga-Ramirez, 2012; Seager *et al.*, 2007). La última evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) predice para la región del Monzón de Norteamérica incrementos positivos de temperatura, un incremento en la variabilidad de la precipitación así como afectación en la estacionalidad del Monzón, y aumento en los eventos extremos: sequías y lluvias intensas (IPCC, 2013). Ante esta situación, el Sur de Sonora es vulnerable al cambio climático por la alta variabilidad en la disponibilidad del agua y su gran dependencia al sector primario, volviéndose trascendental definir medidas adecuadas de adaptación y mitigación ante el cambio climático.

Debido a los compromisos internacionales adquiridos por México en materia de Cambio Climático en el 2012 se promulgo la Ley General de Cambio Climático, la cual establece que los gobiernos estatales deberán cuantificar sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y 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). Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de las actividades agrícolas representan 12.3% del total nacional, en Sonora este porcentaje asciende al 17.5% enfatizando en la importancia que toma este sector para el desarrollo estatal. Solamente en el sur de Sonora, se siembran en promedio 250,000 hectáreas de trigo al año, representando la principal actividad productiva de la región. Sin embargo, se desconoce la aportación de emisiones de GEI que genera esta actividad al inventario estatal y su cuantificación representaría una contribución al desarrollo de estrategias de mitigación del PEACC del Estado de Sonora.

El objetivo de este estudio es identificar y cuantificar las emisiones de GEI asociadas con la producción de trigo en el sur de Sonora mediante la herramienta de Análisis de Ciclos de Vida (ACV) para los distintos manejos agronómicos de manera que sirvan como insumo para el diseño de estrategias adecuadas de mitigación al cambio climático. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología comúnmente utilizada para evaluar los impactos ambientales asociados a todas las etapas en la vida de un proceso. Utilizando esta metodología es posible cuantificar los impactos ambientales de los sistemas agrícolas en sus diferentes categorías, incluyendo la aportación de emisiones de GEI de las distintas actividades (Biswas *et al.*, 2008; Brentrup *et al.*, 2004; Fallahpour *et al.*, 2012; Meisterling *et al.*, 2009; Schmidt, 2008).

Materiales y métodos

Se realizó un ACV de la producción de trigo en el sur de Sonora, donde se evalúan tanto las emisiones de GEI como los impactos ambientales en diferentes categorías de impacto de sistemas

productivos de trigo con prácticas convencionales y con agricultura de conservación. La unidad funcional del análisis es de 1 ha de producción de trigo con un rendimiento promedio de 7 ton ha⁻¹.

Para la elaboración del inventario del ACV se utilizó información proporcionada por la Asociación de Organismos de Agricultores del Sur de Sonora (AOASS), bitácoras del sistema de información de Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional (MasAgro) administrada por el Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CYMMYT) y la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), así como de la base de datos ecoinvent 2.2.

Se evaluaron cuatro sistemas productivos de trigo separados en dos análisis. El primer análisis, representa un sistema de labranza convencional contra uno de labranza de conservación, con los mismos niveles de aplicación de fertilizantes nitrogenados (354 kg unidades N ha⁻¹). El segundo análisis es de un sistema de labranza mínima con diferentes niveles de nitrógeno 364 contra 272 kg unidades N ha⁻¹. Por medio del software SimaPro 7.3 se realizó el ACV de los cuatro sistemas productivos, utilizando los inventarios antes descritos.

La metodología de análisis de impactos utilizada es el Eco-indicator 99, en donde la información del inventario se multiplica por factores de caracterización para generar indicadores en diferentes categorías de impacto: carcinógenos, respiratorios orgánicos, respiratorios inorgánicos, cambio climático, radiación, capa de ozono, ecotoxicidad, acidificación y eutrofización, uso de suelo, minerales, y combustibles fósiles. Para la interpretación de los datos, Eco-indicator 99 incluye una normalización de los valores de los indicadores contra valores de referencia, seguido por una ponderación de los valores normalizados que representan el potencial de las diferentes categorías de impacto de dañar a los ecosistemas, la salud humana o los recursos. Para el análisis de los resultados, estos valores se presentan en una puntuación única normalizada y ponderada para cada categoría de impacto.

Para la cuantificación de las emisiones de gases de efecto invernadero de los distintos procesos productivos se utilizó, mediante el software antes mencionado, la metodología del IPCC 2007 con factores de cambio climático con un marco de referencia de 100 años, donde solamente se caracteriza el inventario a la categoría de potencial de cambio climático (GWP por sus siglas en inglés).

Resultados y discusión

Primer Análisis: Labranza convencional y labranza de conservación

En el Cuadro 1 se muestran las diferencias entre los sistemas de labranza convencional y las de conservación para la producción de trigo en el Sur de Sonora que fueron utilizados para el análisis. Es importante considerar que las actividades de labranza realizadas varían mucho de productor a productor y los datos presentados en este estudio son un promedio de las aplicaciones reportadas al sistema MasAgro y de los reportes de la AOASS.

Cuadro 1. Labores de preparación del suelo realizadas en los dos sistemas de producción analizados

Labores de preparación de suelo	Labranza Convencional	Labranza de Conservación
Barbecho	1	0
Rastreo	3	0
Surcado	1	0
Canaleo	1	0
Aplicación de herbicida	0	1

En la Figura 1, se muestran los impactos ambientales generados para la producción del trigo comparando los sistemas de labranza convencional y de conservación. En ella se observa que las principales categorías de impacto de ambos sistemas son combustibles fósiles, inorgánicos respiratorios, uso de suelo, carcinógenos y cambio climático.

El sistema de labranza de conservación presenta puntuaciones menores en todas las categorías, pero esta reducción es mayor en los impactos de combustibles fósiles e inorgánicos respiratorios, debido a las labores de preparación de suelo que requieren considerables cantidades de combustibles y maquinaria que se realizan en la labranza convencional.

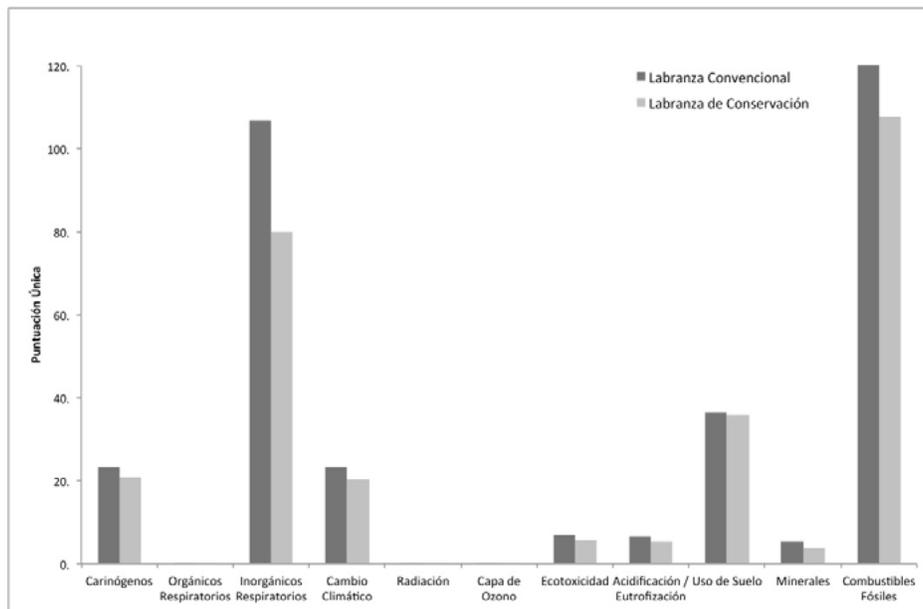


Figura 1. Comparación de las puntuaciones por categoría de impacto para los sistemas de labranza convencional y de conservación utilizando Eco-Indicador 99.

En la Figura 2, se muestra el porcentaje de reducción (12.83%) en la caracterización de potencial de cambio climático (GWP) utilizando la metodología del IPCC 2007 100a entre los dos sistemas de labranza antes mencionados.

En términos de la generación de gases de efecto invernadero, se cuantificaron las toneladas de dióxido de carbono equivalentes (CO_2e) para cada escenario de labranza. Se encontró que el utilizando actividades de labranza convencionales se generan alrededor de $2457 \text{ kg CO}_2\text{e ha}^{-1}$. Mientras que producir el trigo con cero labranza genero $2142 \text{ kg CO}_2\text{e ha}^{-1}$. Para ambos escenarios se utilizó una tasa de aplicación constante de $354 \text{ kg de unidades de N ha}^{-1}$.

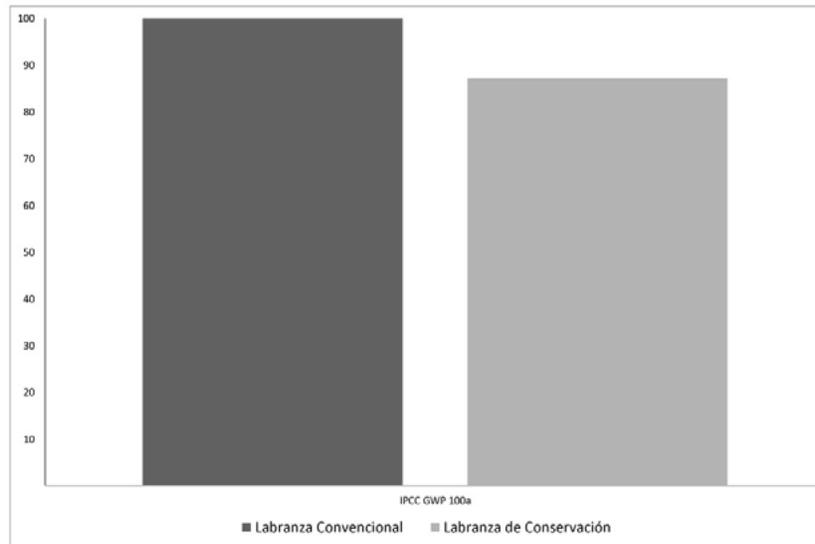


Figura 2. Comparación de emisiones de GEI entre un sistema de labranza convencional y uno de conservación.

Los impactos asociados a las actividades de rastreo, barbecho y surcado disminuyen las emisiones en alrededor de $300 \text{ kg de CO}_2\text{e ha}^{-1}$, sin embargo, la aplicación de fertilizantes nitrogenados a una tasa de 354 kg N ha^{-1} resulto en la mayor área de impacto en la producción del trigo, donde en ambos sistemas, la quema de combustibles fósiles y los problemas respiratorios resultaron como las principales áreas de impacto, ambos relacionados directamente a la cantidad de energía que se utiliza en la producción de los fertilizantes y los impactos de aplicarlos en la producción agrícola.

Segundo Análisis: Variación en la aplicación de fertilizantes nitrogenados

El segundo ACV consiste en un sistema de agricultura con labranza mínima (aplicación de herbicida en lugar de labores de preparación del suelo) donde se evalúan dos escenarios de aplicación de fertilizantes. Un escenario de agricultura convencional donde se aplica una cantidad elevada de fertilizantes de 364 kg N ha^{-1} y uno de agricultura de conservación con una tasa menor: 272 kg N ha^{-1} (Cuadro 2).

Cuadro 2. Cantidades de fertilizante aplicado y sus correspondientes unidades de Nitrógeno equivalentes para los dos sistemas analizados

Fertilizantes	Agricultura Convencional		Agricultura de Conservación	
	Cantidad ha^{-1}	Unidades de N	Cantidad ha^{-1}	Unidades de N
Urea 46%	500 kg	230	300 kg	138
Fosfato	100 kg	11	100 kg	11
Monoamónico				
Amoniaco Anhidro	150 kg	123	150 kg	123
		364 kg N ha^{-1}		272 kg N ha^{-1}

En la Figura 3 se muestran los resultados de la comparación de los impactos ambientales asociados a la producción de trigo utilizando las dos tasas de aplicación de fertilizantes nitrogenados. Los impactos ambientales en total disminuyen en un 22% para el sistema de conservación con menores tasas de fertilización. Se puede observar una gran impacto en el área de uso de combustibles fósiles y en problemas respiratorios por contaminantes inorgánicos provenientes de los fertilizantes utilizados.

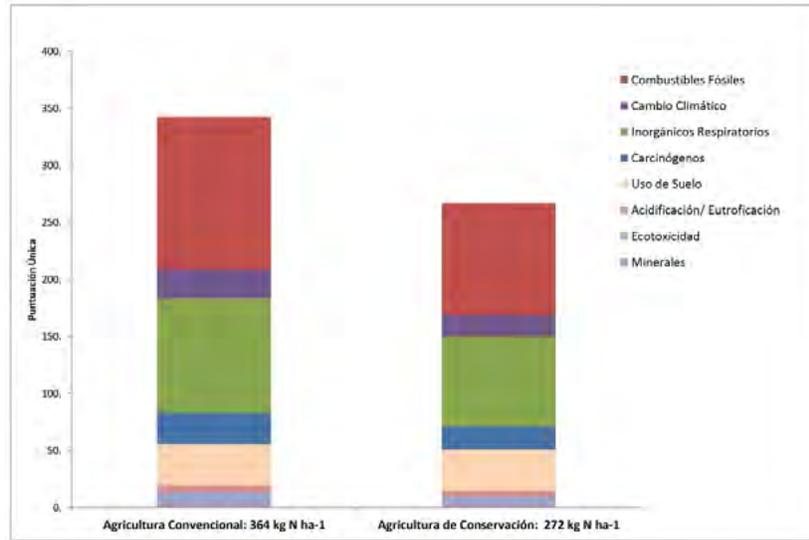


Figura 3. Comparación de la puntuación única por categoría de impacto utilizando el Eco-Indicator 99 entre los sistemas con variación de fertilizantes.

Al analizar las contribuciones de emisiones de GEI de un sistema de producción por proceso, se puede observar claramente como los insumos y aplicación de fertilizantes (Urea, Fosfato Monoamónico y Amoniaco Anhidro) representan el casi el 85% de las emisiones generadas en el ACV de la producción de trigo (Figura 4).

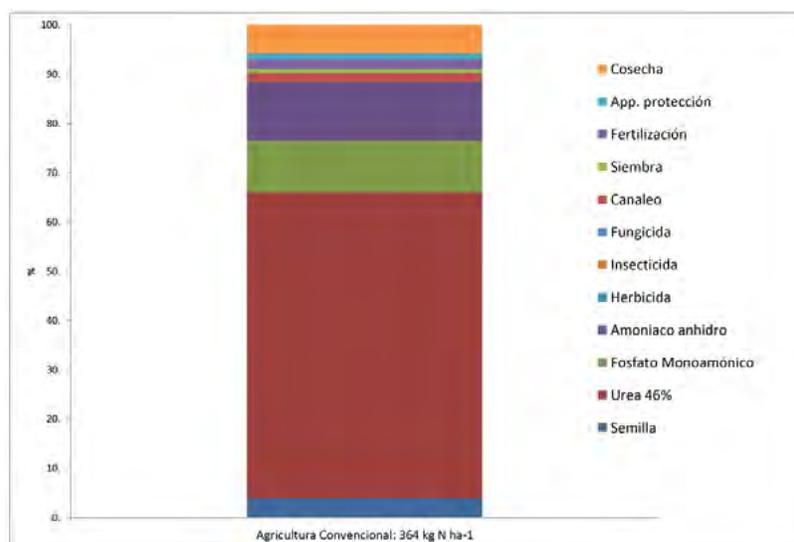


Figura 4. Aportación de emisiones GEI por proceso para el sistema de agricultura convencional: 364 kg N ha⁻¹.

El gas natural es uno de las principales fuentes de energía utilizados para la producción de fertilizantes nitrogenados. Aunque el proceso de producción no es llevado a cabo en la región del Valle del Yaqui, requiere de consumos muy elevados de energía, por lo que cada hectárea de producción de trigo incrementa sus impactos de emisiones de GEI en relación con las tasas de aplicación de fertilizantes de Nitrógeno. En la Figura 5 se muestra la comparación de las emisiones GEI totales generadas por las prácticas con distintas tasas de fertilizantes. Se puede observar que la aplicación de una tasa menor de Nitrógeno resulto en una reducción de un 25% de emisiones.

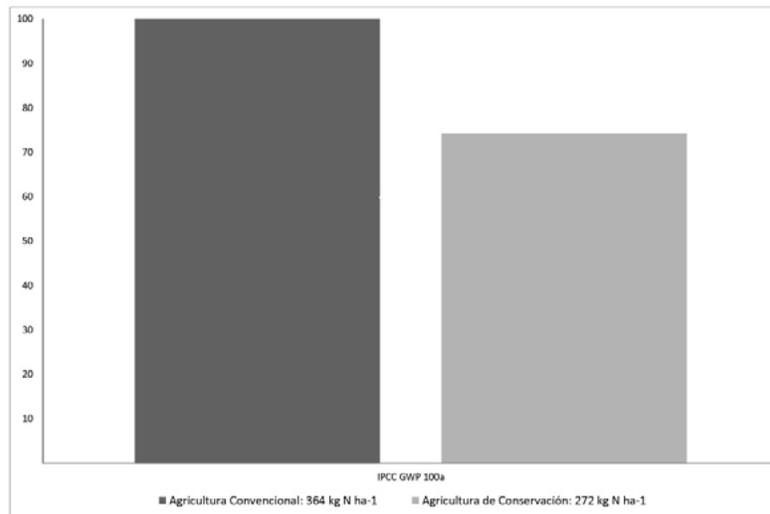


Figura 5. Comparación de emisiones de GEI entre los sistemas con diferentes niveles de Nitrógeno.

Los resultados de este estudio nos permiten llevar a cabo un análisis del potencial que existe en mitigar emisiones de gases de efecto invernadero en la producción del Trigo en el Valle del Yaqui. De acuerdo a datos obtenidos del CIMMYT, un 25% de los productores emplean una estrategia de aplicación de actividades de mínima labranza en combinación con aplicación de tasas bajas de aplicación de fertilizantes. Mientras que un 75% de los agricultores siguen una estrategia convencional de preparación de suelo y aplican mayores cantidades de fertilizantes, considerando que se cultivan un promedio de 250,000 hectáreas de trigo al año, se están generando en total alrededor de 535 Mega Toneladas de CO₂e durante cada ciclo productivo.

Conclusiones

El Análisis de Ciclo de Vida es una herramienta cuantitativa que nos permite diseñar estrategias de mitigación al cambio climático y puede servir como un insumo para la elaboración de PEACCs. En base a los resultados obtenidos se puede concluir que el mayor impacto ambiental de las actividades agrícolas está relacionado primeramente a la aplicación de fertilizantes y después a las actividades de labranza del proceso de producción del trigo, por lo que el diseño de estrategias de mitigación debería ir orientado a la reducción de las tasas de aplicación de fertilizantes y al cambio de sistemas que utilicen una labranza de conservación.

La metodología del Análisis de Ciclo de Vida nos permite cuantificar el total de toneladas de gases de efecto invernadero que se generan por hectárea de diferentes sistemas de producción de trigo del sur de Sonora, tomando en cuenta el alcance de ésta incluye las emisiones generadas por la fabricación o elaboración de insumos y su transporte. Sin embargo, las emisiones generadas varían de acuerdo a las



diferentes prácticas tecnológicas implementadas, por lo que es necesario recopilar más información local detallada para incluir en los ACV y poder así proponer estrategias de mitigación adecuadas para esta región.

Bibliografía

- Biswas W. K., L. Barton, D. Carter. 2008. Global warming potential of wheat production in Western Australia: a life cycle assessment. *Water and Environment Journal* 22:206-216.
- Brentrup F., J. Kusters, H. Kulmann, J. Lamme. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy* 20:246-247.
- Cavazos T., S. Arriaga-Ramirez. 2012. Downscaled climate change scenarios for Baja California and the North American monsoon during the 21st century. *Journal of Climate* 25:5904-5915.
- Fallahpour F., A. Aminghafouri, A. G. Behbahani, M. Bannayan. 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. *Environment, Development and Sustainability* 14:979-992.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Lizárraga-Celaya C., C. J. Watts, J. C. Rodríguez, J. Garatuza-Payan, R. L. Scott, J. Sáiz-Hernández. 2010. Spatio-temporal variations in surface characteristics over the North American Monsoon region. *Journal of Arid Environments* 74:540-548.
- Meisterling K., C. Samaras, V. Schweizer. 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production* 17:222-230.
- Schmidt J. H. 2008. System delimitation in agricultural consequential LCA Outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13:350-364.
- Seager R., M. Ting, I. Held, Y. Kushnir, J. Lu, G. Vecchi, H. P. Huang, N. Harnik, A. Leetmaa, N. C. Lau, C. Li, J. Velez, N. Naik. 2007. Model projections of an imminent transition to a more arid climate in southwestern North America. *Science* 36:1181-1184.

3.14 Cooperación bilateral México-USA para el fortalecimiento del extensionismo y la agricultura de conservación

Saynes-Santillán Vinisa¹; Lapidus Daniel²; Delgado Jorge³; Otero-Arnaiz Adriana⁴; Etchevers-Barra Jorge¹; Santillano-Cázares Jesús⁵; Avilés-Marín Mónica⁵; Báez-Pérez Aurelio⁶; Cueto-Wong J. Antonio⁷ y Ortiz-Monasterio Iván⁸

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

Autor para correspondencia: vinisa.saynes@colpos.mx

²USDA-Foreign Agricultural Service, Washington, DC. USA.

³USDA-Agricultural Research Service, Fort Collins, USA.

⁴Embajada de Estados Unidos en México, D.F. México.

⁵Instituto de Ciencias Agrícolas, Universidad Autónoma de Baja California, Mexicali, B.C., México.

⁶INIFAP, Campus Experimental Bajío, Celaya, Guanajuato, México.

⁷INIFAP, CENID-RASPA, Gómez Palacio, Durango, México.

⁸CIMMYT, EL Batán, Edo. De México, México.

Resumen

El Fortalecimiento de Capacidades para Estrategias de Desarrollo de Bajas Emisiones (EC-LEDS), es una iniciativa gubernamental de USA para apoyar a países en desarrollo a impulsar estrategias para el desarrollo sostenible, crecimiento económico y disminución de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). SAGARPA ha retomado los programas de extensionismo agrícola conjuntando sectores público, privado, civil y académico. EC-LEDS apoya y colabora con SAGARPA, INIFAP, COLPOS, CIMMYT y USDA para fortalecer/desarrollar estrategias que incorporen agricultura de conservación (AC) y manejo eficiente de fertilizantes al nuevo esquema de extensionismo. Como parte de este proyecto se organizaron: (a) un Taller de Extensionismo y AC en el COLPOS para desarrollar/fortalecer interacciones entre productores, académicos y agencias gubernamentales; (b) seis científicos visitaron expertos en AC y extensionismo de USA, para desarrollar capacidades y herramientas que faciliten la adopción de ésta; (c) un Taller acerca del Índice de Nitrógeno para México con expertos de USA y de México que capacitó a medio centenar de científicos, funcionarios y estudiantes en el manejo sostenible del Nitrógeno adicionado al suelo. Estos talleres han sentado las bases para una cooperación bilateral sólida. En este trabajo se presentan los resultados preliminares de esta cooperación y los planes de acciones futuras para alcanzar los objetivos mencionados. Estas acciones incluyen el desarrollo de herramientas para el monitoreo de emisiones de gases de efecto invernadero en cultivos mexicanos de maíz y de trigo.

Palabras clave: extensionismo, fertilizantes, EC-LEDS, Índice de Nitrógeno.

Abstract

The Enhancement Capacity for Low Emission Development Strategies (EC-LEDS) supports partner countries and is currently collaborating with more than 20 partner countries to support the design and implementation of low emission development programs, plans, and policies by providing targeted technical assistance and building and sharing knowledge. The EC-LEDS Program, SAGARPA, INIFAP, COLPOS, CIMMYT y USDA are working together to enhance/develop strategies to incorporate conservation agriculture and an efficient management of fertilizers into an extension program. As part of this project, several workshops have been organized. These events include an Extension and Conservation Agriculture Workshop aimed to enhance/develop interactions among



producers, scientist and government agencies; a visit to extension and conservation agriculture experts in USA to enhance capacities and learn tools to facilitate the adoption of extension programs; and a Nitrogen Index Workshop to train scientists and technicians on the sustainable management of nitrogen in soil. The workshops have provided the ground for a solid bilateral cooperation. The aim of this contribution is to present preliminary results of this cooperation and future action plans, which include the development of tools for monitoring greenhouse gas emissions in Mexican maize and wheat crops.

Key words: extension, fertilizers, EC-LEDS, Nitrogen Index.

Introducción

La comunidad científica ha manifestado que el uso de fertilizantes es indispensable para la producción masiva de alimentos, sin embargo su uso indiscriminado o fuera de las normas técnicas ha generado problemas de contaminación del agua, del suelo y del aire (Erisman *et al.*, 2008). En México pocos estudios han abordado el empleo de los fertilizantes nitrogenados desde un punto de vista teórico y básico. La mayoría de los trabajos reportados han sido de carácter empírico.

El uso indebido de los fertilizantes nitrogenados ha agravado la emisión de óxido nitroso (N_2O) que agudiza el calentamiento global (Schlesinger, 2009). Esto atenta contra la estabilidad de los ecosistemas y de los servicios que éstos brindan (Galloway, 2003). El uso de fertilizantes inorgánicos, en particular nitrogenados, se ha transformado en un mal necesario, porque se sabe que su uso irracional daña los ecosistemas y contamina la atmósfera. Globalmente hay un movimiento científico que puede resumirse con la frase “too much of a good thing” (Sutton *et al.*, 2011), que significa, demasiado de algo bueno, y que expresa como algo beneficioso e indispensable para la supervivencia de la sociedad humana (como son los fertilizantes), simultáneamente atenta contra su propia supervivencia y la de muchas otras especies del planeta.

Las principales fuentes de N_2O antropogénico son la quema de combustibles fósiles, la agricultura, la industria, la quema de biomasa y las emisiones indirectas provenientes del N_r , lixiviación y deposición atmosférica (Syakila y Kroeze, 2011). De estas fuentes, las emisiones provenientes de los suelos agrícolas son dominantes ya que la adición de nitrógeno como fertilizante generalmente incrementa las emisiones de N_2O (Mosier, 1994). El N_2O , además de ser una amenaza para la salud y el ambiente, agudiza el calentamiento global (Sutton *et al.*, 2011).

A nivel mundial, los fertilizantes usados en la agricultura representan la mayor fuente de emisiones de N_2O (Reay *et al.*, 2012). Los incrementos de N_2O atmosférico son resultado del aumento en el uso y en el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados (Sutton *et al.*, 2011; Follet *et al.*, 2010). El N_2O tiene un poder de calentamiento 300 veces mayor comparado con el correspondiente al dióxido de carbono (CO_2) (Lal, 2009). Es altamente probable que con un incremento en la población humana y la resultante necesidad de producir más alimentos, tanto el área destinada para la producción agrícola, como las emisiones de N_2O provenientes de otras fuentes, como la combustión de fósiles, continúen incrementando en las próximas décadas.

El aumento en las emisiones de N_2O en el planeta por las actividades humanas contribuye de manera importante con el cambio climático global. Se ha estimado que la producción y acumulación del N_r continuará incrementando a una tasa anual de 1% (FAO, 2005). Aproximadamente 60% de este incremento ocurrirá en Asia, 15% en Latinoamérica y 11% en Norteamérica. En Latinoamérica, México es el segundo mayor consumidor de fertilizantes después de Brasil, lo que se ha reflejado en un incremento en las emisiones de N_2O , pero no en una mayor seguridad alimentaria. La producción nacional de granos básicos está por debajo del valor de 75% recomendado por la FAO para lograr la

seguridad alimentaria; y las actividades agrícolas son la segunda mayor fuente de emisiones representando 12 % de éstas a nivel nacional (CO₂ equivalente; INECC-SEMARNAT, 2013).

La baja producción de granos básicos y las altas emisiones de N₂O evidencian una baja eficiencia en el uso del nitrógeno de los fertilizantes (cantidad de nitrógeno recuperado en los alimentos producidos por unidad de nitrógeno aplicado; Erisman *et al.*, 2008) añadidos en los cultivos mexicanos de granos básicos. En México, la aplicación de fertilizantes nitrogenados es altamente necesaria ya que la mayoría de los suelos del país tiene escasa profundidad, son escasamente desarrollados y poco fértiles (61 % de la superficie terrestre nacional según SEMARNAT).

El entendimiento de los efectos de la aplicación de fertilizantes en las emisiones de N₂O y de pérdidas por lixiviación de nitratos y amonio es complejo, porque la cantidad y la forma en que se aplican los fertilizantes son altamente variables. Aunque hay regiones donde su aplicación está concentrada, es intensiva y tecnificada (Peña-Cabriales, *et al.*, 2001), los fertilizantes también son aplicados en áreas dispersas y pequeñas bajo el esquema de agricultura de subsistencia, que representa 70% de los agricultores mexicanos (FAO-SAGARPA, 2012).

Por ello es necesario que las investigaciones incluyan diferentes circunstancias en las cuales se cultiva en México, diferentes tipos de climas, suelos, riegos, fertilizantes, dosis y tecnificación.

Objetivos

El proyecto EC-LEDS en México explora la forma de hacer un uso racional de los fertilizantes, reduciendo al mínimo los daños colaterales ambientales y a la salud. Se plantea generar el conocimiento básico adecuado para mejorar la eficiencia de uso de los fertilizantes sin sacrificar los rendimientos de los cultivos ni los ingresos de los productores y, simultáneamente reducir las emisiones de GEI. Esto mediante el establecimiento de un multi estudio con cuatro sitios a nivel nacional, representativos de la agricultura de granos básicos de maíz y trigo en el norte y centro del país.

En estos sitios se ponen a prueba diferentes dosis de fertilizantes inorgánicos empleados comúnmente para aportar elementos esenciales a las plantas, lo que nos permitirá conocer sus efectos en el ambiente (potencial de contaminación atmosférica y de cuerpos de agua) y en los rendimientos de los cultivos. Con la información generada, se obtendrá información que permita desarrollar y proponer estrategias sostenibles para el uso de productos químicos empleados para suministrar elementos esenciales a las plantas, con costos ambientales mínimos y altamente eficientes para los intereses de las cadenas agrícolas productivas.

Materiales y métodos

Zona de estudio

Se seleccionaron cuatro sitios para realizar los experimentos por ser clave en la producción de maíz y de trigo en México. En cada uno de estos sitios se seleccionaron parcelas con base en el manejo que tradicionalmente los productores realizan.

La colecta de muestras de GEI y de suelos, así como el procesamiento de estas muestras es coordinada por el investigador corresponsable de cada sitio y el Colegio de Postgraduados funciona como el coordinador general. En el Cuadro 1 se sintetizan los detalles del diseño experimental, los sitios, los cultivos, las variables medidas y los tratamientos que se aplican. Los sitios seleccionados son:

1. Estación Experimental de INIFAP en la Comarca Lagunera.
2. Estación Experimental El Batán del CIMMYT.
3. Estación Experimental de INIFAP Bajío.
4. Estación Experimental de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC).

Mediciones

En cada uno de los sitios y en cada uno de los tratamientos se miden las siguientes variables:

Propiedades fisicoquímicas de los suelos

- pH, textura, densidad aparente
- Contenido de humedad y temperatura del suelo
- Concentración de carbono total
- Concentración de nitrógeno total

Pérdidas hídricas potenciales de nitrógeno

- Concentración de NO_3 y de NH_4 en suelos
- Concentración de NO_3 y de NH_4 en agua colectada de lotes de escurrimiento

Pérdidas atmosféricas de nitrógeno

- Emisión directa de N_2O de los suelos medida en campo

Ingresos de nitrógeno

- Concentración de carbono y de nitrógeno total en los fertilizantes (urea, estiércol, de lenta liberación, tratado con digestión anaeróbica).
- Concentración de carbono y de nitrógeno total en el agua de riego o en su caso, del agua de lluvia.

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

SITIOS	CULTIVOS	TRATAMIENTOS (kg N ha ⁻¹)	VARIABLES
1. Comarca Lagunera,	Trigo	Testigo, Urea: 100,	Propiedades fisicoquímicas del suelo
2. El Batán, Edo. de México	Maíz	200, 300, 400	Composición química de fertilizantes Composición química agua de riego y/o de lluvia
3. Celaya, Guanajuato	Maíz		Emisión de N_2O
4. Mexicali, Baja California	Trigo		Contenido de NO_3 potencialmente lixiviables
	Maíz		

Evaluación de la producción agrícola

- Rendimiento en grano
- Rendimiento en biomasa

Los métodos de determinación de cada variable se muestran en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Métodos para determinar las variables que se medirán en el proyecto

VARIABLES	MÉTODOS DE DETERMINACIÓN
1. Propiedades fisicoquímicas del suelo	pH: en agua Textura: método Bouyocos Carbono total: métodos automatizados con autoanalizador Nitrógeno total: digestión y posterior destilación Contenido de humedad del suelo: método gravimétrico Temperatura del suelo: medida en campo con termómetros
2. Composición química de fertilizantes	Carbono total: métodos automatizados con autoanalizador Nitrógeno total: digestión Kjeldhal Contenido de humedad: método gravimétrico Concentración de NO ₃ y NH ₄ : destilación y titulación
3. Composición química agua de riego y/o de lluvia	Carbono total: métodos automatizados con autoanalizador Nitrógeno total: digestión Kjeldhal Contenido de humedad: método gravimétrico Concentración de NO ₃ y NH ₄ : destilación y titulación
4. Pérdidas atmosféricas	Emisión de N ₂ O: Instalación de cámaras cerradas permanentes <i>in situ</i> Concentración de N ₂ O en muestras gaseosas: cromatografía de gases
5. Pérdidas hídricas potenciales	Concentración de NO ₃ en suelos: destilación y titulación

Modelos

Para aumentar el poder predictivo de la contaminación atmosférica e hídrica del uso de los fertilizantes se calibrará el modelo Índice de Nitrógeno para su uso en suelos mexicanos. Esta es una herramienta web desarrollada por el Dr. Jorge Delgado del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA). El índice de Nitrógeno permite la estimación y predicción de emisiones de N₂O y de pérdidas por lixiviación de NO₃ en diferentes condiciones de irrigación, clima y propiedades fisicoquímicas del suelo; hacer un diagnóstico del régimen de fertilización aplicado; usarse fácilmente, brinda resultados cuantitativos, pero también cualitativos que son de fácil visualización para los productores, ya que muestra de forma gráfica y sencilla los resultados.

La calibración de este modelo se realizará una vez que se obtengan los datos de las variables medidas en cada sitio y que serán utilizadas como insumos para comparar los resultados del modelo con los datos obtenidos experimentalmente.

Resultados y discusión

Hasta el momento el proyecto se encuentra en ejecución y aunque ya se concluyó la colecta de muestras de suelos, la colecta de muestras de N₂O aún continúa en los cuatro sitios (muestras correspondientes al periodo de descanso y el muestreo del ciclo otoño-invierno en el sitio Mexicali se encuentra en proceso.). Ya se concluyó el muestreo en el ciclo primavera-verano en los sitios de El Batán, Celaya, y la Comarca Lagunera. Al momento ya se ha concluido con el análisis de las propiedades fisicoquímicas del suelo, la composición química de fertilizantes, y la concentración de nitrógeno inorgánico en los suelos. El análisis en el laboratorio (cromatografía de gases) de las pérdidas atmosféricas se encuentra en proceso. En este apartado se presentan los resultados preliminares de la concentración de nitrógeno inorgánico en los suelos. La concentración de NH₄ varió entre 3.9 y 425 µg N g⁻¹ presentado valores hasta de 625 µg N g⁻¹ mientras que la concentración de NO₃ varió entre 10.5 y 338.2 µg N g⁻¹ en el sitio de Celaya (Figura 1). En la Figura 2 se muestran las concentraciones de nitrógeno inorgánico del sitio El Batán, donde la concentración de NH₄ varió entre 10.9 y 115.2 µg N g⁻¹

¹ mientras que la concentración de NO_3 varió entre 7.3 y 309.3 $\mu\text{g N g}^{-1}$. En el sitio de la Comarca Lagunera se observaron las concentraciones más bajas de nitrógeno inorgánico en comparación con los sitios de Celaya y El Batán. La concentración de NH_4 varió entre 5.2 y 56.8 $\mu\text{g N g}^{-1}$ mientras que la concentración de NO_3 varió entre 4.7 y 67.9 $\mu\text{g N g}^{-1}$ (Figura 3).

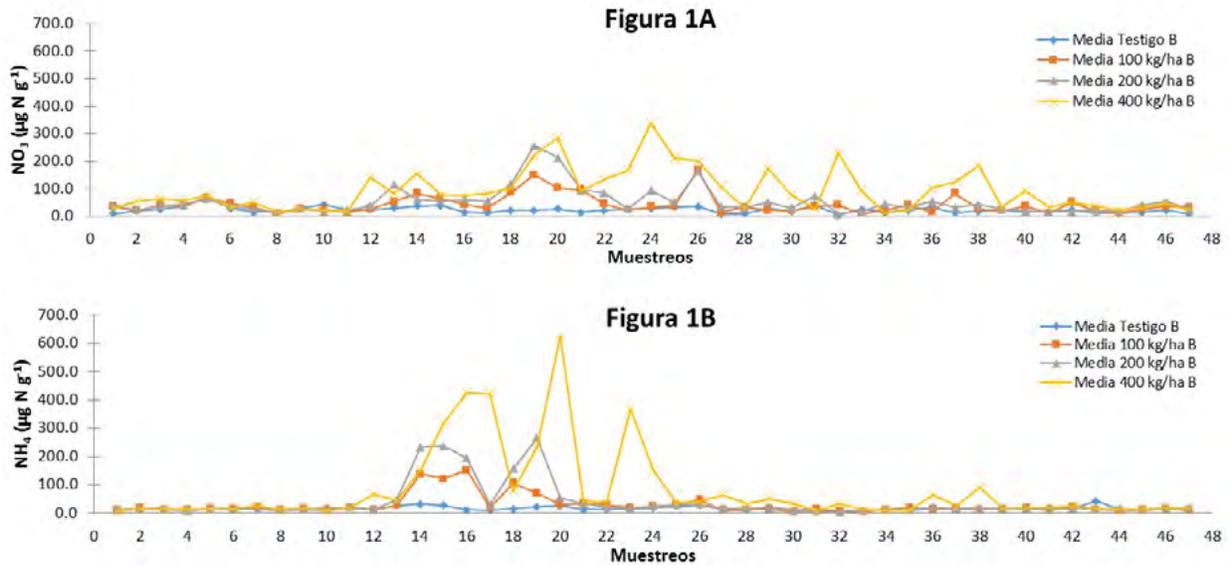


Figura 1. Concentración de NO_3 (1A) y NH_4 (1B) en los suelos del sitio Celaya (Guanajuato) correspondientes a los siguientes tratamientos: testigo (sin fertilizante), 100, 200 y 400 kg N ha^{-1} . Cada punto representa la media de tres datos de concentración en los 47 muestreos analizados hasta el momento.

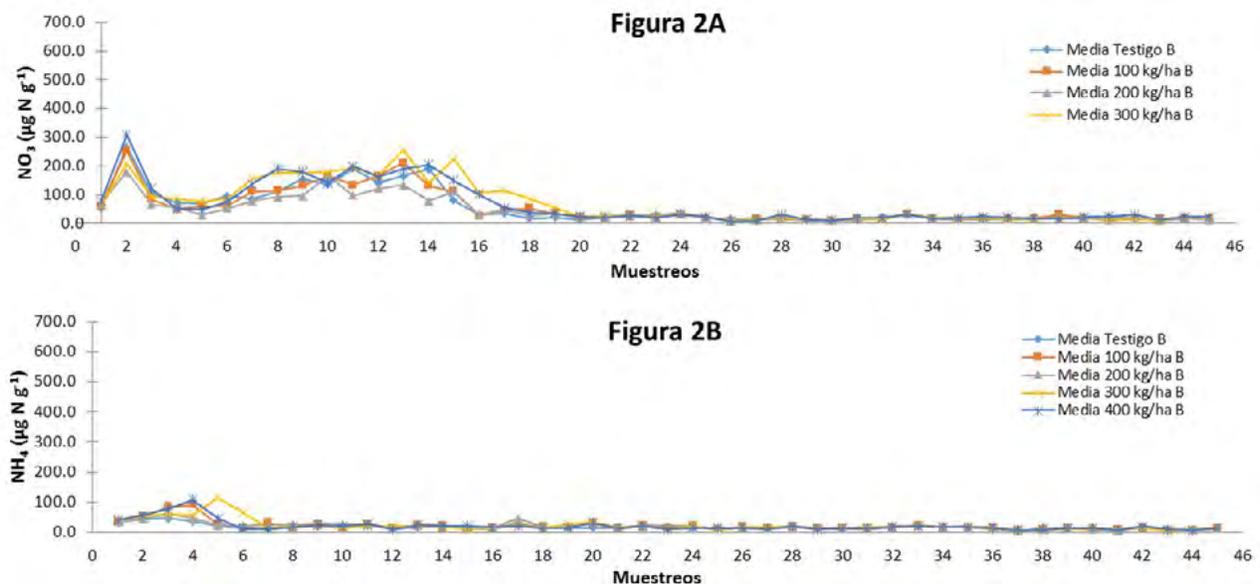


Figura 2. Concentración de NO_3 (2A) y NH_4 (2B) en los suelos del sitio El Batán (Edo. de México) correspondientes a los siguientes tratamientos: testigo (sin fertilizante), 100, 200, 300 y 400 kg N ha^{-1} . Cada punto representa la media de tres datos de concentración en los 45 muestreos analizados hasta el momento.

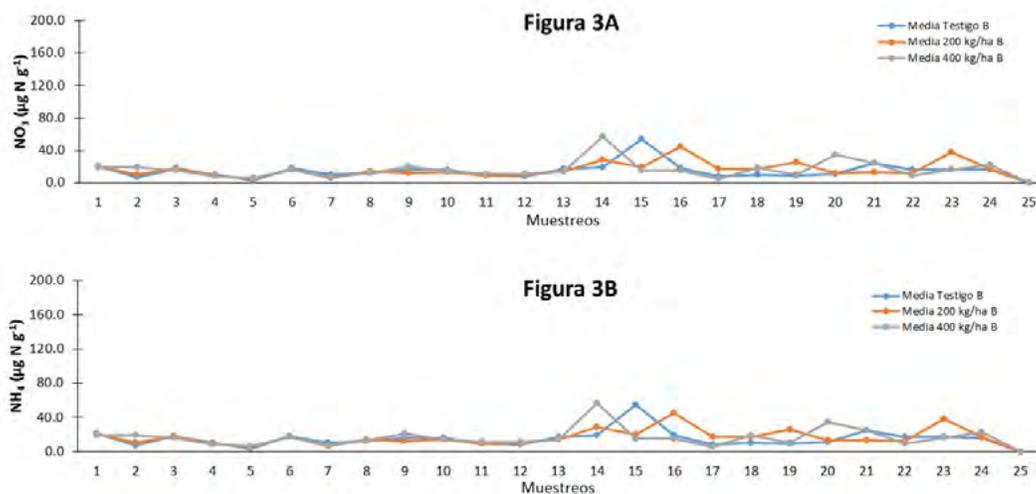


Figura 3. Concentración de NO_3 (3A) y NH_4 (3B) en los suelos del sitio de la Comarca Lagunera correspondientes a los siguientes tratamientos: testigo (sin fertilizante), 200 y 400 kg N ha^{-1} . Cada punto representa la media de tres datos de concentración en los 47 muestreos analizados hasta el momento.

Emisiones de N_2O

Presentamos resultados preliminares correspondientes a seis muestreos de cada uno de los sitios. Actualmente se realiza la determinación de la concentración de N_2O en las muestras gaseosas de todos los sitios. Los resultados muestran (Figura 4) que la emisión acumulada de N_2O cuando se aplicaron dosis de 100 y 200 kg N ha^{-1} no se encontraron diferencias entre estos dos tratamientos. Sin embargo, cuando se aplicaron dosis de 400 kg N ha^{-1} las emisiones de N_2O fueron hasta tres veces mayores aunque los rendimientos permanecieron sin cambios significativos (datos no mostrados) en comparación con las dosis de 0, 100 y 200 kg N ha^{-1} . Estos resultados preliminares sugieren que los productores no tendrían que añadir dosis de fertilizantes que superen los 200 kg N ha^{-1} ya que no es necesario para poder sostener los rendimientos agrícolas y se mitigarían las emisiones de N_2O .

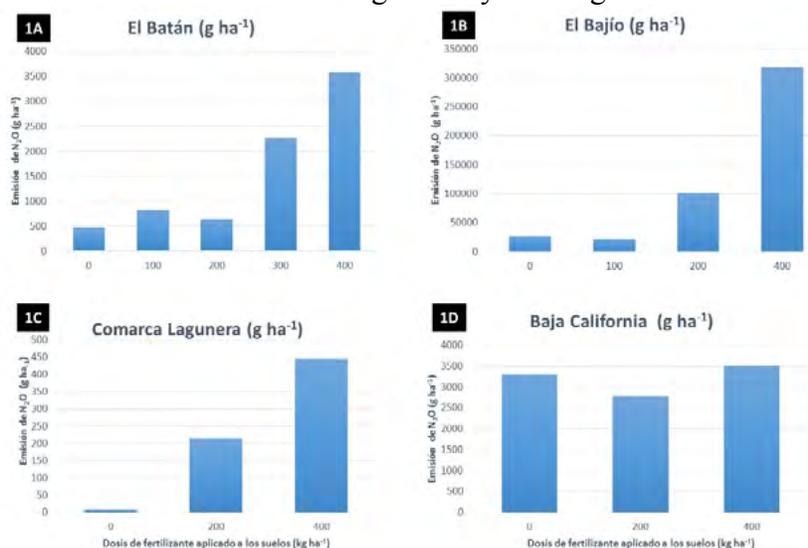


Figura 4. Emisiones de N_2O en los cuatro sitios experimentales del proyecto EC-LEDS en México. Los datos mostrados corresponden a la emisión acumulada de N_2O de seis muestreos en cada sitio.

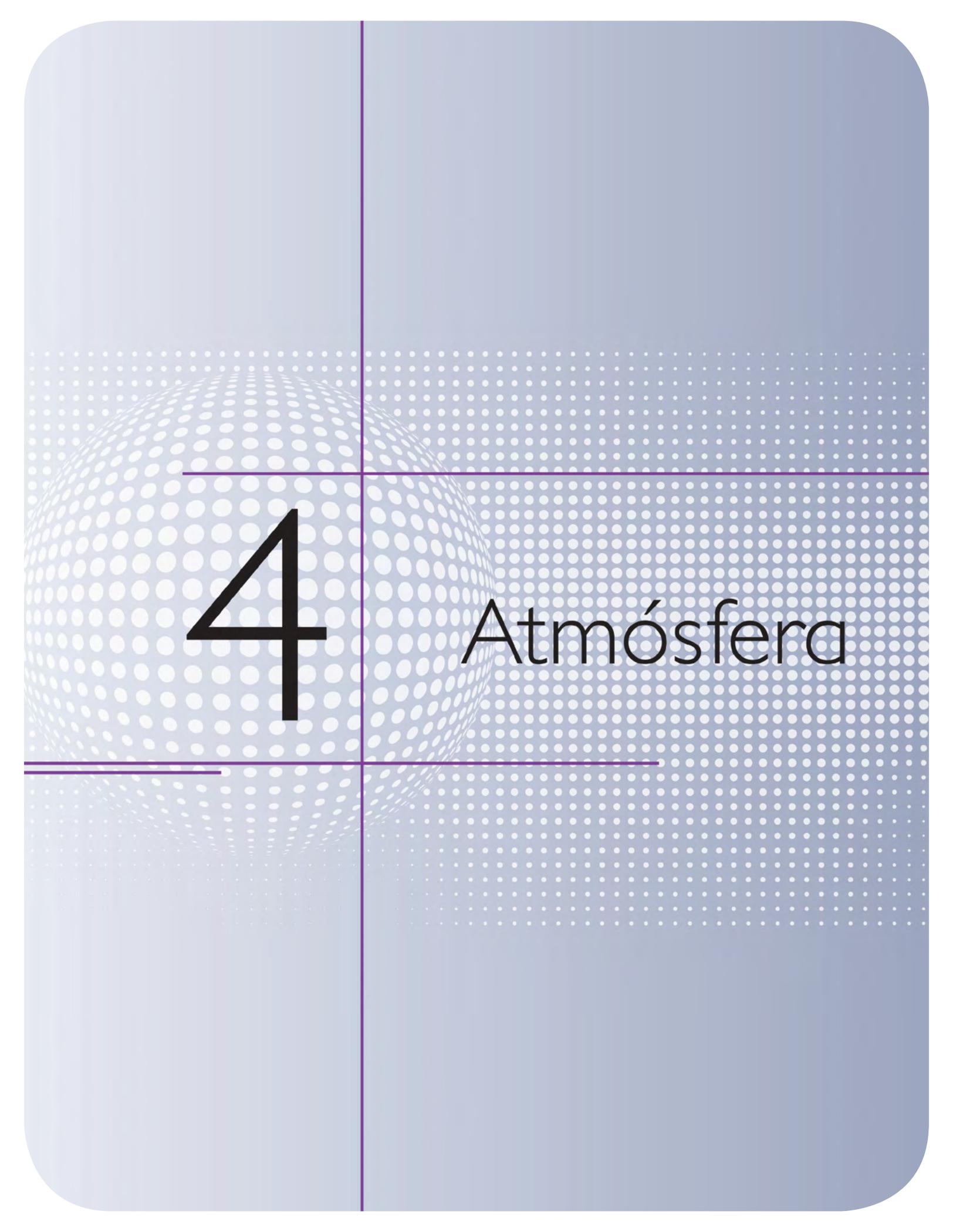


Conclusiones

La implementación del proyecto permitió mejorar el entendimiento de varios aspectos relacionados con el ciclo del N en sistemas agrícolas. Aunque aún es necesario realizar más investigaciones para poder establecer los efectos de la aplicación de diferentes dosis de fertilizantes nitrogenados en los suelos (0, 100, 200, 400 kg N /ha), los análisis preliminares de este proyecto aportan nuevas ideas de la forma de mantener los rendimientos de los cultivos y simultáneamente mitigar emisiones de GEI, particularmente de N₂O.

Bibliografía

- Erisman J. W., M. A. Sutton, J. Galloway, Z. Klimont, W. Winiwarter. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geosciences* 1:636-639.
- FAO. 2005. Tendencias Mundiales Actuales y Perspectivas de los Fertilizantes al 2009/2010. Consultado en: <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/cwfto09s.pdf>. Fecha de consulta agosto, 2014.
- FAO-SAGARPA. 2012. Agricultura Familiar con Potencial Productivo en México. Consultado en: http://www.sagarpa.gob.mx/programas2/evaluacionesExternas/Lists/Otros%20Estudios/Attachments/42/Agricultura%20Familiar_Final.pdf. Fecha de consulta agosto, 2014.
- Follet J. R., R. F. Follet, W. C. Herz. 2010. Environmental and human impacts of reactive nitrogen. *En: Delgado, J., R. E. Follet. 2010. Advances in Nitrogen Management for Water Quality. Soil and Water Conservation Society. Iowa, USA. pp. 1-37.*
- INECC-SEMARNAT. 2013. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. 441 pp.
- Lal R. 2009. Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. *Food Security* 1:45-57.
- Mosier A. R. 1994. Nitrous oxide emissions from agricultural soils. *Fertilizer Research* 37:91-200.
- Peña-Cabriaes J. J., O. A. Grageda-Cabrera, J. A. Vera-Núñez. 2001. Nitrogen Fertilizer Management in Mexico: Use of Isotopic Techniques (¹⁵N). *Terra* 20:51-56.
- Reay D. S., K. A. Davidson, K. A. Smith, P. Smith, J. M Melillo, F. Dentener, P. J. Crutzen. 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change* 2:410-416.
- Schlesinger S. H. 2009. On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:203-208.
- Sutton M. 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472:159-161.
- Syakila A., C. Kroeze. 2011. The global nitrous oxide budget revisited. *Greenhouse Gas Measurement and Management* 1:17-26.



4

Atmósfera

4.1 Intercambio de CO₂ en la interface vegetación-atmósfera de un bosque de encino en el noroeste de México

Vega-Puga Masuly¹; Garatuza-Payan Jaime¹; Rodríguez Julio C.²; Méndez-Barroso Luis³; Robles-Morua Agustín¹; Vivoni Enrique R.³; Watts Christopher² y Yépez Enrico A.¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Cd. Obregón Sonora, México. Autor para correspondencia: mazuly_88@hotmail.com

²Departamento de Física, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

³Departamento Earth and Space Exploration, Arizona State University.

Resumen

El entendimiento de los patrones y mecanismos de control del intercambio de CO₂ (NEE) y vapor de agua (ET) es prioritario para comprender la respuesta de los bosques al cambio climático. En la región del noroeste de México influenciada por el Monzón de Norte América (MNA), la información acerca de los flujos de gases en la interface vegetación-atmósfera en los bosques de encino es muy limitada. En esta región, los bosques de encino presentan ciclos de intercambio de agua y CO₂ que se extienden más allá del periodo de aporte de humedad del MNA. Sin embargo, se desconocen las magnitudes del NEE y sus patrones de variación. En este estudio se realizaron mediciones de flujos de gases (CO₂ y H₂O) en un bosque de encino utilizando el método de correlación de vórtices (EC) para determinar la variación temporal del NEE y su componente de productividad primaria bruta (PPB). El monitoreo se llevó a cabo durante el año 2011. Los resultados preliminares, de los periodos del premonzón (enero-junio), monzón (julio-septiembre) y postmonzón (octubre-diciembre), muestran valores de NEE de: -0.048, -0.064 y -0.0337 g C m⁻² d⁻¹ y para PPB de: 5.306, 8.569 y 4.651 g C m⁻² d⁻¹, respectivamente. Se puede observar actividad durante un periodo mayor al de otros ecosistemas en la región del monzón con respecto a la fijación de CO₂.

Palabras claves: Intercambio Neto del Ecosistema, Correlación de Vórtices, Monzón de Norte América.

Introducción

La región del noroeste de México se encuentra dominada por climas áridos y semiáridos; una limitante para estos ecosistemas es el agua y el recursos está influenciado por el Monzón de Norte América (MNA), lo que, a su vez, también limita la actividad fotosintética y de respiración de la vegetación. Por otra parte, la información acerca de los flujos de gases en la interface vegetación-atmósfera en los bosques de encino es muy limitada. En esta región los bosques de encino presentan ciclos de intercambio de agua y carbono que se extienden más allá del periodo de aporte de humedad del MNA. Sin embargo, se desconocen sus magnitudes y su variación tanto estacional como espacial. Por ello, el objetivo del presente trabajo es estimar tanto la magnitud de dichos flujos como su variación temporal.

Los flujos de CO₂, vapor de agua y calor fueron determinados por mediciones de la covarianza entre las fluctuaciones de la velocidad de viento vertical y la proporción de mezcla de CO₂ y H₂O (Baldocchi, 2003). Los valores de covarianza negativos de CO₂, del intercambio neto del ecosistema, representan una pérdida de CO₂ de la atmósfera y una ganancia por la superficie.

Materiales y métodos

El sitio de estudio se encuentra en la región del monzón de Norte América, en el centro norte del estado de Sonora (29.96 ° Norte, 110.46 ° Oeste, Figura 1) a una elevación de 930 m s.n.m., dentro de un área de bosque de encino, predominada por vegetación de encinos, epifitas y trepadoras. Está situado en una región montañosa de origen ígneo. El sitio cuenta con una estación de medición de flujos por correlación de vórtices y forma parte de la red MexFlux (Vargas *et al.*, 2013).

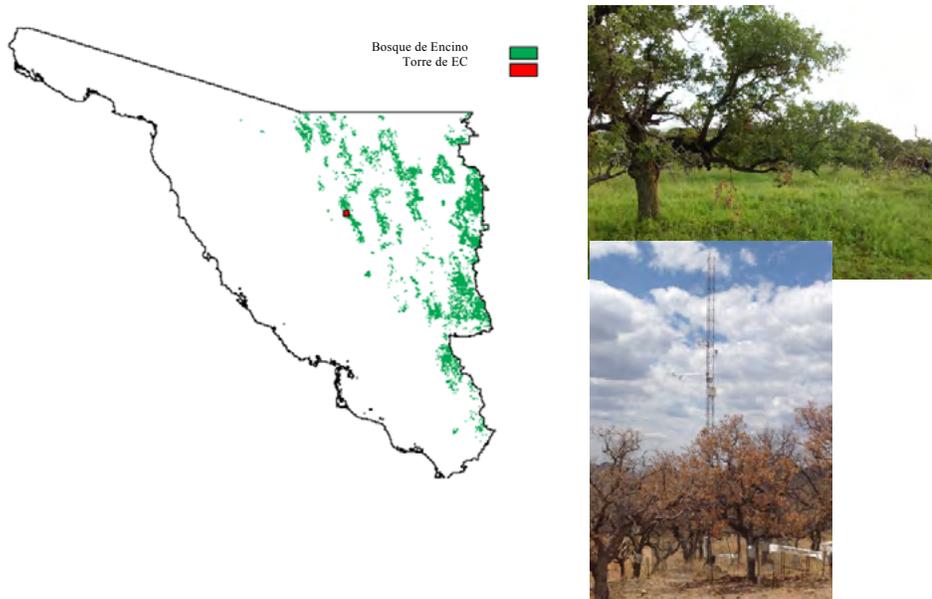


Figura 1. Localización del área de estudio.

Los datos instantáneos a 10 Hz fueron almacenados en un datalogger CR5000 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA), promediados en intervalos de 30 minutos, excepto la precipitación (sumas cada media hora).

Los datos fueron filtrados para descartar valores aberrantes utilizando las recomendaciones de la literatura (Xiao *et al.*, 2008) y valores umbrales, con los siguientes límites para la variable NEE: -34.1 a $34.1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. El rellenado de huecos se llevó a cabo con la herramienta en línea (<http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/>). Esta herramienta también hace la partición de NEE en productividad primaria bruta y respiración y tiene la ventaja de que hace una selección automática y dinámica del valor de U^* óptimo (Mahecha *et al.*, 2010).

Posteriormente, los flujos fueron separados y analizados en periodos con respecto al premonzón (enero-junio), monzón (julio-septiembre) y posmonzón (octubre-diciembre).

Resultados y discusión

Los resultados muestran que el comportamiento anual de NEE en el ecosistema de bosque de encino (Figura 2), presenta actividad durante un periodo amplio en el año y presentando un intercambio más dinámico en el periodo del monzón con un promedio de $-0.048 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mientras que para los periodos de premonzón y posmonzón se obtuvieron -0.064 y $-0.0337 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en promedio, respectivamente para cada periodo.

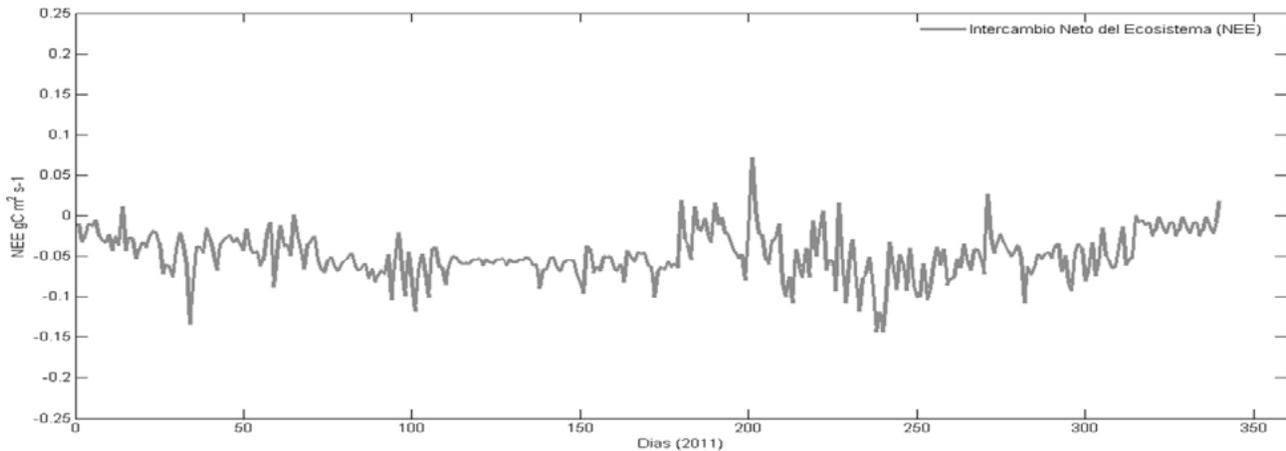


Figura 2. Intercambio Neto del Ecosistema durante el año 2011 en un bosque de encino.

Los promedios anuales obtenidos para PPB y Respiración (5.756 y 2.798 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$, respectivamente) indican que, para este año en particular, la actividad que predomina en el bosque de encino es la fijación de CO_2 , duplicando a la Respiración, lo cual se puede observar en la Figura 3.

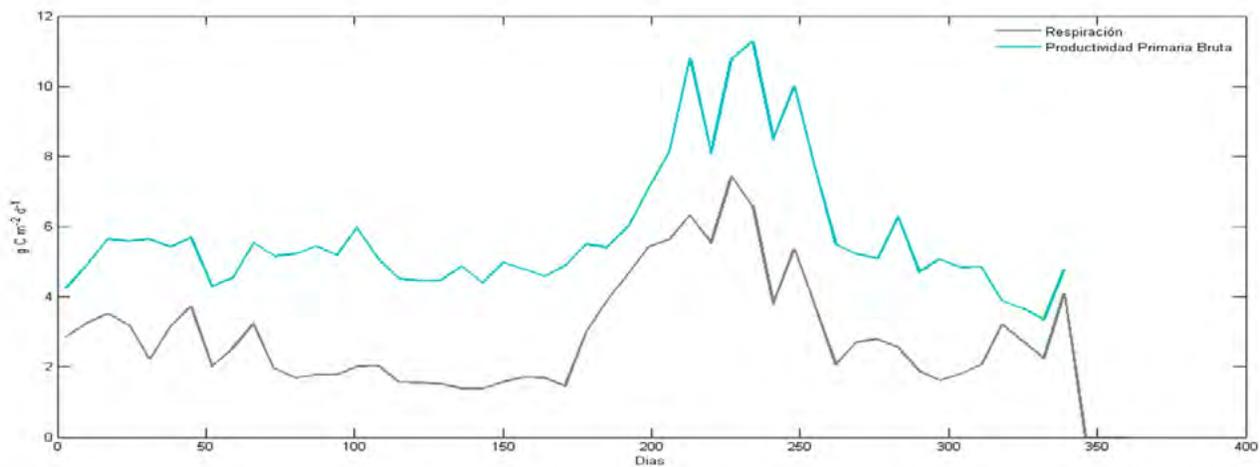


Figura 3. Comparación del comportamiento anual de Productividad Primaria Bruta y Respiración.

Por otra parte como se mencionaba en la introducción, la precipitación se encuentra influenciada en esta región por el MNA y durante el periodo de lluvias aumenta considerablemente la actividad fotosintética. El comportamiento anual de PPB (Figura 4) muestra que la actividad nunca es menor a 4 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ durante todo el año, ya que los valores que se presentaron en el periodo de premonzón, monzón y posmonzón fueron 5.306 , 8.569 y 4.651 $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ respectivamente. Esto significa que este ecosistema en particular tiene actividad durante todo el año, a pesar de que las lluvias, y por lo tanto la existencia de humedad en la parte superficial del suelo, solo se presenta en un corto período de tiempo durante el año. Es probable que los encinos tengan una actividad más o menos constante durante el año y que el incremento en la actividad del ecosistema se deba a la dinámica del sotobosque que pasa de una cobertura nula antes del monzón a una cobertura completa durante el monzón. Es probable también que la actividad de los encinos solo esté influenciada por la radiación, la temperatura y la humedad relativa. Parece evidente, entonces, los encinos tienen acceso a fuentes de agua más profundas que no

abastecidas por infiltración directa y vertical del agua de lluvia y que más bien proceden de flujos laterales.

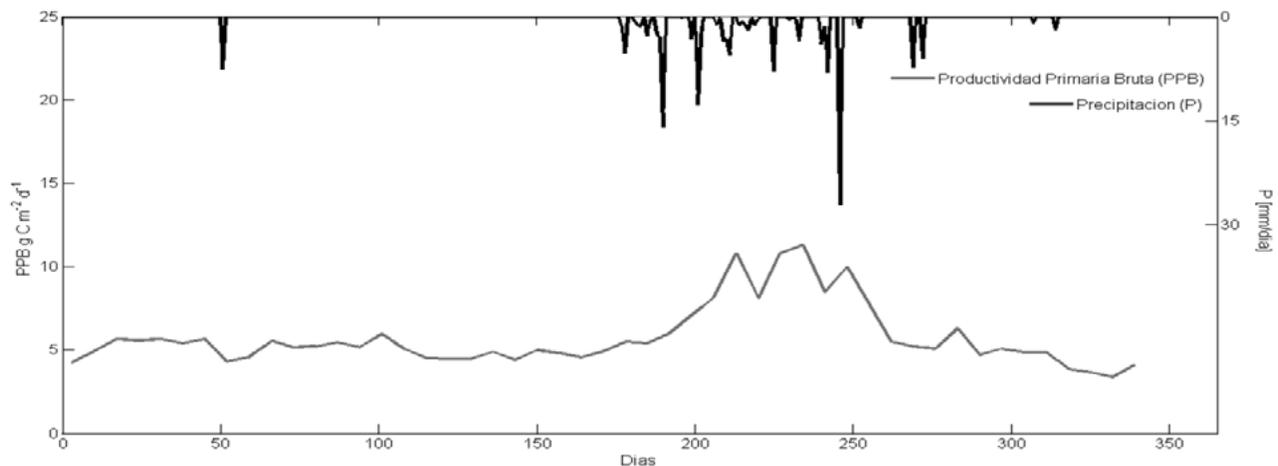


Figura 4. Comparación del comportamiento anual de Productividad Primaria Neta y Precipitación.

Conclusiones

La actividad de fijación de este ecosistema en el estado de Sonora se presenta en un período mayor al de otros ecosistemas en la región del Monzón de Norte América. Para el año 2011, la actividad fotosintética se duplica con respecto a la actividad de respiración (5.756 y $2.798 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente). Dada la cobertura de este ecosistema en el estado de Sonora ($12,757.68 \text{ km}^2$ aproximadamente), se puede considerar como de los ecosistemas de mayor aporte, por kilómetro cuadrado, en cuanto a su captura de carbono, en este estado.

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.
- Mahecha M. D., M. Reichstein, N. Carvalhais, G. Lasslop, H. Lange, S. I. Seneviratne, A. D. Richardson. 2010. Global convergence in the temperature sensitivity of respiration at ecosystem level. *Science* 329:838-840.
- Vargas R., E. A. Yépez, J. L. Andrade, G. Angeles, T. Arredondo, A. E. Castellanos, J. Garatuza-Payan, E. González-del-Castillo, W. Oechel, A. Sánchez-Azofeifa, E. R. Vivoni, C. J. Watts. 2013. Progress and opportunities for measurements of water and greenhouse gas fluxes in Mexican ecosystems: MexFlux network. *Atmosfera* 26:325-336.
- Xiao J., Q. Zhuang, D. D. Baldocchi, B. E. Law, A. D. Richardson, J. Chen, M. S. Torn. 2008. Estimation of net ecosystem carbon exchange for the conterminous United States by combining MODIS and AmeriFlux data. *Agricultural and Forest Meteorology* 148:1827-184.

4.2 Variación de procesos ecohidrológicos en un gradiente sucesional de bosque tropical seco bajo influencia del monzón norteamericano mediante el uso de sensores remotos

González-Pelayo Marco¹; Yépez Enrico A¹; Garatuzza-Payan Jaime¹; Rivera Miguel¹ y Ramírez-Valle Orlando¹

¹Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur Colonia Centro, C.P. 85000, Ciudad Obregón, Sonora. Autor para correspondencia: marco_gonzalez_9@hotmail.com

Resumen

El bosque tropical seco (BTS) de la sierra de Álamos, Sonora está amenazado por el desarrollo de actividades productivas, presentando modificaciones estructurales y funcionales que afectan el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos. En un gradiente sucesional de BTS se monitorearon parámetros eco-hidrológicos (precipitación, humedad relativa, tasa de infiltración y evapotranspiración) para construir una metodología sensible a los cambios de uso de suelo para determinar la evapotranspiración real (ET) en función de un coeficiente de cultivo basado en la fracción de vegetación y el índice de vegetación mejorado (EVI) a partir de sensores remotos. Los resultados de ET para la temporada del monzón norteamericano de 2013 (29 de junio-31 de diciembre) fue en BTS maduro de 544 mm, 459 mm en una pradera de zacate Buffel, 475 mm en un sitio desmontado abandonado y de 424 mm en un BTS secundario, lo que indica que el cambio de uso de suelo afecta la dinámica ecosistémica de transferencia de agua de la superficie a la atmosfera. La metodología desarrollada permite relacionar el flujo de agua con la biogeoquímica general del ecosistema en escalas amplias y entender los efectos del cambio de uso del suelo en dinámica hidrológica y energética del BTS de la sierra de Álamos.

Palabras clave: Sierra de Álamos, dinámica energética, biogeoquímica, evapotranspiración, servicios ecosistémicos.

Abstract

The tropical dry forest (TDF) of the Sierra de Alamos, Sonora is threatened by of productive activities, presenting structural and functional changes affecting the supply of ecosystem services. In a successional gradient of TDF were monitored eco-hydrological parameters (precipitation, relative humidity, infiltration rate and evapotranspiration) to build a methodology sensitive to land use change for determining actual evapotranspiration (ET) as a function of a crop coefficient based on vegetation fraction and enhanced vegetation index (EVI) from remote sensing. The ET for the North American Monsoon of 2013 (June 29-December 31) in mature TDF was 544 mm, 459 mm in a Buffel grass prairie, 475 mm at an abandoned TDF and 424 mm in secondary TDF, indicating that the land use change affects the ecosystem dynamic of water surface from the surface to the atmosphere. The developed methodology allows to relate the flow of water to the general ecosystem biogeochemistry at large scales and understand the effects of land use change on hydrological and energy dynamics of TDF of Sierra de Alamos.

Key words: Sierra de Alamos, energy dynamic, biogeochemistry, evapotranspiration, ecosystem services.

Introducción

Los bosques son el ecosistema terrestre mayormente distribuido en el planeta, cubre aproximadamente el 30% del suelo emergido (FAO, 2007). Alrededor del 42% de los bosques tropicales del mundo pertenecen a bosque tropical seco (BTS) (Murphy y Lugo, 1986). El ecosistema tropical terrestre más amenazado a nivel global es el bosque tropical seco (Vieira y Scariot, 2006). En el continente americano se encuentra aproximadamente la mitad de los bosques tropicales secos en relación a los demás continentes del planeta (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010). El BTS es uno de los ecosistemas tropicales más importantes en México debido a sus características geográficas y ecológicas que lo convierten en una zona apta para el desarrollo de asentamientos humanos y actividades agropecuarias (Martínez-Yrizar *et al.*, 2007), sin embargo, el sobre-aprovechamiento del BTS ha causado que se encuentre en riesgo de desaparecer (Castellanos-Villegas *et al.*, 2010).

La principal actividad económica primaria en BTS de Sonora es la ganadería (Castellanos-Villegas *et al.*, 2010), en segundo lugar se encuentra la agricultura, la cual generalmente tiene fines de autoconsumo o forraje para ganado (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008). La introducción de especies exóticas es un disturbio (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008) asociado al cambio de uso de suelo (Castellanos-Villegas *et al.*, 2010). Los cambios de uso de suelo, dependiendo de su grado de disturbio, impactan la abundancia y diversidad de especies y tipos funcionales, el funcionamiento y flujos de masa y energía y la estructura, y los servicios que prestan los ecosistemas (Chapin *et al.*, 2002; Castellanos-Villegas *et al.*, 2010). El disturbio puede inducir cambios en la estructura, atributos foliares y estrategias de crecimiento de las especies, que determinan las características, ciclos biogeoquímicos y funcionamiento de los ecosistemas (Chapin *et al.*, 2002).

El aprovisionamiento de servicios ecosistémicos está en función de la estructura y procesos funcionales de un ecosistema y varían de un ecosistema a otro (Costanza *et al.*, 1997). El MA, presenta una clasificación de servicios ecosistémicos en cuatro grupos (regulación, provisión, culturales y de soporte), los cuales han sido descritos en otros estudios (Daily, 1997; Balvanera y Cotler *et al.*, 2009; Balvanera, 2012).

Es conocido que los procesos funcionales del BTS de la sierra de Álamos varían de acuerdo a la estacionalidad del ecosistema, etapa de sucesión ecológica en que se encuentre (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008) y por la actividad antropogénica que provoca disturbios que impactan al ecosistema (Castellanos-Villegas *et al.*, 2010), siendo regido por la disponibilidad de agua y dominado por el monzón norteamericano (Adams y Comrie, 1997). Lo que aún se desconoce es el rango de fluctuación espacial y temporal de dichos procesos en la dinámica funcional y energética del ecosistema.

El bosque tropical seco (BTS) de la sierra de Álamos, Sonora, está amenazado por el desarrollo de actividades productivas, presentando modificaciones estructurales y funcionales que podrían afectar componentes del ciclo hidrológico del ecosistema, como la evapotranspiración. Además, en la actualidad las decisiones productivas del sector primario se toman en base a la experiencia y costumbre de quien realiza alguna actividad ganadera o agrícola, lejos de analizarse parámetros funcionales, estructurales y climáticos que podrían ser tomadas en cuenta para mantener los servicios ecosistémicos del BTS a la población y por ende contribuyendo al desarrollo sostenible de la región.

Materiales y métodos

Área de estudio

Las áreas de estudio se encuentran en el municipio de Álamos, Sonora (Cuadro 1).

Cuadro 1. Coordenadas de puntos centrales bajo estudio en cada sitio del gradiente sucesional de BTS, en el municipio de Álamos, Sonora, en el noroeste de México

Sitio del gradiente sucesional de BTS	Rancho	Proyección cartográfica / Región	Coordenadas centrales	
			E	N
BTS maduro	El Guayabo	UTM / 12 N	719384	2988006
Zacate Buffel	El Divisadero	UTM / 12 N	709416	2985224
BTS abandonado	El Guayabo	UTM / 12 N	719738	2988254
BTS secundario	El Guayabo	UTM / 12 N	720370	2989039

Material es

Se instalaron estaciones meteorológicas con sensores para medir precipitación, temperatura, humedad relativa, radiación incidente y temperatura de superficie. Los sensores son interrogados cada segundo y una consola de control calcula promedios cada 15 minutos y almacena los datos.

Sensores remotos

Los productos estándar de *Landsat 8 LDCM* fueron proporcionados por *U.S. Geological Survey EROS*, consistentes en imágenes multi-espectrales con resolución espacial de 30 m x 30 m (píxel) y resolución temporal de 16 días que poseen números digitales (ND) de cuantificación y calibración escalada que representan los datos de imágenes adquiridas por *OLI (Operational Land Imager)* y *TIRS (Thermal Infrared Sensor)* (USGS, 2013).

La serie de tiempo de ETr fue obtenida a partir del sensor *MODIS* montado en el satélite *Terra*, la cual representa información numérica pre-procesada para un píxel central de interés con resolución espacial de 250 x 250 m y resolución temporal de 8 días (ORNL DAAC, 2012).

Procedimiento

La ETr se determinó relacionando evapotranspiración potencial (ETp) calculada con la ecuación de Makkink, asociada a un Kc basado en la fracción de vegetación (FV) obtenida mediante mediciones satelitales de reflectancias en el espectro electromagnético visible del sensor *Operational Land Imager (OLI)* del satélite *Landsat 8*.

La ETp se calculó por medio del modelo de Makkink (Garatuza-Payan y Watts, 2005).

$$ETp = C_{MAK} \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} R_s \quad (1)$$

dónde: ETp: Evapotranspiración potencial (mm d^{-1}), C_{MAK} : coeficiente de Makkink (0.65), Δ : pendiente de la curva de saturación de vapor ($\text{kPa } ^\circ\text{C}$), γ : constante psicométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}$) y R_s : radiación incidente (Wm^{-2}).

La ETr se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$ETr = ETp * VF \quad (2)$$

dónde: ETr: Evapotranspiración real (mm d^{-1}), ETp: Evapotranspiración potencial (mm d^{-1}) y VF: Fracción de vegetación (Adimensional).

$$VF = \frac{(EVI - EVI_{\min})}{(EVI_{\max} - EVI_{\min})} \quad (3)$$

dónde: VF: Fracción de vegetación (Adimensional), EVI: Índice de vegetación mejorado (Adimensional), EVI_{\min} : Valor mínimo que toma EVI y EVI_{\max} : Valor máximo que alcanza EVI.

La aproximación propuesta asume que cuando EVI es igual a EVI_{\max} la vegetación se encuentra transpirando a su tasa potencial y que cuando EVI es igual a EVI_{\min} la evapotranspiración es igual a cero.

Para la creación de las series de tiempo de GPP y ETr se utilizaron datos del satélite *Terra* por medio del sensor *MODIS*.

Con respecto a la Figura 1, los procesos de precipitación y humedad relativa se midieron *in situ*.

Resultados y discusión

Se observa en la Figura 1 poca variación de los parámetros atmosféricos entre dos sitios en distintas etapas de sucesión del mismo ecosistema. Esto es esperable debido a la cercanía entre ambos sitios de investigación.

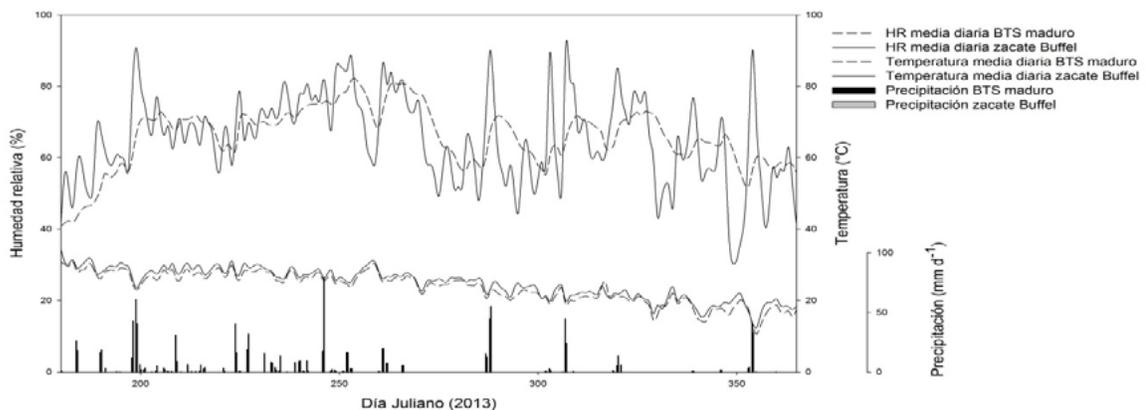


Figura 1. Climograma de dos etapas contrastantes del gradiente sucesional de BTS entre los días 180-365 de 2013.

En la Figura 2, se aprecia un retraso de la pradera de zacate Buffel con respecto a BTS maduro, asociado a la estructura de la vegetación y respuesta al proceso de precipitación en el ecosistema para alcanzar el valor máximo de cada índice. El retraso se observa en ambos índices de vegetación así como el patrón de comportamiento en el tiempo, lo que descarta limitantes metodológicas por parte de los índices de vegetación.

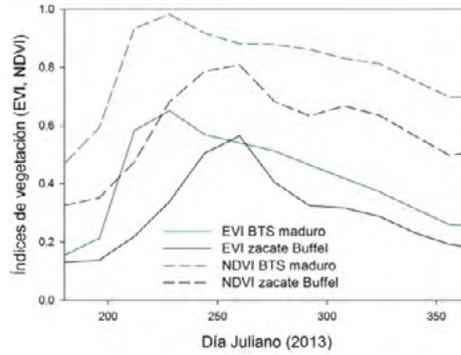


Figura 2. Índices de vegetación (EVI, NDVI) entre los días 180-365 de 2013.

Se aprecia en la Figura 3, un patrón similar en los tres bosques, siendo BTS maduro el sitio que presenta mayor ETr lo cual se asocia directamente con la dinámica energética y bioquímica del ecosistema, esto sugiere mayor productividad primaria en relación a los otros tres sitios de estudio. La pradera de zacate Buffel muestra un retraso en ETr que depende de las diferencias en el desarrollo del EVI (Figura 2).

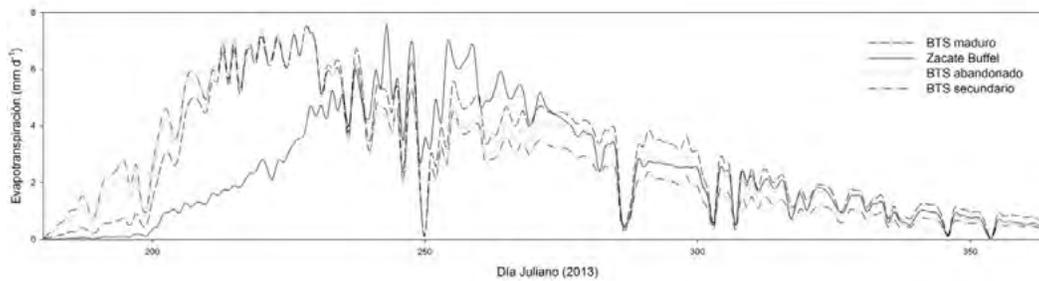


Figura 3. Tasas de ETr en sitios del gradiente sucesional de BTS con diferentes historias de cambio de uso de suelo y diferentes tipos de manejo en la Sierra de Álamos, Sonora; determinadas a partir de la ecuación de ETP de Makkink, asociada a un Kc basado en FV y mediciones satelitales.

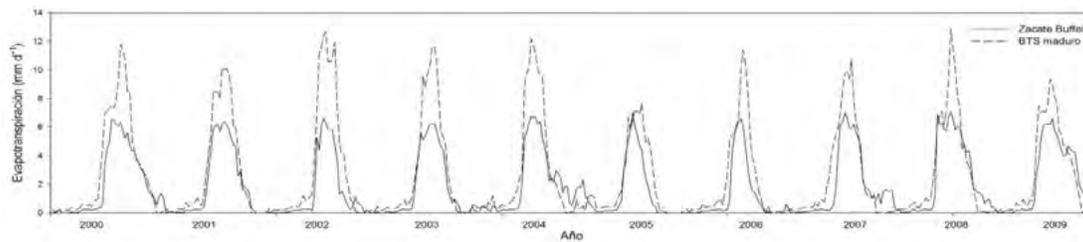


Figura 4. Serie de tiempo de ETr (2000-2009) con datos del satélite *Terra* y sensor *MODIS*, para dos usos de suelo contrastantes en el BTS (BTS maduro y pradera de zacate Buffel).

Se observa en la Figura 4 que la disponibilidad de agua para el proceso de ETr es durante el monzón de Norteamérica. Notablemente entre 2000 y 2009 el flujo promedio diario en el período del monzón de Norteamérica es mayor en etapas de sucesión tardías en comparación a una pradera de zacate Buffel aun en años secos como 2005.

Conclusiones

La obtención de ETp a partir de la ecuación de Makkink asociada al Kc resultante de la combinación de FV y productos satelitales de *Landsat 8* para la estimación de ETr a escalas amplias en un ecosistema, así como en etapas diferentes de un gradiente sucesional, proporciona una aproximación del flujo de agua y su asociación con la dinámica de carbono en el ecosistema. La ETr resultó mayor en BTS maduro (546 mm) y menor en pradera de zacate Buffel (437 mm). Aun cuando la precipitación en ambos sitios fue similar se observa que sitios en estados de sucesión tardía son capaces de transferir mayor cantidad de agua del ecosistema a la atmósfera, lo que refleja la capacidad de cada etapa de sucesión de aprovechar el agua disponible para el proceso. Además, los suelos de una pradera de zacate Buffel se encuentran compactados, esto provoca que el suelo tenga menor retención de agua, menor lámina infiltrada para ser usada posteriormente por las raíces y por ende menor eficiencia en el uso del agua. Notablemente, las tasas de ETr en la pradera de zacate Buffel presentan un retraso en el pico de los valores con respecto a los bosques, asociado a la cobertura vegetal y suelo desnudo que son explicadas por los índices de vegetación, lo cual está directamente relacionado con la dinámica energética del ecosistema. Como resultado del cambio de uso de suelo, se observa que la modificación o remoción de la cobertura vegetal altera considerablemente la dinámica hidrológica y repercute directamente en la dinámica energética del ecosistema, afectando el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos.

Bibliografía

- Adams D. K., A. C. Comrie. 1997. The north American monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78:2197-2213.
- Álvarez-Yépiz J. C., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez, 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.
- Balvanera P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21:136-147.
- Balvanera P., H. Cotler. 2009. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México. pp. 185-245.
- Castellanos-Villegas A. E., L. C. Bravo, G.W. Koch, J. Llano, D. López, R. Méndez, J. C. Rodríguez, R. Romo, T. D. Sisk, G. Yanes-Arwayo. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. En: F.E. Molina-Freaner y T.R. Van Devender, eds. *Diversidad biológica de Sonora*. UNAM, México, pp. 157-186.
- Chapin F. S. III, P.A. Matson, H. A. Mooney. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- Costanza R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological economics* 25:3-15.
- Daily G. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. 392 pp.
- FAO. 2007. *Situación de los bosques del mundo*. FAO, Roma.
- Garatuza-Payan J., C. J. Watts. 2005. The use of remote sensing for estimating ET of irrigated wheat and cotton in Northwest Mexico. *Irrigation and Drainage Systems* 19:301-320.
- Martínez-Yrizar A., S. Núñez, A. Búrquez. 2007. Leaf litter decomposition in a southern sonoran desert ecosystem, northwestern Mexico: Effects of habitat and litter quality. *Acta Oecologica* 32:291-300.
- Murphy P. G., A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual review of ecology and systematic* 17:67-88.
- ORNL DAAC. 2012. Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center. MODIS subsetted land products, Collection 5. Consultado en: <http://daac.ornl.gov/MODIS/modis.html>. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. Fecha de consulta April 21, 2014.
- Portillo-Quintero C. A., G. A. Sánchez-Azofeifa. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144-155.
- USGS. 2013. U.S. Department of the Interior U.S. Geological Survey. Consultado en: <http://earthexplorer.usgs.gov>.
- Vieira D. L., A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14:11-20.



4.3 Estimación de emisiones de óxido nitroso en el cultivo de maíz: Estado de México

Orozco-Hernández María Estela¹; Mireles-Lezama Patricia¹; García-Fajardo Belina¹; Álvarez-Arteaga Gustavo¹; Vera-Bolaños Marta¹ y Tapia-Quevedo Jorge¹

¹Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Planeación Urbana y Regional, Centro de Investigación en Planeación Territorial, Mariano Matamoros Sur s/n esq. Paseo Tollocan, Col. Universidad, 50130 Toluca, Estado de México. Autor para correspondencia: eorozcoh61@hotmail.com

Resumen

Este estudio a través de una metodología sistemática en escala gruesa, un factor de consumo general de fertilizante, datos de actividad agrícola y una tasa de pérdida por defecto, estima la emisión de óxido nitroso procedente del uso de fertilizantes químicos en el cultivo de maíz. Identifica que las emisiones se relacionan con la magnitud de la superficie sembrada, el consumo de fertilizantes e inadecuado manejo de los agroquímicos, plantea la pertinencia de cuantificar los niveles de consumo de fertilizante y la pérdida de nitrógeno para detallar las emisiones de óxido nitroso procedente de la aplicación de fertilizantes en maíz y otros cultivos, y anticipa los efectos de las políticas agropecuarias que promueven el uso de los fertilizantes y los posibles efectos ambientales de la tecnología inducida a través de los sistemas de alta productividad de maíz.

Palabras clave: emisiones, óxido nitroso, maíz, prácticas agrícolas, fertilizantes.

Abstract

This study through a systematic methodology in coarse scale, a factor of general consumption of fertilizer, agricultural activity and a loss by default rate data, estimates the emission of nitrous oxide from the use of chemical fertilizers in maize. Identifies emissions relate to the magnitude of the sowed surface, fertilizer consumption and inadequate management of agrochemicals, it raises the relevance of quantifying levels of consumption of fertilizer and the loss of nitrogen to detail the application of fertilizers in maize and other crops from nitrous oxide emissions, and it anticipates the effects of agricultural policies that promote the use of fertilizers and the possible environmental effects of technology induced through high productivity of maize systems.

Key words: emissions, nitrous oxide, maize, fertilizer, agricultural practices.

Introducción

En el Estado de México prevalecen los sistemas campesinos de producción de maíz y los rendimientos promedio fluctúa de 2.6 ton/ha⁻¹ en riego a 1.8 ton/ha⁻¹ en temporal. Las condiciones de cultivo destacan la acidez, la salinidad, apelmazamiento por alto contenido de arcillas, poca profundidad de los suelos y la ineficacia de las prácticas agrícolas. Los productores de maíz desconocen la cantidad de N disponible o fijada por los suelos, han erradicado nutrientes como fósforo (P) y potasio (K) por su elevado costo, utilizan la urea CO (NH₂), cuya aplicación se recomienda en suelos con pH alcalino y menos de 20 kg de N/ha⁻¹ (SAGARPA, 2007), la aplican al voleo en suelos ácidos o con tendencia a la acidez, lo que favorece las plagas, las malezas y productos pobres en biomasa. La aplicación del fertilizante al voleo disminuye la eficiencia de los nutrientes en

los cultivos y favorece su pérdida, la eficiencia de absorción del fertilizante nitrogenado en la agricultura tradicional de temporal es de alrededor de 45%, desperdiciándose más de 50%, disminuye la productividad y aumentan los costos de inversión (Lazcano-Ferrat, 2010), aumenta el riesgo de lixiviación que puede alterar la calidad del suelo y el agua, y la volatilización de compuestos de amoníaco y nitrógeno que propician las emisiones de óxido nitroso N_2O a la atmósfera. Las emisiones de N_2O representan el mayor porcentaje de contribución agraria al cambio climático y más del 50% de los fertilizantes aplicados a los suelos se dispersa en el aire o acaba en los cursos de agua (Velázquez de Castro, 2005). En el período 2009-2013, las estadísticas mundiales ubican a México en el rango más alto de emisiones de óxido nitroso, en 2010 este gas representó el 75% del total de las emisiones agrícolas del país (Figura 1). La quinta comunicación nacional sobre cambio climático, mostro un incremento 12.3% en las emisiones totales de la agricultura (INECC, 2012).

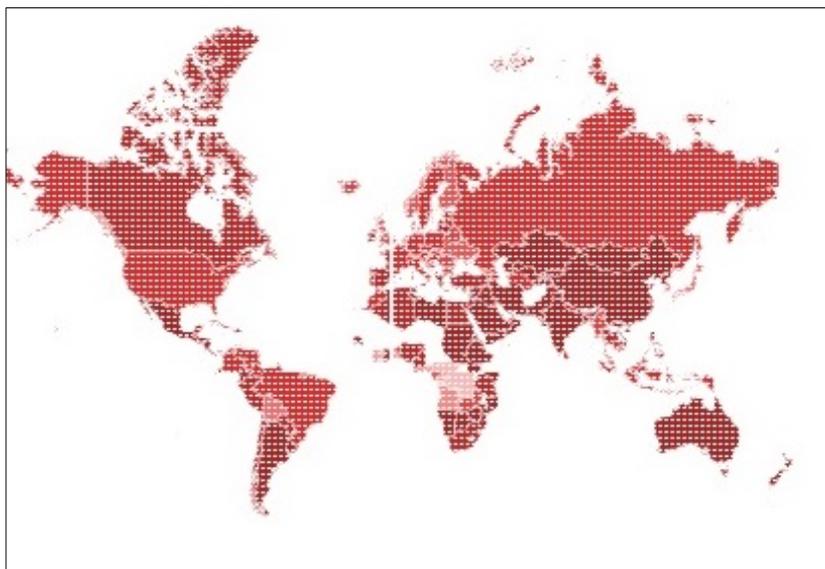


Figura 1. Emisiones de óxido nitroso procedentes de la actividad agrícola (% del total). Fuente: El Banco Mundial (<http://datos.bancomundial.org/indicador/EN.ATM.NOXE.AG.ZS/countries/1W?display=default>).

El óxido nitroso se produce en forma natural en los suelos mediante los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación, el aporte de nitrógeno al suelo a través de la fertilización, aumenta la cantidad de N disponible y las emisiones de N_2O , las emisiones se producen directamente de los suelos y por vías indirectas, la lixiviación, la escorrentía y la volatilización, seguidos por la deposición como amoníaco (NH_4) y NO_x en los suelos y en el agua (IPCC, 1996). En la entidad las emisiones de los suelos agrícolas ascendieron a 63.7% del total emitido por la fuente agrícola, incluye emisiones de cultivos fijadores de nitrógeno y las procedentes del uso de fertilizantes orgánicos y sintéticos, emitieron 2158 Gg de CO_2 equivalente (GEM, 2013). En este trabajo se estiman las emisiones de óxido nitroso procedente aplicación de fertilizantes químicos en el cultivo de maíz.

Materiales y métodos

En el trabajo se utilizó una metodología de nivel 1, un factor de consumo promedio de fertilizante nitrogenado de 73 kg N/ha^{-1} para el año 2010 (GEM, 2013), la superficie sembrada de maíz grano blanco (SIAP, 2011) y la superficie sembrada en la que se utilizaron fertilizantes químicos (INEGI, 2009). En ausencia de registros específicos se utilizó una tasa fija de pérdida de 10% (IPCC, 1996) y

las emisiones en CO₂ eq se calcularon multiplicando las emisiones del gas por su valor de potencial de calentamiento global (301).

Para estimar el nitrógeno procedente de la aplicación de fertilizantes sintéticos, se utilizó la siguiente ecuación 1 (IPCC, 1996).

$$FSN = NFERT \cdot FracGASF \quad (1)$$

donde: FSN es la cantidad anual de nitrógeno procedente de fertilizantes sintéticos que se aplica a los suelos. NFERT es la cantidad total de fertilizante sintético que se consume anualmente y FracGASF es la Fracción de nitrógeno procedente de la aplicación de fertilizantes sintéticos que se volatiliza como NH₃ y NO_x.

Cultivo de maíz

En el año 2011 se sembraron 477, 303.3 hectáreas de maíz grano blanco, 83% en tierras de temporal y 17% en tierras de riego (SIAP, 2011). La mayor superficie cosechada y valor de la producción la aportaron los distritos de Toluca, Atlacomulco y Tejupilco, con rendimientos igual o menor a 2 ton/ha¹, en tierras de riego y temporal (Figura 2).

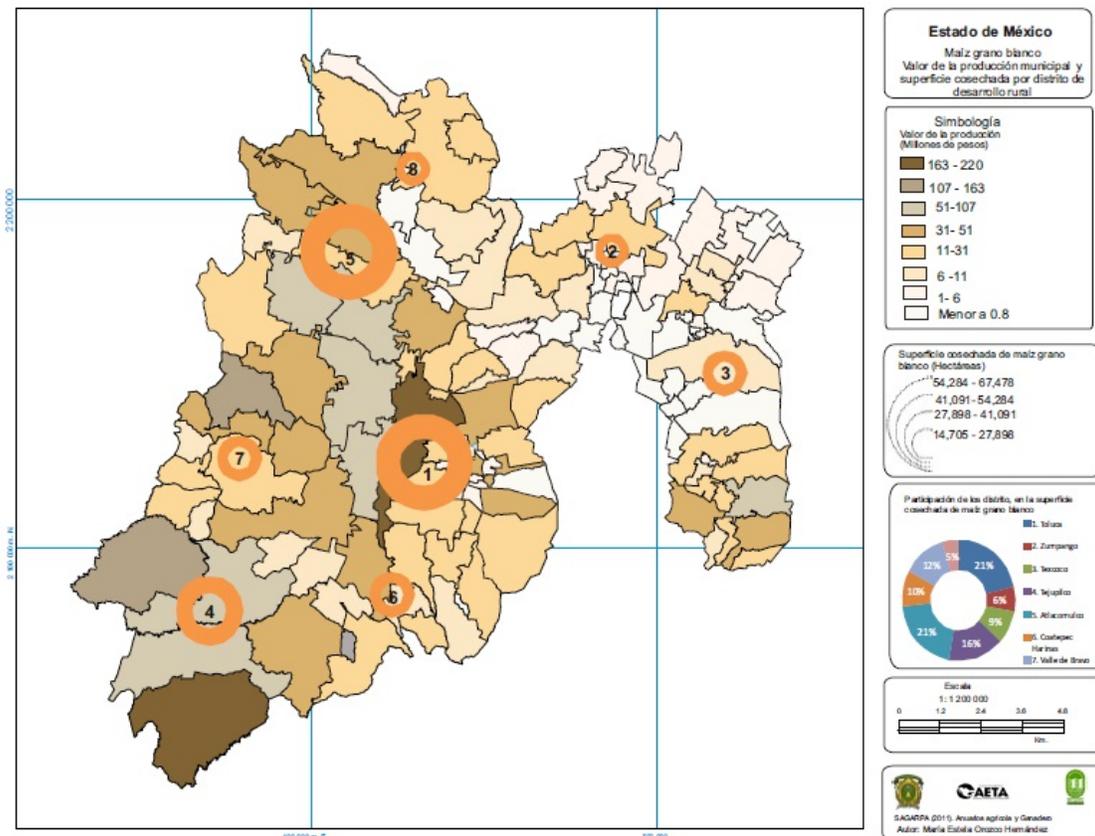


Figura 2. Valor de la producción municipal y superficie cosechada de maíz por distrito.

En las diversas regiones el clima, la topografía, la pendiente y las propiedades físicas y químicas de los suelos juegan un papel determinante en la productividad del maíz. Los climas templados ocupan 65% y más del territorio estatal. Los suelos muy arenosos o arcillosos, los susceptibles a la erosión, con

pendientes fuertes, muy húmedos o con alto contenido de sales, son menos aptos para el cultivo de maíz. Las limitantes indican que a mayor acidez, pH menor a 5; materia orgánica menor a 2%; desbalance alto en Ca/Mg/K, y a menor acidez, pH mayor a 6, materia orgánica mayor a 2.5%; desbalance bajo en Ca/Mg/K (SISTEMAS, 2001).

Una de las causas de la acidez de los suelos se identifica en las lluvias abundantes, que provocan la lixiviación o lavado de los suelos, la acidez se manifiesta como toxicidad afectando el crecimiento de las raíces y disminuyendo los rendimientos. La magnitud del cambio de acidez por causa de la aplicación de fertilizantes depende de la dosis de N aplicada y la fuente utilizada. Los nitratos (NO_3^-) producen una reacción alcalina en el suelo (aumentan el pH), en cambio los fertilizantes amoniacales (NH_4^+) y la urea que tiene una concentración de nitrógeno de 46% (NH_2) producen una reacción ácida.

La acidez puede ser favorable para algunos cultivos y para otros no, desde el punto de vista agronómico la acidez no es un problema de los suelos, sino de los cultivos (Vernier y Alfaro, 2006). Las recomendaciones sitúan los requerimientos de maíz en un máximo de 28-30 kg de nitrógeno (N), 10-12 kg de fósforo (P_2O_5) y 23-25 kg de potasio (K_2O), por cada tonelada de grano producido (GE, 2010) o 23.8 kg de nitrógeno; 10.2 kg de fósforo (P_2O_5), 23.8 kg de potasio (K_2O); 5.8 kg de magnesio (Mg) y 2.9 Kg de azufre (S) (SAGARPA, 2007), la excesiva o deficiente fertilización altera el pH de los suelos que influye en la asimilación de los nutrientes que requieren las plantas, ocasiona la merma de la productividad, escurrimiento de nitrógeno y fósforo, lixiviación de nitrógeno y la emisión directa de óxido nítrico a la atmósfera.

Estimación de emisiones de óxido nítrico

El uso de fertilizantes químicos destaca los municipios del centro, norte y oeste de la entidad (Figura 3), se utilizan en promedio 26 kg de fertilizante nitrogenado por tonelada de maíz en riego y temporal, las regiones que superan este promedio, son: Teotihuacán (80 kg/ton); Tepozotlán (40 kg/ton); Tejupilco (39 kg/ton) e Ixtapan de la Sal (31 kg/ton), en Metepec-Toluca y Atlacomulco se aplican 21 y 27 kg/ton y en el ámbito municipal sobresalen, Texcalyacac, Coyotepec, Huehuetoca, Huixquilucan, Nicolás Romero, Axapusco, Nopaltepec, Otumba, Temascalapa y Polotitlán.

El rendimiento promedio de maíz fue de 2.7 ton/ha^{-1} , los límites máximos en las regiones de Zumpango, Metepec-Toluca, Tepozotlán y Amecameca, en nivel intermedio Atlacomulco, Texcoco, Ixtapan de la Sal, Valle de Bravo y Jilotepec, y bajo en Teotihuacán y Tejupilco, con menos de dos ton/ha^{-1} (Cuadro 1).

A manera de ejemplo se desarrolla la estimación del N₂O procedente de los fertilizantes sintéticos en el Estado de México y los resultados para las once regiones agropecuarias se registran en el Cuadro 2. Ecuación 1.

$$\begin{aligned} \text{FSN} &= 39,815,104 * (0.1) = 3,981,510.4 \text{ en kg de N}_2\text{O-N/ha}^{-1}\text{-año} \\ 3,981,510.4 \text{ en kg de N}_2\text{O-N/ha}^{-1}\text{-año} &* 1/1000,000 = 3.98151045 \text{ en Gg de N}_2\text{O-N/ha}^{-1}\text{-año} \\ 3.98151045 \text{ en Gg de N}_2\text{O-N/ha}^{-1}\text{-año} &* 310 \text{ potencial de calentamiento global del N}_2\text{O} \\ \text{Total: } &1,234.27 * \text{Gg CO}_2\text{e} \end{aligned}$$

Cuadro 2. Estimación regional de la emisión de N₂O-N y CO₂e, 2010

Región	Consumo de Fert en Kg	En kg de N ₂ O-N/ha ⁻¹ -año	En Gg de N ₂ O-N/ha ⁻¹ -año	*Gg CO ₂ e
Metepec	10,225,182	1,022,518	1.02251823	317
Tepozotlán	1,142,158	114,216	0.1142158	35.4
Zumpango	1,408,389	140,839	0.1408389	43.7
Teotihuacán	1,329,622	132,962	0.1329622	41.2
Texcoco	354,269	35,427	0.0354269	11
Amecameca	2,073,638	207,364	0.2073638	64.3
Tejupilco	3,633,356	363,336	0.3633356	112.6
Atlacomulco	10,800,562	1,080,056	1.08005617	334.8
Ixtapan de la Sal	2,366,916	236,692	0.23669155	73.4
Valle de Bravo	3,611,310	361,131	0.361131	112
Jilotepec	2,869,703	286,970	0.2869703	89
Total	39,815,104	3,981,510	3.98151045	1,234.27

Elaboración propia. Un gigagramo (1 x 10⁹ gramos) equivale a 1000,000, 000 g: un millón de kilogramos, o mil toneladas. 1000,000, 000 gramos/1000 = 1,000, 000 Kg/1000 = 1000 toneladas.

La distribución de las emisiones de óxido nitroso, destaca las categorías media, alta y muy alta en los municipios que forman parte de las delegaciones agropecuarias de Metepec-Toluca, Atlacomulco y Tejupilco (Figura 4).

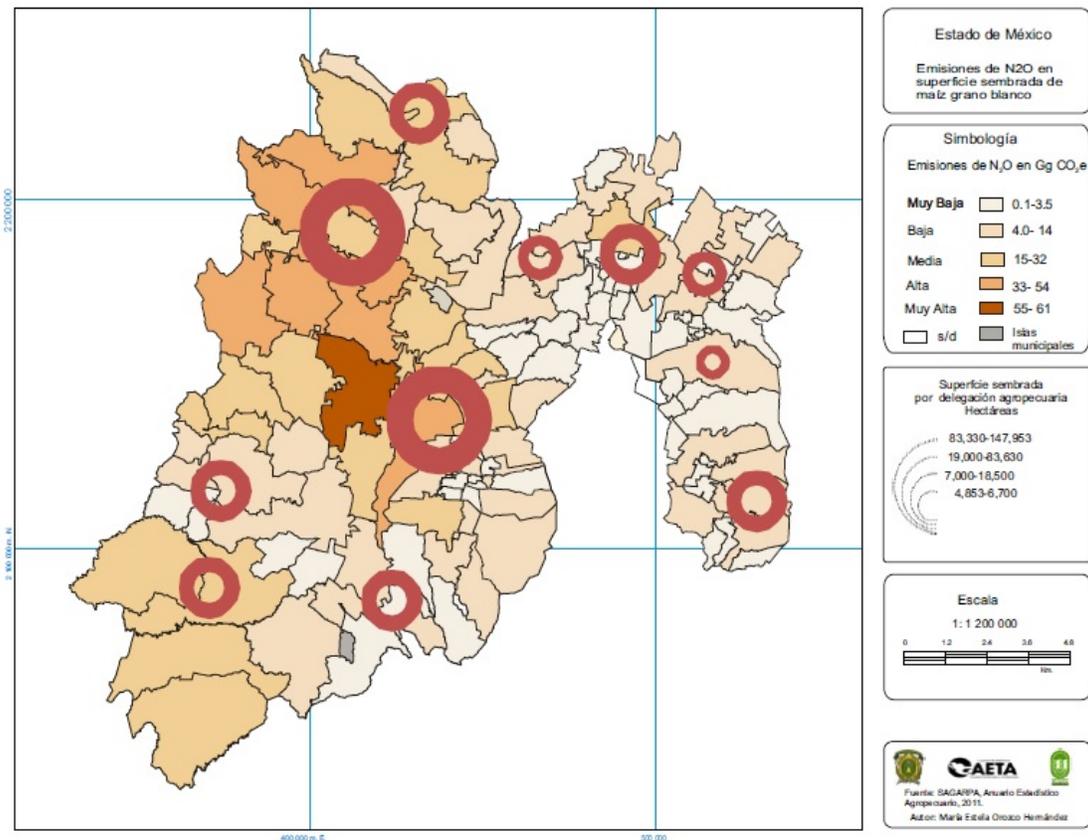


Figura 4. Emisiones de óxido nítrico en la superficie sembrada de maíz grano blanco.

Discusión

La emisión de N₂O es fuertemente influida por las características de los sistemas agrícolas y la acidez de los suelos, la acidez y las emisiones de óxido nítrico demandan el manejo científico de la producción de maíz. En necesario corregir periódicamente la acidez de los suelos, monitorear los niveles de saturación de aluminio (Vernier y Alfaro 2006), la mitigación de las emisiones debe enfocarse hacia el uso eficiente de N por cada sistema agrícola (García-Vallejo, 2012), conocer las propiedades de la fertilidad de los suelos, la profundidad, el pH, la salinidad, la capacidad de intercambio catiónico, el nitrógeno mineralizable, la presencia de patógenos, la biomasa microbiana y la materia orgánica (Bautista *et al.*, 2004), así como el diagnóstico del potencial productivo y la evaluación de los sistemas de producción para determinar los límites de rendimiento (Díaz *et al.*, 2009). La estimación procedente de la aplicación de fertilizantes químicos (1,234.27*Gg CO₂e) representa 57% de las emisiones totales de los suelos agrícolas reportadas en el inventario estatal de gases de efecto invernadero (GEM, 2013). Si el uso excesivo de los fertilizantes merma la absorción de nutrientes por los cultivos y se desperdicia más de 50%, la tasa de pérdida de 10% que se utilizó en este trabajo para estimar las emisiones procedentes del uso de fertilizantes nitrogenados en el cultivo de maíz, está probablemente subestimada y las emisiones podrían ser cinco veces mayores, estimadas en 19.907552 en Gg de N₂O-N/ha⁻¹-año * 310 potencial de calentamiento global del N₂O = 6,171.34112 Gg CO₂e.

Conclusión

Este estudio identificó que en los ámbitos regional y local la contribución de las emisiones de óxido nítrico tiene relación directa con la magnitud de la superficie sembrada, el consumo de fertilizantes e inadecuado manejo de los agroquímicos. Se requiere de factores de consumo de fertilizantes y tasas de pérdida de nitrógeno específicas en los sistemas agrícolas, esta es línea base para cuantificar las emisiones de óxido nítrico procedente de la aplicación de fertilizantes en maíz y otros cultivos. A partir de la materia orgánica que contiene el suelo, es posible estimar el nitrógeno que será liberado, estos aspectos de relevancia para la producción agrícola requieren de análisis físicos y químicos de los suelos. Las prácticas inadecuadas y la utilización inapropiada de la tierra es una línea de atención sobre los efectos ambientales de la adopción de la tecnología de alta productividad de maíz, implica anticipar la transferencia y adaptación a través de la información y capacitación de los productores, de no atenderse, el uso excesivo de los insumos, incrementará la vulnerabilidad del monocultivo, reducirá los rendimientos, aumentará la dependencia económica y tecnológica e incrementará la emisión de N₂O.

Agradecimientos

CONACYT-SEMARNAT, 107956. Cuerpo académico de estudios territoriales y ambientales.

Bibliografía

- Bautista-Cruz A., J. Etchevers-Barra, R. del Castillo, C. Gutiérrez. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. Asociación Española de Ecología Terrestre, Alicante, España. *Ecosistemas* 13: 1-11.
- Díaz-Valdés T., M. Valenzuela-López, R. Lizárraga-Jiménez, T. de J. Velázquez-Alcaraz, L. Partida-Ruvalcaba. 2009. Problemática del monocultivo de maíz en Sinaloa y el uso de buenas prácticas agrícolas. Memoria de Capacitación II Jornada de Transferencia de tecnología para el cultivo del maíz, Fundación Produce, Sinaloa. pp. 7-12
- García-Vallejo A. 2012. Fertilización y emisión de gases de efecto invernadero. Serie de Seminarios de Divulgación Agricultura y Cambio Climático, CEIGRAM – ETSIA – UPM Oficina Española de Cambio Climático, Seminario 2 – 19 de febrero de 2012, Madrid, España. pp. 1-42.
- GE. 2010. Gobierno de España. Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España. 259 pp.
- GEM. 2013. Gobierno del Estado de México-PRONATURA. Inventario Estatal de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero Estado de México, Toluca; México. 207 pp.
- INEGI. 2009. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Censos Agropecuarios. Censo Agrícola, Ganadero y Forestal. Consultado en: http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/Agro/ca2007/Resultados_Agricola/default.aspx. Fecha de consulta 20 de enero de 2014.
- IPCC. 1996. Intergovernmental Panel on Climate Changes. Capítulo 4. Agricultura, Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Consultado en: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/spanish/gpgaum_es.html. Fecha de consulta 23 de marzo de 2014.
- Lazcano-Ferrat I. 2010. Fertilización y fuentes de fertilizantes para maíz de alto rendimiento/Alternativa para incrementar rendimientos y ahorrar costos. *Agro Síntesis*, Marzo 31, Editorial Agro Síntesis S. A. de C. V., México, Distrito federal. pp. 8-19. Consultado en: <http://www.agrosintesis.com/component/content/article/42-rokstories/228-fertilizacion-y-fuentes-fertil>. Fecha de consulta 23 de marzo de 2014.
- SAGARPA. 2007. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Uso de Fertilizantes, No. 12, Subsecretaría de Desarrollo Rural, Dirección general de Apoyos para el Desarrollo Rural-Colegio de Posgraduados, Texcoco, México. 11 pp.
- INECC. 2012. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. México. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, Distrito Federal, México. pp. 1-399.
- SIAP. 2011. Servicio de Información y Estadística agroalimentaria y pesquera. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural Pesca y Alimentación (SAGARPA). Consultado en: <http://www.siap.sagarpa.gob.mx>. Fecha de consulta 05 julio de 2013.



- SISTEMAS. 2001. Nuevos criterios en la recomendación de fertilizantes en sistemas de alta productividad agrícola en México. Consultado en: <http://www.docstoc.com/docs/3263343/NUEVOS-CRITERIOS-EN-LA-RECOMENDACION-DE-FERTILIZANTES-EN-SISTEMAS-DE>. Fecha de consulta: 23 de marzo de 2014.
- Velázquez de Castro F. 2005. Cambio climático y protocolo de Kioto. Ciencia y estrategias: compromisos para España, *Revista Española de Salud Pública* 79:191-201.
- Vernier V. R., M. Alfaro. 2006. Acidez de los suelos y efectos del encalado, Boletín INIA, núm. 151, Gobierno de Chile/Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Osorno, Chile. pp. 5-45.

4.4 Medición de la producción de metano entérico en toros *Bos indicus* para cuantificar los gases de efecto invernadero en rumiantes

Alayón-Gamboa José A.¹; Piñeiro-Vázquez Ángel T.²; Canul-Solís Jorge R.²; Ayala-Burgos Armin J.²; Aguilar-Pérez Carlos F.²; Solorio-Sánchez Francisco J.² y Ku-Vera Juan C.²

¹El Colegio de la Frontera Sur; Departamento Conservación de la Biodiversidad, Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial, Lerma, Campeche, C.P. 24500, San Francisco de Campeche, México. Autor para correspondencia: jalayon@ecosur.mx

²Departamento de Nutrición Animal, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán, Carr. Mérida-Xmatkuil km 15.5, A.P.116-D, Mérida, Yucatán, México.

Resumen

El objetivo del trabajo fue cuantificar las emisiones de metano (CH₄) entérico de bovinos *Bos indicus* confinados en cámaras de respiración, como un método para cuantificar el inventario de CH₄ en rumiantes. Se usaron dos bovinos Nelore de 305 y 350 kg de peso vivo que se alojaron por tres días consecutivos en dos cámaras de respiración; con temperatura de 23 °C, 55% de humedad relativa y -275 Pa de presión barométrica. Los animales consumieron pasto *Pennisetum purpureum* y recibieron un suplemento de 2.5 kg de concentrado al día. Las emisiones de metano se registraron durante tres períodos de 23 horas con un analizador de metano. Las emisiones totales fueron de 132.0 a 198.6 L/CH₄/d⁻¹, equivale a 43.0 y 51.7 kg CH₄/animal/año⁻¹, o 118.1 y 142.3 kg CO₂eq/año⁻¹. La producción de metano se relacionó con el consumo voluntario de materia seca (MS) de la ración; observándose producciones de 16.9 a 19.3 L/CH₄/kg MS. Estos resultados son comparables con otros reportados para bovinos Cebú alimentados en pastoreo de pastos tropicales; sugiriendo que el uso de las cámaras de respiración de circuito abierto puede ser un método apropiado para implementarse en la cuantificación de las emisiones de CH₄ entérico y permite mejorar el nivel del método usado actualmente en los inventarios nacionales (nivel 1); además podría generar los factores de conversión (Y_m) y de emisión de CH₄, y evaluar el efecto de diversas estrategias de mitigación.

Palabras clave: metano entérico, bovinos, gases de efecto invernadero.

Abstract

The aim of the experiment was to quantify enteric methane (CH₄) emissions from *Bos indicus* cattle housed in respiration chambers to determine CH₄ inventories in ruminants. Two Nelore bulls weighing 305 and 350 kg live weight were confined for three consecutive days in two respiration chambers kept at 23 °C, 55% relative humidity and -275 Pa of internal atmospheric pressure. Cattle were fed chopped *Pennisetum purpureum* grass plus a 2.5 kg supplementary concentrate per day. Methane production was registered during three periods of 23 hours with an infrared methane analyzer. Total emissions were 132.0 to 198.6 L/CH₄/d⁻¹, equivalent to 43.0 and 51.7 kg CH₄/head/year⁻¹, or 118.1 and 142.3 kg CO₂eq/year⁻¹. Methane production was related to voluntary dry matter (DM) intake of the ration, registering methane production rates of 16.9 to 19.3 L/CH₄/kg DM. These results are comparable to those reported for Zebu cattle grazing tropical pastures; which suggest that the use of open circuit respiration chambers is an appropriate method to measure emissions of enteric CH₄ and allows an improvement to be made of the method used at present for the estimation of national inventories (Tier 1 of IPCC); and furthermore this may help to develop conversion (Y_m) and emission factors of CH₄, alongside with evaluating the effect of diverse strategies of mitigation.



Key words: enteric methane, cattle, greenhouse gases.

Introducción

La emisión de óxido nitroso (NO_2) y metano (CH_4) de las heces y el tracto digestivo de los rumiantes constituyen los principales de gases de efecto invernadero (GEI) en la ganadería (Johnson y Ward, 1996). El metano es uno de los subproductos que resultan de la fermentación y metabolismo de los carbohidratos de la dieta en el rumen (McAllister y Newbold, 2008; Bodas *et al.*, 2012). Su producción y emisión a la atmósfera varía por las condiciones propias del animal, por la naturaleza de la dieta, y por la cantidad de alimento consumido (carbohidratos fermentables). Anualmente se producen a nivel mundial 80 millones de toneladas de CH_4 (equivalentes a CO_2) (Eckard *et al.*, 2010), con un potencial de calentamiento 23 veces mayor al del CO_2 . Esta producción representa una pérdida del 5 al 18% de la energía bruta consumida por los rumiantes (Moss *et al.*, 2000), y se acentúa en rumiantes alimentados con raciones con alto contenido de fibra (Pinares-Patiño y Garry, 2012); como las que comúnmente tienen los bovinos que se encuentran en condiciones de pastoreo de gramíneas naturales o introducidas en las regiones tropicales de México (Enríquez-Quiróz *et al.*, 1999).

La contribución de la ganadería a las emisiones de CH_4 será cada vez mayor a nivel mundial, por el aumento en la demanda de carne y leche en los países en vías de desarrollo donde algunos sectores de la sociedad han mejorado su poder adquisitivo (Opio *et al.*, 2013; PNUD, 2013). Se estima que para el 2050 la demanda de productos cárnicos y lácteos llegará a 465 millones de toneladas (Opio *et al.*, 2013), lo que implicará un aumento en la población de rumiantes que tendrá efectos directos sobre las emisiones de CH_4 (Steinfeld *et al.*, 2006). En este mismo sentido, se observa el crecimiento del hato ganadero en México (SIAP, 2011), el cual se estima que contribuye en las emisiones de CH_4 con 56,410.08 Gg de CO_2 equivalente (Bonilla y Lemus, 2012). La cuantificación de las emisiones de CH_4 por la ganadería nacional es importante para que México cumpla como país anexo (Anexo 1) en la rendición de cuentas ambientales vinculadas con los acuerdos de las cumbres mundiales. Hasta ahora, en México las cuantificaciones de las emisiones de CH_4 por la ganadería se han realizado a través de métodos indirectos. El método comúnmente empleado para el reporte nacional ocupa la metodología sugerida por el IPCC (1996) que se basa en un método indirecto de aproximación; ya sea con el uso del nivel 1 de aproximación (Bonilla y Lemus, 2012) o con el uso del nivel 2, en el que se ocupa información de la población animal dividida por etapa fisiológica, las características químicas de la dieta y su digestibilidad, y el aporte de energía bruta. También, se ha estimado la emisión de metano proveniente de la ganadería mediante el uso modelos matemáticos que toman en consideración la información requerida para el nivel 2 del IPCC (Castelán-Ortega *et al.*, 2014). Otros estudios se han aproximado a la cuantificación de la producción de CH_4 entérico a través de ecuaciones estequiométricas (Briceño-Poot *et al.*, 2012). El empleo de estas metodologías, sobre todo la propuesta por el IPCC (1996), ha mostrado inconsistencias y presentan un elevado grado de incertidumbre. Debido a una pobre relación entre lo producción de CH_4 observada con respecto a la producción estimada con las ecuaciones. Esto puede conducir a subestimaciones o sobre-estimaciones en la emisión de metano entérico (Boadi *et al.*, 2004) y por consiguiente en los inventarios de metano del país.

Con el fin de contribuir a mejorar la medición en la producción de metano entérico y reducir la incertidumbre en los reportes nacionales, diversos países en el mundo han estado desarrollado metodologías de medición directa e indirecta; entre ellas están la medición de la producción de gases *in vitro*, el uso de ecuaciones por estequiometría basada en la tasa de producción de ácidos grasos volátiles (AGV's) y el consumo de carbohidratos digestibles, por medio de hexafluoruro de azufre (SF_6), por la dilución de isótopos de ^3H y ^{14}C marcados, por técnicas calorimétricas usando cámaras de

respiración de circuito abierto (Bhatta *et al.*, 2009; Makkar y Vercoe, 2007), y con técnicas micro meteorológicas (Laubach *et al.*, 2013). De estas metodologías, la de mayor precisión y exactitud en la cuantificación de CH₄ se obtiene con el uso de cámaras de respiración de circuito abierto. Esto tiene gran relevancia para el diseño, en el futuro, de sistemas de monitoreo, reporte y verificación (MRV's) para la ganadería en México. Por ello, en el presente estudio se realizaron mediciones usando cámaras de respiración de circuito abierto con el propósito de contribuir en mejorar la cuantificación de la emisión de metano entérico en bovinos *Bos indicus* alimentados con pastos tropicales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Yucatán, México; que se ubica geográficamente a 21° 15' latitud Norte y 83° 32' longitud Oeste. El clima de la región es de tipo Aw0, considerado como cálido subhúmedo, con una precipitación pluvial media anual de 983.8 mm y una temperatura media anual de 25.8 °C (García, 1973). La investigación se efectuó en las instalaciones del Departamento de Nutrición Animal, dentro del Laboratorio de Cambio Climático y Ganadería (LACCLIGA).

Instalaciones y equipo de medición

Se utilizaron dos cámaras de respiración de circuito abierto para alojar a los bovinos en estudio. En cada cámara se controló la temperatura ambiental a 23 °C con un equipo de aire acondicionado; la humedad relativa se mantuvo en 55% a través de un extractor de humedad. Cada cámara de respiración estuvo provista de comederos portátiles para el aprovisionamiento del alimento de los toros y de un bebedero automático para el aporte constante de agua. La presión atmosférica interna de las cámaras se mantuvo en -275 pascales (Pa) y se monitoreo constantemente con un manómetro de precisión diferencial (Extech 407910, USA). Esta presión atmosférica interna se controló mediante un sistema de extracción de aire a una tasa de flujo 500 litros/minuto a través de un generador de flujo de masas (Flowkit, Sable Systems International, Las Vegas, USA). El ingreso de aire exterior y el proveniente de los animales a través de su expiración y eructo, se mezclaron con la ayuda de una corriente de aire generada por un ventilador, y se succionó de las cámaras con el generador de flujo (Flowkit). Del volumen total de aire extraído se obtuvieron muestras (5 litros/minuto (LPM)) que pasaron por un regulador de paso (Multiplexer, Sable Systems International, Las Vegas, USA) y del que se obtuvo una submuestra (0.2 - 0.4 LPM) a la que se le extrajo la humedad relativa con sílica gel (Laboratorios Meyer, México D. F., México). Cada muestra de aire se envió a un analizador de metano que detectó las concentraciones del gas a través del principio de infrarrojo (MA-10, Sable Systems International, Las Vegas, USA). Previo a la detección del metano en las muestras de aire, el analizador fue calibrado con nitrógeno puro (99.9%) y metano (1,000 ppm) diluido en nitrógeno liberados desde cilindros a una presión de 10 psi. Las concentraciones de CH₄ se registraron a intervalos de 25 minutos entre cámaras y su análisis se efectuó a través del uso del software ExpeData (Sable Systems International, Las Vegas, USA). La producción total de metano se calculó en función del promedio de la concentración registrada y el volumen de flujo de aire por el tiempo de registro, el cual fue de 23 horas continuas.

Animales y dieta

Se usaron dos bovinos Nelore de 305 y 350 kg de peso vivo que se alojaron por tres días consecutivos en dos cámaras de respiración. Previo al inicio de las mediciones los toros fueron adaptados al manejo y permanencia en las cámaras de respiración por un período de 7 días y alojados en corrales individuales para su manejo. Durante este tiempo los animales se alimentaron con una dieta a base de pasto *Pennisetum purpureum* picado y recibieron un suplemento de 2.5 kg de alimento concentrado al día. Esta misma dieta se mantuvo durante los tres días consecutivos que duraron las mediciones efectuadas en las cámaras de respiración.

El pasto se cosechó diariamente y se ofreció en fresco. Cada animal recibió pasto picado *ad libitum* y por separado se ofreció el alimento concentrado. La dieta de los animales se proporcionó una sola vez por las mañanas en los comederos portátiles. El consumo diario se determinó por diferencia entre el alimento ofrecido y el alimento rechazado. Al momento de ofrecer el alimento se tomaron muestras para determinar su contenido de materia seca. Cada muestra se sometió a secado en estufas de aire forzado a temperatura de 60 °C hasta alcanzar peso constante. Al finalizar el período de medición los animales fueron alojados nuevamente en corrales individuales.

Resultados y discusión

Producción de metano entérico

Se obtuvieron emisiones totales de 132.0 a 198.6 L CH₄/d⁻¹, lo que equivale a 43.0 y 51.7 kg CH₄/animal/año⁻¹, o 118.1 y 142.4 kg CO₂eq/año⁻¹, (Cuadro 1).

Cuadro 1. Producción promedio de metano (CH₄) entérico en bovinos Nelore confinados en cámaras de respiración de circuito abierto

Peso (kg)	Peso (kg ^{0.75})	CMS (kg)	L CH ₄ /d ⁻¹	L CH ₄ /kg MS	kg CH ₄ /animal/año ^{-1*}	kg CO ₂ eq/año ^{-1**}
305.0	72.9	10.3	198.6	19.3	51.77	142.36
350.0	80.9	9.7	132.0	16.9	43.00	118.10

CMS: Consumo de materia seca; kg^{0.75}: kilogramos metabólicos (peso vivo [en kg] elevado a la potencia ^{0.75}); * 0.71428 g CH₄ / L CH₄; **2.75 kg CO₂ eq/kg CH₄

Estos datos son similares a los encontrados en Australia por Kennedy y Charmley (2012), en bovinos Cebú pastoreando pastos tropicales, quienes determinaron una producción de 151.9 L CH₄/día, pero difieren de lo reportado por Kurihara *et al.*, (1999) quienes encontraron en bovinos Cebú alimentados con pasto Rhodes una producción de 359.8 L CH₄/día y de lo reportado por Hales *et al.*, (2012) en novillos de similar peso (322 kg) alimentados con granos (68.5 L CH₄/día). La mayor producción de metano encontrada en este estudio, con respecto a los hallazgos de Hales *et al.*, (2012), obedecen a la síntesis de una mayor proporción de ácido acético con respecto al ácido propiónico en el rumen, junto con una mayor cantidad de hidrógeno (H₂) que reacciona con el CO₂ para formar CH₄ (Carmona *et al.*, 2005).

Respecto al factor de emisión de este estudio, se observó un valor promedio de 47.38 kg CH₄/animal/año⁻¹, el cual es inferior en 15.4% al factor de emisión (56 kg CH₄/animal/año⁻¹) recomendado por el IPCC (1996) para ganado de carne en Latinoamérica; así mismo es inferior en 42.6% al factor de emisión (82.5 kg CH₄/animal/año⁻¹) señalado por Castelán-Ortega *et al.*, (2104) para novillos y toros en el trópico de México, y 43.0% inferior para novillos de carne bajo pastoreo en pastos tropicales (83.0 kg CH₄/animal/año⁻¹) (DeRamus *et al.*, 2003); estas diferencias reflejan una posible sobre estimación en los cálculos del factor de emisión reportados por estos autores.

Por otro lado, se observó que la producción de CH₄ sigue una curva de fluctuación a lo largo del día, alcanzando su máxima producción durante las primeras seis horas post-alimentación, tiempo en el cual los animales pueden llegar a consumir el 70% de su ración (Hales *et al.*, 2012). Este mismo comportamiento fue reportado por Cavalcanti *et al.*, (2013) quienes señalan que los picos de producción de CH₄ observados a lo largo de 24 horas se relacionan con la tasa fermentación y de pasaje por el rumen del alimento consumido.

Consumo de alimento

El consumo de materia seca (MS) es uno de los principales factores que influyen en la producción de metano (Kurihara *et al.*, 1999). En este estudio el consumo de MS de la dieta varió de 9.7 a 10.3 kg/a/d⁻¹, equivalente del 2.7 al 3.3% de su peso vivo. Este nivel de consumo se considera adecuado para los animales y no representó una restricción alimenticia. Asimismo, la producción de CH₄ se relacionó con el consumo voluntario de materia seca (MS) de la ración (Figura 1); observándose producciones de 16.9 a 19.3 L CH₄/kg MS consumida. Estos hallazgos son inferiores a los valores reportados por Kennedy y Charmley (2012) y por Kurihara *et al.*, (1999), quienes reportaron producciones de 31.3 L CH₄/kg MS y 50.8 L CH₄/kg MS, respectivamente.

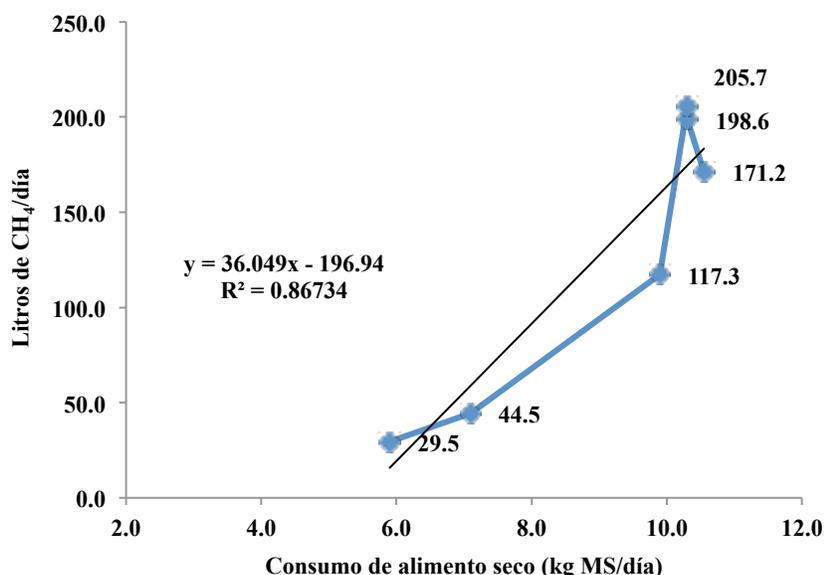


Figura 1. Efecto del consumo de alimento seco (MS) sobre la producción de metano entérico en bovinos Nelore.

Conclusiones

El uso de cámaras de respiración de circuito abierto es un método apropiado para cuantificar con precisión las emisiones de CH₄ entérico provenientes del ganado bovino. Este método puede ayudar a reducir la incertidumbre en las estimaciones que usan como método los inventarios nacionales y los factores de emisión regionales (nivel 1 del IPCC). Además, puede ayudar a generar los factores de conversión (Y_m) y de emisión de CH₄ de los sistemas de producción de rumiantes en México, así como para evaluar los impactos de diversas estrategias de mitigación que sean implementadas.



Bibliografía

- Bhatta R., Y. Uyeno, K. Tajima, A. Takenaka, Y. Yabumoto, I. Nonaka, O. Enishi, M. Kurihara. 2009. Difference in the nature of tannins on *in vitro* ruminal methane and volatile fatty acid production and on methanogenic archaea and protozoal populations. *Journal of Dairy Science* 92:5512-5522.
- Boadi D., C. Benchaar, J. Chiquette, D. Massé. 2004. Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Canadian Journal of Animal Science* 84:319-335.
- Bodas R., N. Prieto, R. García-González, S. Andrés, F. J. Giráldez, S. López. 2012. Manipulation of rumen fermentation and methane production with plant secondary metabolites. *Animal Feed Science and Technology* 176:78-93.
- Bonilla C. J. A., F. C. Lemus. 2012. Enteric methane emission by ruminant and its contribution to global climate change. Review. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 3:215-246.
- Briceño-Poot E. G., A. Ruiz-González, A. J. Chay-Canul, A. J. Ayala-Burgos, C. F. Aguilar-Pérez, F. J. Solorio-Sánchez, J. C. Ku-Vera. 2012. Voluntary intake, apparent digestibility and prediction of methane production by rumen stoichiometry in sheep fed pods of tropical legumes. *Animal Feed Science and Technology* 176:117-122.
- Cavalcanti L. F. L., M. A. Fonseca, J. G. L. Regadas Filho, L. O. Tedeshi. 2013. A continuous approach to assess methane production rate in ruminants using respiration chambers. In: Oltjen J. W., E. Kebreab, H. Lapierre (eds.) *Energy and protein metabolism and nutrition in sustainable animal production*. 4th International Symposium on Energy and Protein Metabolism and Nutrition, Sacramento, California, USA, 9-12 September. *EEAP Publications* 134:249-252.
- Carmona J. C., D. M. Bolívar, L. A. Giraldo. 2005. El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental y productivo. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 18:49-63.
- Castelán-Ortega O.A., J. C. Ku-Vera, J. G. Estrada-Flores. 2014. Modeling methane emissions and methane inventories for cattle production systems in Mexico. *Atmósfera* 27:185-191.
- DeRamus A. A., T. C. Clement, D. D. Giampola, P. C. Dickison. 2003. Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management systems. *Journal of Environmental Quality* 32:269-277.
- Eckard R. J., C. Grianger, C. A. M. de Klein. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: a review. *Livestock Science* 130:47-56.
- Enríquez-Quíroz J. F., F. Meléndez-Nava, E. D. Bolaños-Aguilar. 1999. *Tecnología para la producción y manejo de forrajes tropicales en México*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), México D.F. 262 pp.
- García E. 1973. *Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen*. 2^a edición. Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México, México D.F. 245 pp.
- Hales K. E., N. A. Cole, J. C. McDonald. 2012. Effects of corn processing method and dietary inclusion of wet distillers grains with solubles on energy metabolism, carbon-nitrogen balance, and methane emissions of cattle. *Journal of Animal Science* 90:3174-3185.
- IPCC. 1996. *Intergovernmental Panel on Climate Change Revised. 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Reference manual, vol. 3*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Blackwell, United Kingdom.
- Johnson K. A., G. M. Ward. 1996. Estimates of animal methane emissions. *Environmental Monitoring and Assessment* 42:133-141.
- Kennedy P. M., E. Charmley. 2012. Methane yields from Brahman cattle fed tropical grasses and legumes. *Animal Production Science* 52:225-239.
- Kurihara M., T. Magner, R. A. Hunter, G. J. McCrabb. 1999. Methane production and energy partition of cattle in the tropics. *British Journal of Nutrition* 81:227-234.
- Laubach J., M. Bai, C. S. Pinares-Patiño, F. A. Phillips, T. A. Nylor, G. Molano, E. A. Cárdenas Rocha, D. W. T. Griffith. 2013. Accuracy of micrometeorological techniques for detecting a change in methane emissions from a herd of cattle. *Agricultural and Forest Meteorology* 176:50-63.
- Makkar H. P. S., P. E. Vercoe. 2007. *Measuring Methane Production from Ruminants*. Springer Verlag, IAEA, FAO. The Netherlands. 137 pp.
- McAllister T. A., C. J. Newbold. 2008. Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48:7-13.
- Moss A. R., J. P. Jouany, J. Newbold. 2000. Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Annales de Zootechnie*. 49:231-253.
- Opio C., P. Gerber, A. Mottet, A. Falcucci, G. Tempio, M. MacLeod, T. Vellinga, B. Henderson, H. Steinfeld. 2013. *Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A global life cycle assessment*. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, Rome, Italy. 214 pp.
- Pinares-Patiño C., W. Garry. 2012. *Technical Manual on Respiration Chamber Designs*. Ministry of Agriculture and Forestry, New Zealand. 106 pp.

- PNUD. 2013. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Informe de Desarrollo Humano 2013. El Ascenso del Sur: Progreso Humano en un Mundo Diverso. PNUD, New York, NY, USA. 103 pp.
- SIAP. 2011. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Consultado en: <http://siap.gob.mx/>.
- Steinfeld H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, C. de Haan. 2006. Livestock's long shadow; environmental issues and options. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome, Italy. 377 pp.

4.5 Estimación de la respiración de suelo mediante el método del gradiente en un matorral subtropical de Sonora

Robles-Zazueta Carlos A.¹; Yépez-Enrico A.¹; Rodríguez Julio C.²; Garatuza-Payán Jaime¹ y Watts Christopher J.³

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur, Col. Centro, C.P. 85000, Ciudad Obregón, Sonora. Autor para correspondencia: carlosarb12@gmail.com

²Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora, carretera a Bahía de Kino km. 21, Hermosillo, Sonora.

³Departamento de Física, Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales S/N, Col. Centro, C.P. 83000, Hermosillo, Sonora.

Resumen

La respiración de suelo (R_S) es un componente clave en el ciclo de C. En ecosistemas estacionales de la región del Monzón de Norteamérica (MNA), la R_S depende de la precipitación. El objetivo del estudio fue conocer la variación temporal de R_S en función de los pulsos de lluvia y la heterogeneidad del ecosistema, en dos años con lluvias contrastantes en un matorral subtropical del noroeste de México. Para estimar R_S se utilizó el método del gradiente, empleando sensores de estado sólido instalados a diferentes profundidades de suelo (2 cm, 8 cm y 16 cm), en dos sitios representativos del ecosistema; bajo dosel y expuesto. Las mediciones se llevaron a cabo entre los meses de junio y noviembre de 2012 y 2013. R_S tuvo valores máximos de $0.52 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y $0.74 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ después de pulsos de lluvia pequeños ($<5 \text{ mm}$), $0.44 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y $0.65 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ después de un pulso mediano ($>5 \text{ mm}$), y $0.44 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y $0.78 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ después de un pulso grande ($>30 \text{ mm}$); en los sitios expuesto y bajo dosel, respectivamente. R_S en general fue más alta en el sitio expuesto que en el cubierto en los dos años. Las tasas de R_S variaron de $0\text{-}2.61 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en 2012 y $0\text{-}1.65 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en 2013.

Palabras clave: C del suelo, $[\text{CO}_2]$, humedad de suelo, analizador de gases infrarrojo (IRGA).

Abstract

Soil respiration (S_R) is a key component of the C cycle. In seasonal ecosystems of the North American Monsoon (NAM) region, S_R highly depends of precipitation. The main goal of this study was to assess the temporal variation of S_R in function of rain pulses and the heterogeneity of the ecosystem, in two years with different amount of rainfall in a subtropical shrubland in northwest Mexico. To estimate S_R , the gradient method was used, consisting in the installation of three solid state sensors at three different depths (2 cm, 8 cm and 16 cm), in two representative sites of the ecosystem; undercanopy and intercanopy. The measurements took place between June and November of 2012 and 2013. S_R had maximum values of $0.76 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and $0.32 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ after small rain pulses ($<5 \text{ mm}$), $0.84 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and $1.09 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ after a medium pulse ($>5 \text{ mm}$), $0.95 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and $0.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ after a large rain pulse ($>30 \text{ mm}$); intercanopy and undercanopy respectively. In general, S_R was higher intercanopy than undercanopy in both years. The range of variation in S_R rates was $0\text{-}4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in 2012 and $0\text{-}1.65 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in 2013.

Keywords: Soil C, $[\text{CO}_2]$, soil moisture, infrared gas analyzer (IRGA).

Introducción

El suelo representa la mayor reserva de C en los ecosistemas terrestres (Bahn *et al.*, 2010) y la respiración de suelo (R_S). La respiración de suelo (R_S) es un flujo ecosistémico que transfiere importantes cantidades de CO_2 del suelo hacia la atmósfera, por efecto del metabolismo y respiración de microorganismos del suelo y plantas (Ryan y Law, 2005).

En los ecosistemas áridos y semiáridos, la magnitud y distribución de la precipitación controla varios procesos ecológicos clave (Huxman *et al.*, 2004), durante las estaciones secas la actividad biológica de estos ecosistemas permanece en estado de latencia, pero en la época de verano, existe un incremento sustancial en la precipitación ocasionado por el monzón de Norteamérica (MNA) (Perez-Ruiz *et al.*, 2010). Este evento que ocurre cada verano entre los meses de julio y septiembre, se distribuye principalmente en el noroeste de México y sureste de Estados Unidos (Adams y Comrie, 1997; Watts *et al.*, 2007). Los eventos de precipitación durante la temporada del monzón suceden como pulsos de lluvia, su tamaño se determina por los milímetros precipitados en determinado tiempo; por ejemplo un pulso chico representa una precipitación de < 5 mm (Loik *et al.*, 2004) durante un día, un pulso mediano sería una cantidad >5 mm <30 mm y un pulso grande cuando son eventos >30 mm por día.

La cantidad de lluvia de cada pulso, más la distribución espacial y el tiempo que transcurre entre pulso y pulso (Reynolds *et al.*, 2004) tienen una importancia biológica por el control que ejercen en la actividad biológica de plantas y microorganismos de suelo (Xu *et al.*, 2004).

Para medir R_S existen una variedad de métodos; los más empleados en la actualidad son la medición de flujos con torres micro-meteorológicas que miden flujos de energía, agua y CO_2 , conocido como el método de eddy covariance (Baldocchi *et al.*, 2001); otro método utilizado es el de cámaras de respiración (Cueva-Rodríguez *et al.*, 2012) y el método del gradiente (Tang *et al.*, 2003; Riveros-Iregui *et al.*, 2007; Vargas y Allen, 2008) que utiliza sensores de estado sólido para medir la concentración de CO_2 ($[CO_2]$) en el suelo (Maier y Shack-Kirchner, 2014).

Existe la necesidad de conocer mejor los procesos funcionales de los ecosistemas estacionales áridos y semiáridos de México, siendo prioritario entender el rol que juega la precipitación como control de la actividad biológica.

La importancia de estudiar R_S radica en que representa una cantidad 10 veces mayor que la cantidad total de emisiones de CO_2 a la atmósfera emitidas por combustibles fósiles (Reichstein y Beer, 2008), por esto, es necesario utilizar una metodología de monitoreo continuo, que sea eficaz para captar todos los pulsos de lluvia de la temporada del MNA para establecer vínculos entre la precipitación, humedad de suelo y la R_S .

Materiales y métodos

Descripción del sitio

El estudio se llevó a cabo en el municipio de Rayón, Sonora (latitud: 29.74 °N, longitud: 110.54 °O), con vegetación característica de un matorral subtropical y distintas adaptaciones a ambientes áridos como presencia de espinas y hojas pequeñas. El sitio cuenta con suelo limo arenoso, caracterizado por ser heterogéneo. La precipitación media histórica es de 491 mm, y durante el período de estudio la precipitación fue de 258 mm en 2012 y 368.2 mm en 2013.

Mediciones *in situ*

Para medir $[CO_2]$ se utilizó el método del gradiente, (Vargas y Allen, 2008; Barron-Gafford *et al.*, 2011). Este consiste en la instalación de tres sensores de estado sólido (GMM 220, Vaisala, Helsinki, Finlandia) a tres profundidades (2, 8 y 16 cm) con el fin de obtener la $[CO_2]$ generando un gradiente por la diferencia de la concentración medida a cada profundidad (Tang *et al.*, 2003); además los sensores fueron sellados por arriba con pegamento epóxico dentro de tubos de PVC de 2.54 cm de ancho y 30 cm de largo, dejando una abertura en el fondo a la profundidad deseada en el suelo y cubiertos con una capa de tela permeable a gases e impermeable a agua para evitar el contacto de ésta con los sensores e interferir con su funcionamiento.

Las mediciones fueron tomadas a un Hz, siendo registradas en la memoria de un datalogger modelo CR 1000 (Campbell Scientific, North Logan, UT, USA), calculándose el promedio cada 15 minutos, de los años 2012 y 2013 entre los meses de julio a noviembre debido a la estacionalidad ocasionada por el MNA (Adams y Comrie 1997, Watts *et al.*, 2007). Además de los sensores Vaisala GMM 220, fueron instalados en cada sitio un sensor de temperatura (T-108, Campbell Scientific, North Logan, UT, USA) y uno de humedad (CS 616-L, Campbell Scientific, North Logan, UT, USA) a 10 cm de profundidad.

Cálculo de R_s

Se eligieron dos sitios representativos del ecosistema, uno expuesto (Figura 1a) y otro cubierto por el dosel (Figura 1b), con el fin de analizar las diferencias causadas por la heterogeneidad del ecosistema.



Figura 1. a) Sitio expuesto y b) Sitio cubierto por el dosel.

R_s fue calculada utilizando las $[CO_2]$ obtenidas por los sensores Vaisala modelo GMM 220 (Figura 2), en conjunto con los datos meteorológicos y variables físicas del suelo (Cuadro 1) mediante la ecuación de Fick:

$$F = -D_s \frac{dC}{dz} \quad (1)$$

donde F es el flujo de CO_2 del suelo hacia la atmósfera ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), D_s es el coeficiente de difusión de CO_2 en el suelo y dC/dz representa el gradiente vertical de CO_2 en el suelo. D_s se calcula con propiedades físicas del suelo mediante la siguiente ecuación:

$$D_s = \xi D_a \quad (2)$$

donde ξ es el factor de tortuosidad que es uno de los parámetros más importantes para el cálculo de R_s . La tortuosidad se refiere a la sección transversal de suelo disponible para flujo de CO_2 y a la mayor resistencia a la difusión que existe en el suelo comparado con el aire. D_a representa el coeficiente de difusión de CO_2 en el aire.

Para la determinación del factor de tortuosidad se han propuesto numerosos modelos de difusión en medios porosos siendo el más utilizado el de Moldrup (Moldrup *et al.*, 1999), que genera el cálculo del factor de tortuosidad utilizando un modelo de difusión en un medio poroso:

$$\xi = \phi^2 \left(\frac{\alpha}{\phi}\right)^{\beta S} \quad (3)$$

donde ϕ es la porosidad del suelo, α es el contenido volumétrico de aire en el suelo, β es un valor constante (2.9) y S (0.74 sitio expuesto y 0.8 sitio cubierto) es un valor adimensional que representa la suma del contenido de limos y arenas presentes en el suelo. La porosidad de suelo (ϕ) se calcula en base a datos tomados en el sitio como densidad aparente (1.64 g cm⁻³ sitio expuesto y 1.4 g cm⁻³ sitio cubierto) y densidad de partículas de un suelo mineral (2.65 g cm⁻³).

Cuadro 1. Variables necesarias para calcular R_s , utilizando la ecuación de Fick

Variable	Valores	Cálculo
Porosidad	38-47%	Análisis físico
Espacio poroso del suelo	33-42%	En función de la porosidad
Humedad de suelo	2.06-29.12%	Medida in situ
Factor de tortuosidad	0.22-0.47	En función de parámetros físicos del suelo
Temperatura del suelo	21°C-45°C	Medida in situ
Presión atmosférica	93 kPa-94 kPa	Medida con una torre de eddy covariance en el sitio
Coefficiente de difusión de CO ₂ en el aire	Variables	En función de temperatura y presión atmosférica
Coefficiente de difusión de CO ₂ en el suelo	Variables	En función del factor de tortuosidad y del coeficiente de CO ₂ en el aire
Concentración de CO ₂	0-10000 ppm	Medida in situ

Resultados

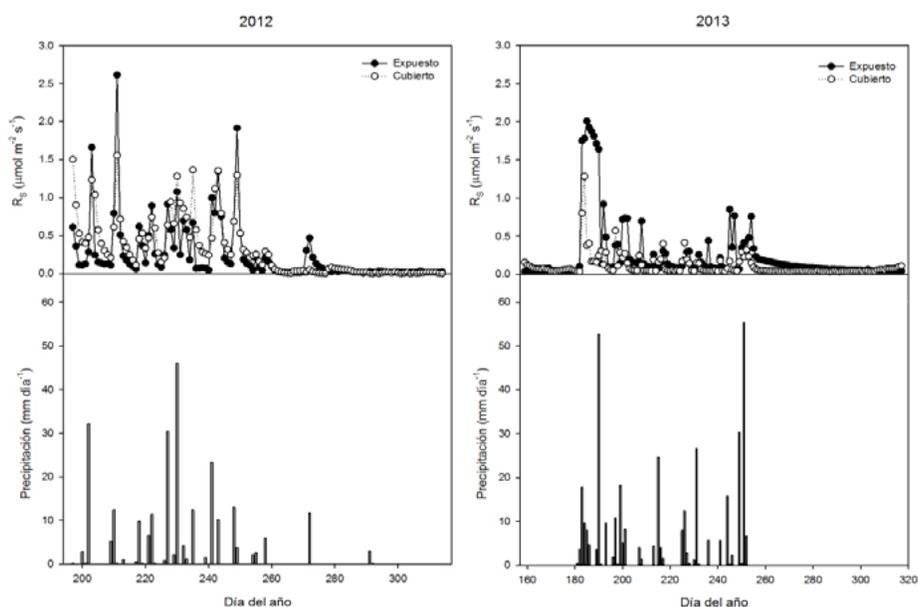


Figura 2. R_s y precipitación durante la temporada del MNA en 2012 y 2013.

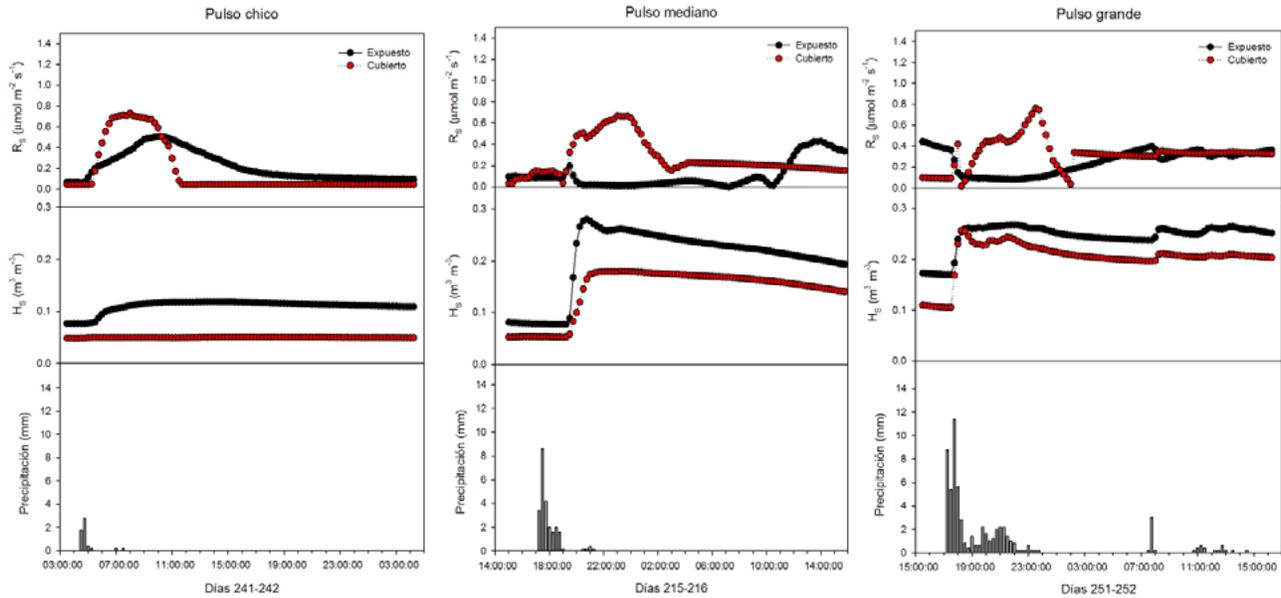


Figura 3. R_s , humedad de suelo y precipitación para los diferentes pulsos de lluvia durante la temporada del MNA en 2013.

Cuadro 2. Temperatura de suelo, humedad de suelo y R_s para diferentes ecosistemas. Entre paréntesis se indican datos máximos y mínimos registrados en cada estudio

Ecosistema	Temperatura de suelo ($^{\circ}\text{C}$)	Humedad de suelo (%)	R_s ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
Matorral subtropical (Robles-Zazueta <i>et al.</i> , en este estudio)	31.02 (18.81, 54.64)	6.66 (2.06, 29.12)	0.26 (0, 3.19)
Desierto chihuahuense (Cable <i>et al.</i> , 2011)	19.7 (7.3, 36.9)	5.53 (4.33, 10.4)	1.46 (0.32, 3.26)
Desierto de la Gran Cuenca (Cable <i>et al.</i> , 2011)	17.8 (4.7, 33.9)	2.79 (2.15, 3.78)	0.97 (0.15, 3.67)
Desierto de Mojave (Cable <i>et al.</i> , 2011)	28.2 (-3.1, 63.9)	3.66 (2.96, 26.5)	0.33 (0, 3.3)
Estepa norteamericana (Cable <i>et al.</i> , 2011)	19.5 (-0.2, 54.9)	13 (0, 52.4)	2.45 (0, 13.4)
Desierto Sonorense (Cable <i>et al.</i> , 2011)	34.5 (19, 54.9)	7.29 (2.26, 26.5)	1.96 (0.02, 10.2)
Sabana buffel (Celaya, 2010)	20.6	2.61 (0.84, 4.37)	1.23 (0.25, 2.21)

Discusión de resultados

Comparando la Figura 2, en el 2012 hubo una precipitación de 258 mm durante la época del MNA, mientras que en el 2013 precipitaron 368.2 mm, aunque para el 2013 una mayor precipitación no haya representado tasas de R_S más altas. Esto indica la importancia de la distribución de los pulsos de lluvia, porque esa disponibilidad periódica característica de los ecosistemas estacionales áridos tiene consecuencias significativas en la disponibilidad de materia orgánica en el suelo. Para los meses de octubre y noviembre durante los dos años de estudio, la R_S tiende a ser cercana a 0, ya que la precipitación cesa y aunque haya materia orgánica disponible en el suelo en forma de hojarasca no hay humedad necesaria para que los microorganismos la descompongan.

Además encontramos que las tasas de R_S en el sitio expuesto fueron más altas que en el sitio cubierto por el dosel, lo que sugiere que la heterogeneidad del suelo sumado a la influencia de la vegetación, estarían causando estas diferencias.

En la Figura 3, R_S responde diferente en cada tipo de pulso. Esto puede ser causado por las condiciones antecedentes de humedad antes del pulso, el período de tiempo que pasa entre pulso y pulso y la fecha cuando ocurre el pulso, pues a medida que se acerca el fin de la época del MNA la calidad del sustrato a descomponer por los microorganismos va disminuyendo. Además, técnicamente los sensores de $[CO_2]$, se pueden saturar al igual que el suelo dificultando la difusión de CO_2 en el medio poroso, propiciando mediciones erráticas que tienen que ser corregidas con modelos de rellenado de datos.

Los resultados de R_S (Cuadro 2) se encuentran en los rangos presentados por otros autores para ecosistemas similares y podemos resaltar que en ecosistemas áridos, la precipitación es el principal factor abiótico que controla la actividad biológica. Eso lo vemos en la R_S de octubre y noviembre de 2012 y 2013, que cuando ya no hay precipitación y aunque nos constatamos de la presencia de hojarasca, no se encuentra en descomposición y las tasas de R_S son muy cercanas a 0 para los dos sitios.

Conclusiones

Las tasas de R_S en el matorral subtropical de Sonora son comparables con las reportadas en la literatura para ecosistemas similares. Las diferencias en las tasas de R_S de los sitios expuesto y cubierto nos indican que R_S es influenciada por la heterogeneidad del ecosistema.

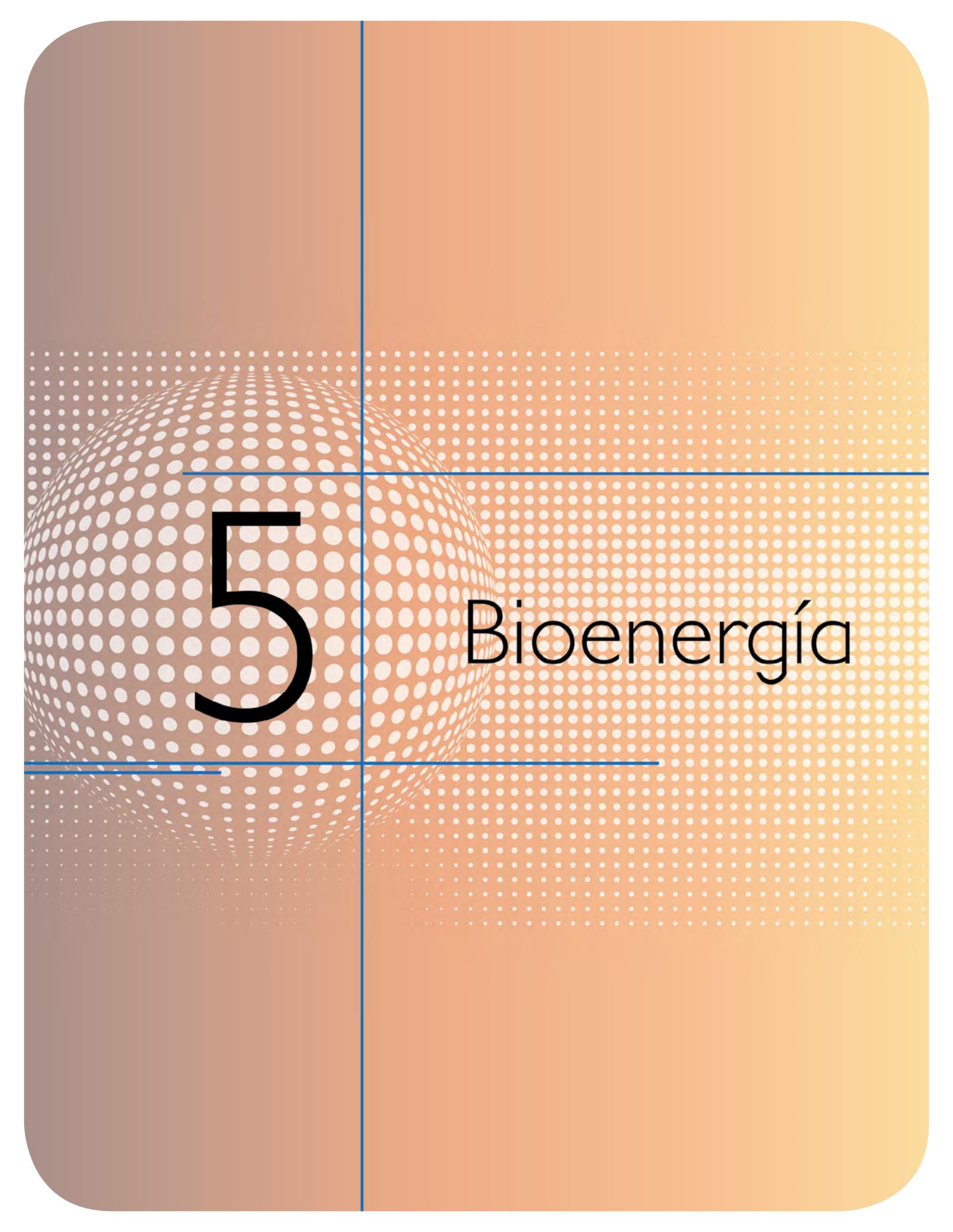
La brecha de información sobre ecosistemas que hay en México representa desafíos y oportunidades que tienen que aprovechar los científicos en México, para desarrollar investigaciones a largo plazo que nos permitan establecer vínculos entre los procesos que suceden en el suelo y la atmósfera para entender mejor cómo se van a adaptar los ecosistemas estacionales de México al cambio climático.

Bibliografía

- Adams D. K., A. C. Comrie. 1997. The North American monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78:2197-2213.
- Bahn M., M. Reichstein, E. A. Davidson, J. Grünzweig, M. Jung, M. S. Carbone, I. A. Janssens. 2010. Soil respiration at mean annual temperature predicts annual total across vegetation types and biomes. *Biogeosciences* 7:2147-2157.
- Baldocchi D., E. Falge, L. Gu, R. Olson, D. Hollinger, S. Running, 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* 82:2415-2434.
- 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 CO_2 efflux at diel, seasonal, and annual scales. *Journal of Geophysical Research* 116:1-16.



- Cable J. M., K. Ogle, R. W. Lucas, T. E. Huxman, M. E. Loik, S. D. Smith, N. C. van Gestel. 2011. The temperature responses of soil respiration in deserts: a seven desert synthesis. *Biogeochemistry* 103:71-90.
- Celaya H. 2010. Cambios en la diversidad funcional de la vegetación en la región centro de Sonora y su efecto en la dinámica de nitrógeno y respiración del suelo. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias. Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora.
- Cueva-Rodríguez A., E. A. Yépez, J. Garatuzo-Payán, C. J. Watts, J. C. Rodríguez. 2012. Diseño y uso de un sistema portátil para medir la respiración de suelo en ecosistemas. *Terra Latinoamericana* 30:327-336.
- Huxman T. E., K. A. Snyder, D. Tissue, A. J. Leffler, K. Ogle, W. T. Pockman, S. Schwinning. 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia* 141:254-268.
- Loik M. E., D. D. Breshears, W. K. Lauenroth, J. Belnap. 2004. A multi-scale perspective of water pulses in dryland ecosystems: climatology and ecohydrology of the western USA. *Oecologia* 141:269-281.
- Maier M., H. Shack-Kirchner. 2014. Using the gradient method to determine soil gas flux: A review. *Agricultural and Forest Meteorology* 192-193:78-95.
- Moldrup P., T. Olesen, T. Yamaguchi, P. Schjønning, D. E. Rolston. 1999. Modeling diffusion and reaction in soils: IX. The Buckingham-Burdine-Campbell equation for gas diffusivity in undisturbed soil. *Soil Science* 164:542-551.
- Perez-Ruiz E. R., J. Garatuzo-Payan, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, E. A. Yépez, R. L. Scott. 2010. Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of arid environments* 74:556-563.
- Reichstein M., C. Beer. 2008. Soil respiration across scales: the importance of a model–data integration framework for data interpretation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171:344-354.
- Reynolds J. F., P. R. Kemp, K. Ogle, R. J. Fernández. 2004. Modifying the ‘pulse–reserve’ paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water, and plant responses. *Oecologia* 141:194-210.
- Riveros-Iregui D. A., R. E. Emanuel, D. J. Muth, B. L. McGlynn, H. E. Epstein, D. L. Welsch, J. M. Wraith. 2007. Diurnal hysteresis between soil CO₂ and soil temperature is controlled by soil water content. *Geophysical Research Letters* 34:1-5.
- Ryan M. G., B. E. Law. 2005. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* 73:3-27.
- Tang J., D. D. Baldocchi, Y. Qi, L. Xu. 2003. Assessing soil CO₂ efflux using continuous measurements of CO₂ profiles in soils with small solid-state sensors. *Agricultural and Forest Meteorology* 118:207-220.
- Vargas R., M. F. Allen. 2008. Dynamics of fine root, fungal rhizomorphs, and soil respiration in a mixed temperate forest: integrating sensors and observations. *Vadose Zone Journal* 7:1055-1064.
- Watts C. J., R. L. Scott, J. Garatuzo-Payan, J. C. Rodríguez, J. H. Prueger, W. P. Kustas, M. Douglas. 2007. Changes in vegetation condition and surface fluxes during NAME 2004. *Journal of climate* 20:1810-1820.
- Xu L., D. D. Baldocchi, J. Tang. 2004. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycles* 18:1-10.



5

Bioenergía

5.1 Evaluación de la sacarificación de diferentes fuentes de carbono empleando microorganismos productores de celulosomas

López-Domínguez Cindy M.¹; Pacheco-López Neith A.¹; Rodríguez-Buenfil Ingrid M.¹ y Sánchez-Contreras Angeles¹

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. Unidad Sureste, Calle 30 No. 151 por 7 y 7ª, interior CANACINTRA, col. García Ginerés, C.P. 97070, Mérida, Yucatán, México. Tel: (999)9202671. Autor para correspondencia: msanchez@ciatej.mx

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad hidrolítica de cuatro microorganismos silvestres formadores de celulosomas durante el proceso de sacarificación de tres diferentes fuentes de carbono. Se determinó la capacidad de estos microorganismos para sacarificar sustratos específicos como carboximetilcelulosa (CMC), celobiosa y harina de cascara de cítricos (CPF), demostrando que estos microorganismos tienen la capacidad de liberar glucosa y emplearla para su crecimiento, mediante la síntesis de enzimas celulolíticas tanto extracelulares como agregativas. De los microorganismos estudiados, las dos levaduras contaron con la mayor actividad hidrolítica específica (UI) de membrana, alcanzando específicamente para las enzimas β -endoglucanasa y β -glucosidasa valores de 28 y 58 UI en la cepa T-7 y logrando la sacarificación de CMC y celobiosa en un 79 y 95% respectivamente. Mientras que la levadura *Candida tropicalis* alcanzó valores de actividad de 15 y 30 UI para estas mismas enzimas, con un 72 y 88% de sacarificación de los mismos sustratos. Para la sacarificación de CPF, se realizó una sacarificación empleando el lisado membranal de la levadura *Candida tropicalis* para ver su efecto sobre la harina de cáscara de limón persa (*Citrus latifolia*) y otra sacarificación secuencial, en la cual la harina de limón fue sometida previamente a un pretratamiento químico. Cuando se utilizó el lisado para el sacarificado de CPF, se alcanzó una actividad hidrolítica de 0.55 UI, obteniendo un máximo de 9.4% de sacarificación y 68 g de azúcares totales (galactosa, glucosa y xilosa) por kg de harina, después de 24 horas de reacción. La sacarificación secuencial comenzó con un pretratamiento químico seguido de un tratamiento con enzimas comerciales y finalmente se añadió el lisado de *C. tropicalis*, logrando de este modo un porcentaje de 49.9% de sacarificación, produciendo principalmente: glucosa, fructosa, arabinosa, xilosa y galactosa, en 66 horas de reacción.

Palabras clave: sacarificación, actividad hidrolítica específica (UI), carboximetilcelulosa, celobiosa, harina de limón.

Abstract

The aim of this study was to evaluate the hydrolytic capacity of four wild microorganisms with celulosomes, during saccharification of three different carbon sources. The ability of these microorganisms for saccharification of carboxymethylcellulose (CMC), cellobiose and CPF as specific substrates was determined, demonstrated that these microorganisms have the ability to release glucose and use it for their growth by the synthesis of both extracellular and aggregative cellulolytic enzymes. Of the microorganisms studied, both yeasts had the highest specific hydrolytic activity on membrane (UI), the T-7 strain reach a specific activity of 28 and 58 IU for β -endoglucanase and β -glucosidase respectively and saccharification of CMC and cellobiose at 79 and 95% respectively. While the *Candida tropicalis* yeast activity reach values of 15 and 30 IU for these same enzymes with 72 and 88% of saccharification of the same substrates. For CPF saccharification two processes were

performed, one saccharification was performed using the membrane lysate of *C. tropicalis* to see its effect on flour of persian lemon (*Citrus latifolia*) and other sequential saccharification in which the flour was previously subjected to a chemical pretreatment. The lysate used to saccharify the flour without pretreatment, reach hydrolytic activity of 0.55 IU, obtaining maximum of 9.4% of saccharification and 68 g of total sugars (galactose, glucose and xylose) per kg of CPF after 24 hours of reaction. The sequential saccharification started with a chemical pretreatment followed by treatment with commercial enzymes, finally the lysate of *C. tropicalis* was added, thereby released a 49.9% of saccharification, producing free sugars (glucose, fructose, arabinose, xylose and galactose) in 66 hours of reaction.

Key words: saccharification, specific hydrolytic activity (UI), carboxymethylcellulose, cellobiose, citrus peel flour.

Introducción

En el estado de Yucatán, la producción citrícola es una de las más importantes, destinando el 90% para el consumo en fresco y el restante 10% para la industria procesadora, en la que se producen generalmente jugos concentrados y aceites esenciales (SAGARPA, 2012). En esta industria los subproductos cítricos generados, corresponden aproximadamente al 57% del peso de los frutos procesados (González *et al.*, 2010). Estas cascaras y bagazos residuales son empleados ocasionalmente como alimento para ganado. Sin embargo, la mayoría de ellos son desechados al aire libre, causando severos daños ambientales (Talebnia *et al.*, 2008; Boluda *et al.*, 2010). Debido a su bajo costo, a su naturaleza renovable y a que se ha demostrado que tiene un alto contenido energético porque su composición principal es de polisacáridos como celulosa, hemicelulosa y otros azúcares libres, ésta materia orgánica residual se considera apropiada para ser aprovechada en la producción de bioetanol como una alternativa económica, ecológica y sustentable (Lozano, 2008; Harun *et al.*, 2010).

Actualmente no se dispone de un procedimiento generalizado para realizar el pretratamiento de materiales celulósicos de diversos orígenes, con el fin de lograr su posterior sacarificación de forma eficiente. Es evidente que el tratamiento debe ser específico, considerando la composición de la biomasa en cuestión. Así mismo, ya que la sacarificación es un proceso catalizado por enzimas denominadas celulasas, cuyo propósito es la degradación de la celulosa para la obtención de monosacáridos fermentables, es importante resaltar que la aplicación de un pre tratamiento facilita el acceso enzimático a la superficie celulósica en cuestión (Seong *et al.*, 2013). De este modo, es necesario tomar en cuenta diversos factores como las propiedades físicas y composición del sustrato, el nivel de cristalinidad de la celulosa, grado de polimerización en la biomasa y la sinergia de los complejos multienzimáticos empleados, es claro que todos ellos juegan un papel importante dentro del proceso de la sacarificación teniendo una gran influencia sobre la eficiencia lograda (Shaikh *et al.*, 2011).

Desde hace varias décadas se sabe que las bacterias y hongos silvestres producen celulasas como una herramienta que les permite el acceso a una fuente de carbono asimilable para su subsistencia. Originalmente se consideraba que las diferentes enzimas celulolíticas se excretaban de los microorganismos para actuar sinérgicamente sobre el sustrato, pero actualmente sabemos que estos sistemas multienzimáticos también pueden encontrarse en forma de agregados u organelos adheridos a membrana celular a los que se les denominan celulosomas. El primer celulosoma se reportó en la bacteria termófila *Clostridium thermocellum* y desde entonces se ha buscado usarlos para mejorar el proceso de sacarificación (Bayer *et al.*, 2004; Santoyo *et al.*, 1999).

En el presente trabajo se evaluó la actividad hidrolítica de una levadura silvestre aislada de líquido ruminal, identificada como *Candida tropicalis*, la cual presentó actividad hidrolítica debida a la formación de celulosomas en su superficie membranal. Para ello se emplearon tres sustratos CMC, celobiosa y CPF previamente gastada de polifenoles y pectina.

Materiales y métodos

Microorganismos

En un trabajo previo realizado en la Unidad Sureste del CIATEJ, se logró la selección y aislamiento de microorganismos hidrolíticos presentes en el líquido ruminal de un bobino fistulado y en el estómago de termita. Para la selección de los microorganismos se consideró la capacidad de las cepas para crecer en medios adicionados con carboximetilcelulosa (CMC), celobiosa o residuos cítricos como fuente de carbono. En el Cuadro 1 se presentan los códigos asignados a cada microorganismo durante su aislamiento y su identificación.

Cuadro 1. Microorganismos hidrolíticos silvestres

Código Asignado	Identificación	Origen de aislamiento
Xer 10	<i>Candida tropicalis</i>	Líquido ruminal
Xer 19	<i>Acinetobacter baumannii</i>	
Xer 13	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	
T-7	I.P	Estómago de termita

I.P, Identificación pendiente

Residuos de limón persa (*Citrus latifolia*)

Los residuos de limón persa (*Citrus latifolia*) compuestos por cáscara, membranas y semillas, empleados para el presente estudio fueron generados durante la temporada de producción citrícola 2011-2012 de la juguera, propiedad de la Unión de Ejidos de Citricultores del sur del Estado de Yucatán, la cual está ubicada en la carretera Mérida-Chetumal en Akil Yucatán.

Pretratamiento de residuos de limón persa (*Citrus latifolia*)

Los residuos generados después de la extracción de jugo y aceites esenciales se secaron en estufa con convección a 70 °C por 24 h, se molieron en un molino industrial marca Veyco (modelo MPV 250) y se tamizaron con una malla # 30 (500 µm) siendo esta la harina de cascara de cítricos a la que se denominó por sus siglas en inglés (CPF) se colocó en bolsas de plástico de cerrado hermético. Esta harina fue sometida a un proceso secuencial de extracción de polifenoles y pectina secándose nuevamente para ser sometida a una caracterización proximal.

Determinación de actividad hidrolítica específica (UI)

La actividad hidrolítica específica de las enzimas β -endoglucanasa y β -glucosidasa extracelulares y de membrana, fue expresada en unidades internacionales (UI) de acuerdo a la ecuación 1. De esta

forma una UI se define como la cantidad de enzima capaz de liberar 1 μmol de azúcar por minuto bajo las condiciones ensayadas.

$$UI = \mu\text{mol equivalente de azúcar/mg de proteína} * \text{min} \quad (1)$$

Las cinéticas de crecimiento de los cuatro microorganismos comenzaron con una etapa previa de activación en medios completos, posteriormente se realizó una etapa de adaptación inoculando con una alícuota de 10 mL el medio mínimo adicionado con CMC o celobiosa a 37 °C, 120 rpm durante 24 h.

Medios de cultivo y condiciones de crecimiento

Para la preparación de los inóculos se realizó el crecimiento en medios sólidos y líquidos de PDA para las levaduras y MRS para las bacterias. Para determinar su capacidad hidrolítica y verificar la formación de celulosomas en la superficie de membrana mediante microscopía electrónica de barrido (MEB), se emplearon medios mínimos compuestos por sales minerales, adicionados con CMC, celobiosa o CPF como fuente carbono.

Preparación de las muestras para observación en microscopía electrónica de barrido (MEB)

Los microorganismos que mostraron tener mejor actividad hidrolítica de membrana, se observaron mediante MEB, para confirmar la presencia de protuberancias en su superficie membranal, atribuibles a la formación de celulosomas. El cultivo se creció durante 24 h en medio mínimo adicionado con CMC. Las células se recuperaron por centrifugación y se lavaron en dos ocasiones con solución salina. Para fijar las células se empleó glutaraldehído al 2.5% por 10 h a 5 °C, se realizó un posfijado, lavando en tres ocasiones con una solución de cacodilato de sodio al 1% por 30 minutos y finalmente el pellet de células se deshidrató en una solución de concentración creciente de EtOH absoluto (30, 50, 70, 90, 100%). La muestras se secaron a punto crítico y se metalizaron empleando Au. La observación en MEB se realizó bajo una atmosfera de Ar y un voltaje de 60 KV.

Obtención de lisados membranales y determinación de actividad hidrolítica específica (UI)

Para la obtención de los lisados membranales, se realizó el crecimiento de los microorganismos en un reactor de 3L marca Applikon con una agitación de 120 rpm, a 37 °C y durante 24 h. Transcurridas 24 horas de crecimiento se cosecharon las células y centrifugaron a 5300 rpm, 4 °C durante 20 minutos. El pellet dividido en dos partes se resuspendió en buffers fosfato (0.1M) a pH 6 y 8 para realizar la lisis celular se usó un macerador de tejidos con pistilo marca Pyrex a 5 °C. La lisis o ruptura celular se verificó realizando una resiembra en medio sólido adicionado con CMC e incubando durante 24 horas. Para la determinación de la actividad y eficiencia hidrolítica de cada lisado se empleó un diseño factorial 2^3 , los factores y sus niveles de prueba en unidades originales se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Niveles de prueba para cada factor del diseño 2^3

Factor	U. Originales	
	Bajo	Alto
1: Temperatura (°C)	30	37
2: pH	6	8
3: Microorganismo	T-7	<i>Candida t.</i>

$n = 3$

Se determinó la proteína en los lisados y se adicionaron en medios mínimos con CMC, celobiosa o CPF, a razón de 1 mg por mL. La reacción se monitoreo separando el sobrenadante al que se determinaron azúcares reductores totales libres por el método de DNS y verificando el perfil de azúcares obtenido por HPLC y proteína total para cuantificar actividad en UI. La sacarificación secuencial se realizó empleando el lisado membranal con mayor actividad hidrolítica seleccionado en el diseño anterior. Para ello la harina de limón, gastada de polifenoles y pectina se trató con una solución de HCl 3% a 120 °C durante 15 min y 1.2 atm de presión. Posteriormente, se ajustó al pH requerido para la adición de la enzima comercial Novozyme 188 y se agregó el lisado membranal seleccionado. La reacción se monitoreo tomando muestras a diferentes intervalos de tiempo para su posterior análisis y cuantificación de azúcares.

Resultados y discusión

Aislamiento e identificación de microorganismos

Los 4 microorganismos mostraron tener un crecimiento favorable en medio sólido adicionado con CMC, celobiosa y residuo de cítricos, indicando que son capaces de degradar dichos sustratos. La morfología de cada microorganismo se muestra en la Figura 1, en donde podemos observar tanto su estructura microscópica como su crecimiento en medio sólido. Los nombres de las especies y su forma microscópica y macroscópica se describen en el Cuadro 3.

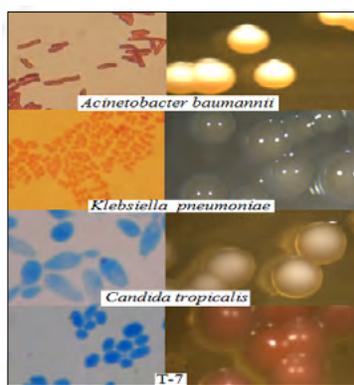


Figura 1. Crecimiento de los microorganismos en medio mínimo adicionado con CMC como única fuente de carbono.

Cuadro 3. Nombres científico y característica microscópicas y macroscópicas de los microorganismos aislados

Código asignado	Nombre científico	Forma microscópica	Forma macroscópica	Fuente de aislamiento
Xer 10	<i>Candida tropicalis</i>	Levadura Ovalada/Hifas	Blanca cremosa	Líquido ruminal
Xer 19	<i>Acinetobacter baumannii</i>	Bacilo corto		
Xer 13	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	Bacilo corto	Blanca mucoide	
T-7	Identificación pendiente	Levadura redondeada	Rosa cremosa	Estómago de termita

Determinación de actividad hidrolítica extra celular y de membrana en unidades internacionales (UI)

Las cinéticas de crecimiento de cada microorganismo, permitió evaluar la capacidad de cada uno de ellos para degradar el sustrato específico y emplearlo como fuente de carbono. En todos los casos se observó que el crecimiento fue muy similar en los sustratos probados. Se determinó el contenido de azúcares reductores libres y proteína presente, a fin de poder calcular la actividad hidrolítica específica extracelular y de membrana respectivamente.

Una vez realizado el crecimiento de los cuatro microorganismos, se determinaron las actividades hidrolíticas extracelulares y de membrana. En el Cuadro 4 se presentan las UI máximas de las enzimas extracelulares y de membrana para cada una de las cuatro cepas, donde claramente se observa que las mayores actividades se obtienen con las enzimas de membrana provenientes de las dos levaduras.

Cuadro 4. Actividad de β -endoglucanasas y β -glucosidasas extracelulares y de membrana expresadas en unidades internacionales (UI)

CEPA	UI			
	EXTRACELULAR		MEMBRANA	
	β -endoglucanasa	β -glucosidasa	β -endoglucanasa	β -glucosidasa
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	1.0 \pm 0.1 ^a	0.9 \pm 0 ^a	2 \pm 0 ^a	4 \pm 0 ^a
<i>Acinetobacter baumannii</i>	1.9 \pm 0.1 ^b	1.5 \pm 0.1 ^b	11 \pm 1 ^b	21 \pm 2 ^b
<i>Candida tropicalis</i>	1.9 \pm 0.3 ^b	2.6 \pm 0.1 ^c	15 \pm 1 ^c	30 \pm 1 ^c
<i>T-7</i>	0.6 \pm 0.1 ^c	2.6 \pm 0.2 ^c	28 \pm 0 ^d	58 \pm 4 ^d

*Letras diferentes en columna indican efecto significativo sobre la actividad hidrolítica

Observación en microscopía electrónica de barrido (MEB)

Las micrografías obtenidas del análisis por MEB proporcionaron evidencia de la presencia de celulosomas solo en las levaduras. En la Figura 2 se presenta la micrografía de la cepa *Candida tropicalis* a un acercamiento de 6000X, donde se puede apreciar pequeños gránulos en la superficie de algunas de las células. Además se aprecia en la micrografía de la cepa T-7 a un acercamiento 6000X, en donde la mayoría de las células cuentan con dichos gránulos. En concordancia con los resultados obtenidos en relación a la mayor actividad hidrolítica detectada en la membrana de la cepa T-7, por lo que se concluye que estos gránulos podrían atribuirse a la formación de celulosomas en la membrana celular de estas levaduras.

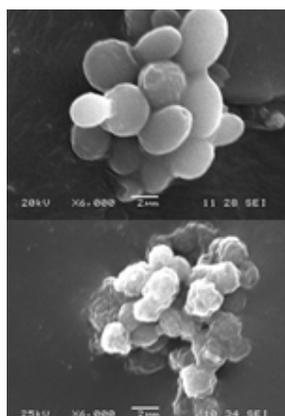


Figura 2. Micrografías electrónicas de barrido de las levaduras *Candida tropicalis* (arriba) y T-7(abajo).

Obtención de lisados membranales y determinación de actividad hidrolítica específica de β -endoglucanasa (UI)

Se realizó la prueba de actividad hidrolítica empleando un lisado en fresco de cada levadura, para sacarificar medios mínimos adicionados con CMC. Se midió específicamente la actividad de la enzima β -endoglucanasa, por ser la requerida para la degradación de este tipo de polisacáridos complejos. En la Figura 3A se presentan las actividades hidrolíticas obtenidas con diferentes condiciones de temperatura y pH.

Se observó mayor actividad en el lisado de la cepa *Candida tropicalis* obteniendo como máximo 0.69 y 0.65 UI a pH 8, observándose que la temperatura no tiene efecto en este caso. El lisado de la cepa T7 presentó menores actividades hidrolíticas, haciendo evidente la posible desintegración del celulosoma. En el diagrama de Pareto (Figura 3B), podemos ver que el efecto de la cepa y su interacción con el pH en su nivel más alto es lo que nos determina el mejor efecto, es decir la mayor actividad de β -endoglucanasa.

El porcentaje de sacarificación para la mejor condición de *C. tropicales* fue de 63%, mientras que con el lisado de la levadura T7 se obtuvo apenas 19%. Por lo que se decidió emplear los lisados de *C. tropicales* para realizar el siguiente ensayo, en el que se determinó la eficiencia de este lisado celulosomal en la sacarificación de residuos cítricos (CPF).

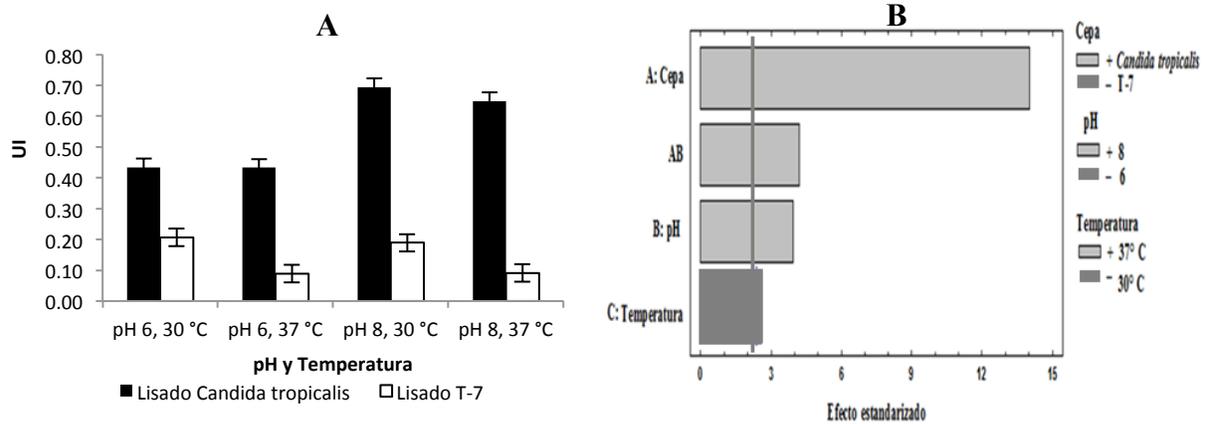


Figura 3. A) Actividad hidrolítica y B) efectos principales en el análisis del diseño 2^3 para seleccionar la levadura y las condiciones medioambientales que tienen efecto en la preparación de sus lisados.

Determinación de actividad hidrolítica del lisado membranal de *C. tropicales* sobre harina de limón persa (*Citrus latifolia*)

Para determinar la eficiencia de hidrólisis sobre los residuos de cítricos de limón persa, se prepararon medios mínimos adicionados con CPF, cuya composición proximal se muestra en el Cuadro 5. Cabe señalar que esta cantidad de azúcares totales están presentes en la fracción de fibra obtenida, la cual representa el 31.1% del peso de la harina libre de pectinas y polifenoles.

Se realizó una hidrólisis secuencial empleando un pretratamiento ácido (3%, 120 °C durante 15 minutos), seguido de la adición del lisado membranal de la cepa *Candida tropicalis* a pH 8 y a 30 °C durante 39 h de reacción.

Cuadro 5. Composición proximal de la harina de residuos de limón persa (*Citrus latifolia*) sin polifenoles y pectina

Determinación	Concentración (%)
Humedad	6.16
Cenizas	8.61
Proteína	5.11
Azúcares totales	79.92

NMX-FF-043-SCFI-2003, NOM-086-SSAI-1994, NOM-117-SSAI-1994

Se calculó la actividad hidrolítica total del lisado bajo estas condiciones, obteniéndose un valor de UI=0.55 a las 24 h de reacción. Se observó que esta actividad fue menor a la obtenida con CMC como sustrato, debido probablemente a la complejidad de la harina de limón. El perfil de azúcares obtenidos durante éste procedimiento se presenta en la Figura 4, observando que sólo existió la liberación de tres azúcares; galactosa, glucosa y xilosa. La concentración del azúcar mayoritario es galactosa (58 g/kg de harina) este resultado es similar a lo reportado por Boluda *et al.*, (2010) esto se atribuye a la hidrólisis de la hemicelulosa presente en las cáscaras. Se obtuvo un total de azúcares de 68 g/kg de harina y un porcentaje de sacarificación de 9.4%.

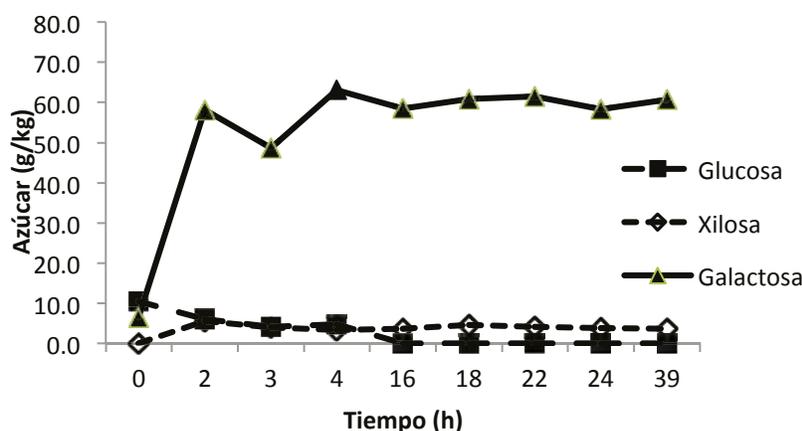


Figura 4. Perfil de azúcares en la sacarificación de harina de limón persa con el lisado membranal de la cepa *C. tropicalis* en función del tiempo.

Determinación de actividad hidrolítica del lisado membranal seleccionado sobre harina de limón persa (Citrus latifolia) pretratada con HCl y enzimas comerciales

Adicionalmente se realizó la sacarificación secuencial de harina de limón persa empleando las mismas condiciones de pretratamiento ácido, seguida en esta ocasión de la adición de una enzima comercial (Novozyme 188) y finalmente el lisado membranal de la cepa *C. tropicalis*. El proceso de sacarificación enzimática se realizó en dos etapas, en la primera la temperatura empleada fue 50 °C a pH 4.8 durante 48 h, siendo estas las mejores condiciones reportadas para la acción de Novozyme; la segunda fue a 30 °C a pH 8 durante 48 h ideales para la acción del lisado de *C. tropicalis*. Se observó que la actividad hidrolítica del lisado posterior a la reacción con la enzima comercial, aumentó y se mantuvo a lo largo de las 48 h de reacción. El perfil de azúcares obtenido, muestra que gracias a la participación de la enzima Novozyme 188 en la sacarificación, se logró aumentar la concentración de 510 g de glucosa y 30 g de xilosa por kg de harina tratada. Además se detectó como azúcares minoritarios: arabinosa, fructosa y galactosa (Figura 5).

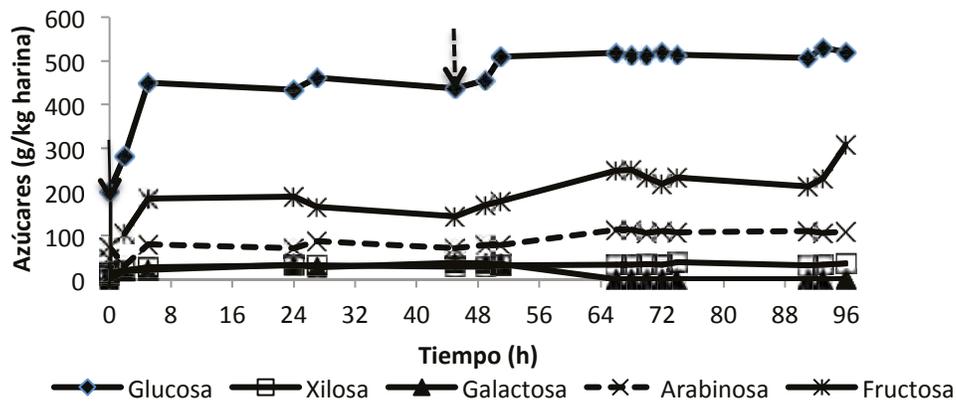


Figura 5. Perfil de azúcares en hidrolizado de harina de limón. Flecha línea sólida indica la adición de la enzima comercial Novozyme 188 y flecha línea punteada indica la adición del lisado membranal de *Candida tropicalis*.

Conclusiones

Las 2 bacterias y 2 levaduras estudiadas en este trabajo lograron degradar CMC y celobiosa y son capaces de emplearla como fuente de carbono para su crecimiento. La actividad de β -endoglucanasa determinada en la membrana de ambas levaduras fue mayor, en comparación con la actividad de la β -glucosidasa, lo que indica que éstas son capaces de degradar sustratos con carbohidratos complejos. La sacarificación secuencial empleando en conjunto la hidrólisis ácida y enzimas comerciales con el lisado de *C. tropicalis*, alcanza una eficiencia de 49.4% de sacarificación y logró un perfil de azúcares que incluye glucosa y fructosa mayoritariamente y en menor proporción arabinosa, xilosa y galactosa.

Bibliografía

- Bayer E., J. Belaich, Y. Shoham, R. Lamed. 2004. The cellulosomes: multienzyme machines for degradation of plant cell wall polysaccharides. *Annual Review of Microbiology* 58:521-554.
- Boluda M., L. García, F. González, A. López. 2010. Mandarin peel waste pretreatment with steam explosion for bioethanol production. *Bioresource Technology* 101:3506-3513.
- González E., R. Domínguez, D. Moreno, C. García. 2010. Natural bioactive compounds of *Citrus limon* for food and health. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 51:327-345.
- Harun R., W. Jason, T. Cherrington, M. Danquah. 2010. Microalgal biomass as a cellulosic fermentation feedstock for, bioethanol production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*.
- Lozano C. 2008. La utilización de los residuos frutícolas para obtener bioetanol de segunda generación. Mallorca: Jornadas Técnicas de Frutas y Hortalizas. 21 pp.
- SAGARPA. 2012. Consultado en: <http://www.sagarpa.gob.mx/Delegaciones/yucatan/boletines/Paginas/201209B068.aspx>.
- Santoyo A., E. García, A. Rodríguez. 1999. Celulosomas: sistemas multienzimáticos. *Revista de la Sociedad Química de México* 43:137-142.
- Seong I., J. Kim, S. Gon, K. Hyoun, H. Bae. 2013. Bioethanol production from mandarin (*Citrus reticulata*) peel waste using popping pretreatment. *Applied Energy* 102:204-210.
- Shaikh H., M. Adsul, D. Gokhale, A. Varma. 2011. Enhanced enzymatic hydrolysis of cellulose by partial modification of its chemical structure *Carbohydrate Polymers* 86:962-968.
- Talebnia F., M. Pourbafrani, M. Lundin, J. Mohammad. 2008. Optimization study of citrus wastes saccharification by dilute-acid hydrolysis. *BioResources* 3:108-122.

5.2 Capacidad fermentadora de levaduras silvestres a partir de diferentes fuentes de carbono

González-Flores Tania¹; Sánchez-Contreras María de los A.¹; Pacheco-López Neith A.¹ y Rodríguez-Buenfil Ingrid M.¹

¹Unidad Sureste, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C., Calle 30 No. 151 por C. 7 y C. 7-A, Col. García Ginerés, C.P. 97030, Mérida, Yucatán, México. Autor para correspondencia: tgonzalez@ciatej.mx

Resumen

La hidrólisis de la biomasa vegetal libera una diversidad de azúcares que no todos los microorganismos son capaces de asimilar. El objetivo de este estudio fue obtener el perfil de asimilación de azúcares de dos levaduras silvestres en medio sintético. Se determinó el efecto del pH, la temperatura y la agitación sobre el crecimiento y la producción alcohólica de dos cepas de levaduras silvestres identificadas como *Candida glabrata* (N1) y *Wickerhamomyces anomalus* (API-1), una vez establecidas las mejores condiciones para estas cepas se caracterizó la producción alcohólica en medio mínimo suplementado con diferentes fuentes de carbono. Se obtuvo que la mejor condición para el crecimiento de ambas cepas en medio YPD fue 30 °C, pH 5.5 y 250 rpm, mientras que la fermentación alcohólica se realizó más eficientemente a 40 °C, pH 4.5 y 0 rpm. Para ambas levaduras, la mayor cantidad de biomasa se obtuvo en medio con sacarosa. Aunque ambas cepas tienen la capacidad de fermentar glucosa, fructosa y sacarosa, no fue posible detectar la presencia de alcohol ni en galactosa ni en xilosa. La interacción de los factores cepa y fuente de carbono tuvo un efecto estadísticamente significativo ($p \geq 0.05$) sobre la producción de alcohol, la productividad total y la productividad máxima, siendo *C. glabrata* N1 la mejor cepa productora de alcohol en diferentes fuentes de carbono, al obtener 12.53 ± 0.85 g/L en fructosa (P_{\max} de 0.104 ± 0.01 g/L.h), 11.08 ± 1.0 g/L en glucosa y 6.87 ± 0.49 g/L en sacarosa.

Palabras clave: etanol, monosacáridos, *Candida glabrata*, *Wickerhamomyces anomalus*.

Abstract

The hydrolysis of plant biomass releases a variety of sugars that not all microorganisms are able to assimilate. The objective of this study was to obtain the profile of sugar assimilation in synthetic medium of two wild yeasts. The effect of pH, temperature and stirring on growth and alcohol production of two strains of wild yeasts identified as *Candida glabrata* N1 and *Wickerhamomyces anomalus* API-1 was determined on YPD. Once established the best conditions, the productivity of these strains was characterized in a minimal medium supplemented with various carbon sources. It was found that the best condition for the growth of both strains in YPD medium was 30 °C, pH 5.5 and 250 rpm, while the alcoholic fermentation is most effectively carried out at 40 °C, pH 4.5 and 0 rpm. The higher biomass production was obtained for both yeasts on sucrose. Although both strains have the ability to ferment glucose, fructose and sucrose, it was not possible to detect the presence of alcohol on galactose or xylose. The interaction of the factors strain and carbon source had a statistically significant effect ($p \geq 0.05$) on production of alcohol, total productivity and maximum productivity, being *C. glabrata* N1 the best producing strain, reaching 12.53 ± 0.85 g/L on fructose (P_{\max} of 0.104 ± 0.01 g/Lh), 11.08 ± 1.0 g/L on glucose and 6.87 ± 0.49 g/L on sucrose.

Key words: ethanol, monosaccharides, *Candida glabrata*, *Wickerhamomyces anomalus*.



Introducción

Las características de los residuos agroindustriales son muy variadas, pues dependen de la materia prima y del proceso que los generó. No obstante, estos residuos comparten una característica principal, que es el contenido de materia orgánica, constituida por diferentes porcentajes de celulosa, lignina, hemicelulosa y pectina (Saval, 2012). Uno de los usos que se busca dar a los residuos agroindustriales es su empleo como sustrato para la generación de bioenergéticos como el etanol y otros biocombustibles.

Los azúcares obtenidos de la biomasa celulósica pueden ser utilizados en la producción de bioetanol, sin embargo, es necesario el empleo de microorganismos que sean capaces de metabolizar la amplia variedad de azúcares presentes en la lignocelulosa; constituida principalmente por glucosa, xilosa, arabinosa, galactosa y manosa. Se busca que esta asimilación sea de manera simultánea y con mínimos requerimientos nutricionales adicionales, a fin de simplificar el proceso y reducir los costos de la producción de etanol a partir de la biomasa lignocelulósica como fuente de carbono (Kuhad *et al.*, 2011; Hickert *et al.*, 2013).

La búsqueda de microorganismos con capacidad de fermentar un amplio rango de sustratos se ha efectuado en diversos nichos como frutas, sistemas digestivos de insectos, exudados de árboles y bromelias, entre otros, evaluándose principalmente, el desempeño de las cepas para la producción de etanol (Martiniano *et al.*, 2013). Por tal motivo, el objetivo de este estudio fue obtener el perfil de asimilación y fermentación de azúcares de dos levaduras silvestres empleando un medio sintético.

Materiales y métodos

Microorganismos

Se emplearon dos levaduras silvestres (N1 y API-1), las cuales fueron aisladas en Yucatán, de jugo de naranja dulce fermentado y de líquido ruminal de bovino, respectivamente.

Identificación microbiana

El ADN de las levaduras fue aislado a partir de un cultivo axénico crecido por 24 h, siguiendo el protocolo Gentra Puregene Handbook (Qiagen). La amplificación de la región del ITS se realizó, utilizando los primers ITS5 (GGAAGTAAAAGTCGTAACAAGG) e ITS4 (TCCTCCGCTTATTGATATGC) que incluye la región 5.8 ARNr (White *et al.*, 1990). Los amplificados fueron visualizados en geles de electroforesis de agarosa 1% y teñidos con bromuro de etidio. Las bandas fueron purificadas y lavadas con etanol al 75%, antes de suspender en agua estéril bidestilada. Los fragmentos amplificados fueron enviados para su secuenciación a la compañía Macrogen con el objetivo de obtener la secuencia forward y reverse. De cada cepa se obtuvo por lo menos cuatro secuencias que fueron analizadas y alineadas entre sí, para verificar la repetitibilidad y dar confiabilidad a la secuenciación. La secuencia consenso fue comparada con las reportadas en la base de datos del NCBI, donde se determinó el relativo cercano para cada cepa.

Medios de cultivo

Para la determinación de los parámetros medioambientales de las levaduras silvestres se utilizó el caldo YPG, el cual está constituido por glucosa (20 g/L), extracto de levadura (10 g/L) y peptona de caseína (20 g/L).

Para determinar la producción de alcohol de las levaduras silvestres en diferentes fuentes de carbono se empleó el medio mínimo basado en la composición del medio "Yeast Nitrogen Base", considerando en su elaboración las siguientes sales (para un litro): $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (5 g), K_2HPO_4 (1 g), $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0.5 g), NaCl (0.1 g), CaCl_2 (0.1 g), inositol (2 mg), KI (1 mg), H_3BO_3 (0.5 mg), ZnSO_4 (0.4 mg), MnSO_4 (0.4 mg), FeCl_3 (0.2 mg), $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.2 mg) y $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (0.04 mg). A este medio mínimo se le agregaron los diferentes azúcares de forma individual (glucosa, fructosa, galactosa, xilosa o sacarosa). La cantidad de azúcar a agregar al medio se calculó para obtener 13.8 g/L de C y finalmente se esterilizó a 121 °C, 15 min.

Diseño experimental

Como parte de la caracterización fisiológica de las levaduras silvestres se determinaron las condiciones medioambientales adecuadas mediante un diseño factorial 2^3 , siendo los factores a evaluar la temperatura (30 y 40 °C), el pH del medio del cultivo (4.5 y 5.5) y la agitación (0 y 250 rpm). En el Cuadro 1 se presenta el diseño factorial realizado.

Cuadro 1. Diseño factorial 2^3 para la determinación de las condiciones medioambientales

TRATAMIENTO	FACTORES CODIFICADOS			FACTORES SIN CODIFICAR		
	A	B	C	TEMPERATURA (°C)	pH	AGITACIÓN (rpm)
1	-	-	-	30	4.5	0
2	+	-	-	40	4.5	0
3	-	+	-	30	5.5	0
4	+	+	-	40	5.5	0
5	-	-	+	30	4.5	250
6	+	-	+	40	4.5	250
7	-	+	+	30	5.5	250
8	+	+	+	40	5.5	250

Una vez establecidas las mejores condiciones medioambientales para el crecimiento y la producción de las dos levaduras silvestres se evaluó su productividad alcohólica a partir de diferentes fuentes de carbono, se realizaron cinéticas de crecimiento y producción de alcohol en medio mínimo YNB, empleando un diseño factorial 2×5 , con los factores cepa (N1 y API-1) y fuente de carbono (glucosa, fructosa, sacarosa, xilosa, galactosa), el cual se presenta en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Diseño factorial 2×5 para producción de etanol en diferentes fuentes de carbono

Tratamiento	Cepa	Azúcar	Tratamiento	Cepa	Azúcar
1	N1	Glucosa	6	API-1	Glucosa
2	N1	Fructosa	7	API-1	Fructosa
3	N1	Sacarosa	8	API-1	Sacarosa
4	N1	Galactosa	9	API-1	Galactosa
5	N1	Xilosa	10	API-1	Xilosa

Determinación de la población celular



Se realizó por el método de cuenta directa al microscopio, con el objetivo 40X. Para calcular el número de células se utilizó la ecuación (1).

$$\text{Número de células (cel/ml)} = \frac{\text{No. células contadas}}{\text{No. cuadros contados}} (D)(F) \quad (1)$$

donde: D: Dilución efectuada para el conteo; F: Factor de la cámara (2.5×10^5).

Determinación de peso seco de la biomasa

La biomasa se determinó por gravimetría. Las muestras tomadas durante la cinética se centrifugaron a 5,300 rpm durante 15 min a 4 °C. El pellet lavado (2X) se secó en estufa a 60 °C hasta obtener un peso constante.

Determinación de azúcares reductores directos

Se efectuó de acuerdo a la técnica de Miller (1959), la cual emplea ácido-3,5-dinitrosalicílico (DNS). La curva de calibración se realizó con glucosa como estándar, en concentraciones de 0.1 a 1 g/L.

Determinación del consumo de azúcares

Se realizó utilizando un cromatógrafo de líquidos de alta resolución (HPLC) Thermo Scientific Finnigan Surveyor. El sistema consistió en una bomba Surveyor LC Plus, automuestreador Surveyor Plus y detector de IR Surveyor Plus. La separación se llevó a cabo utilizando una columna Phenomenex Rezex RPM-Monosaccharide PB⁺2 (8%) de 300 x 7.8 mm. La temperatura de la columna se mantuvo a 80 °C, con un flujo de 0.5 ml/min empleando como fase móvil agua destilada. La temperatura del detector fue de 42 °C. Las muestras fueron previamente filtradas utilizando acrodiscos de PTFE Millex Millipore de 25 mm de diámetro y 0.45 µm de poro. Las concentraciones se determinaron a partir de curvas patrón de los azúcares grado analítico.

Determinación de etanol

Las muestras libres de células (5 ml) fueron diluidas con agua destilada y destiladas en un microdestilador de vidrio. La reacción se realizó con solución de dicromato de potasio acidificado durante 10 min y lectura espectrofotométrica a 585 nm. Para la curva de calibración se utilizó etanol grado reactivo como estándar, en concentraciones de 2 a 16 g/L (Bohringer y Jacob, 1964).

Parámetros cinéticos de crecimiento y de producción

Se calcularon la velocidad máxima de crecimiento, el tiempo de duplicación, rendimiento de biomasa en base a sustrato, velocidad de consumo de sustrato, rendimiento de producto, productividad total, productividad máxima y velocidad de producción.

Análisis estadístico

Los datos obtenidos de los parámetros cinéticos de crecimiento y producción se analizaron utilizando el programa computacional Statgraphics Centurion XV para Windows (StatPoint, Inc.), mediante análisis de varianza multifactorial.

Resultados y discusión

Identificación microbiana

Las levaduras utilizadas en este trabajo, y el resultado de identificación molecular se presentan en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Origen de aislamiento e identificación de las levaduras silvestres evaluadas

Clave	Origen	Identificación
N1	Aislada de jugo de naranja dulce fermentado, Yucatán	<i>Candida glabrata</i>
API-1	Aislada de líquido ruminal de bovino fistulado de raza cebuina, Yucatán	<i>Wickerhamomyces anomalus</i>

Candida glabrata es una levadura termotolerante y ha sido utilizada como microorganismo hospedero para la expresión heteróloga de β -glucosidasa de *Scytalidium thermophilum* para la producción de etanol a partir de biomasa lignocelulósica (Wang *et al.*, 2013). Además, esta levadura tiene una alta tolerancia a condiciones acídicas y puede producir etanol incluso bajo condiciones aeróbicas aun cuando haya una alta concentración de glucosa en el medio (Watanabe *et al.*, 2010).

Por otro lado, *Wickerhamomyces anomalus* (anteriormente conocida como *Pichia anomala*) produce etanol en cultivos limitados en oxígeno, siendo también un candidato viable para el biocontrol de hongos en vid y durante el almacenamiento poscosecha de manzanas (Passoth *et al.*, 2006) y, recientemente, se ha caracterizado una cepa (CBS 132101) que presenta una alta resistencia a los compuestos inhibidores que pueden encontrarse en los hidrolizados ácidos de biomasa lignocelulósica, tales como furfural, ácido ferúlico y ácido benzoico, para su empleo en la fermentación alcohólica de estos sustratos hidrolizados (Zha *et al.*, 2013).

Evaluación de la respuesta del crecimiento bajo diferentes condiciones medioambientales

Para las dos cepas silvestres de levaduras se evaluaron diferentes condiciones de cultivo, variando factores como la temperatura, el pH del medio de cultivo y la velocidad de agitación. Después de efectuar el análisis de varianza se encontró que la cantidad de biomasa en el medio de cultivo se ve influenciada tanto por las condiciones de crecimiento como por la cepa de levadura en estudio (Figura 1), siendo los tratamientos en los que se aplicó agitación (tratamientos 5 al 8) los que permitieron obtener el mayor peso seco para cada cepa. La mayor cantidad de biomasa obtenida para la cepa *C. glabrata* N1 fue de 7.3 ± 0.57 g/L a las condiciones medioambientales de 30 °C, pH 5.5 y 250 rpm; mientras que para la cepa *W. anomalus* API-1 el mayor valor de biomasa alcanzado fue de 3.3 ± 0.12 g/L, en las mismas condiciones de cultivo. En la Figura 1 se muestran estos datos expresado como peso seco para cada cepa en los diferentes tratamientos. Por lo anterior, las condiciones de 30 °C, pH 5.5 y 250 rpm se seleccionaron para el crecimiento, siendo la cepa N1 la que presentó un mejor desempeño en la producción de biomasa.

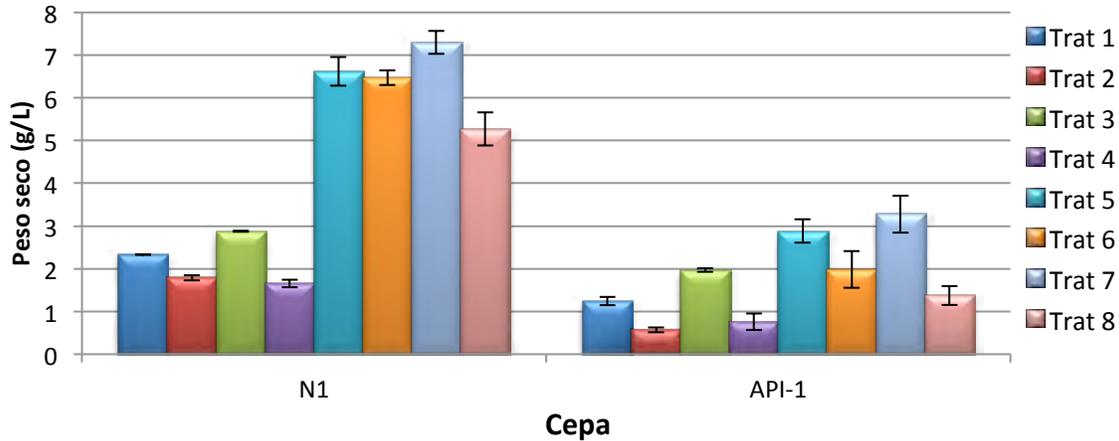


Figura 1. Peso seco obtenido al crecer dos cepas de levaduras silvestres en medio sintético bajo diferentes condiciones medioambientales, de acuerdo al diseño experimental mostrado en el Cuadro 1. Clave cepas; N1: *C. glabrata* y API-1: *W. anomalous*.

Los factores que tienen un efecto estadísticamente significativo sobre el peso seco de la cepa N1 son la interacción temperatura-pH, y los factores individuales agitación y temperatura. Mientras que, para la cepa API-1 los factores fueron: la interacción temperatura-agitación y todos los factores individuales temperatura, pH y agitación. Los factores que tienen mayor influencia sobre el peso seco de las cepas N1 y API-1 fueron la agitación y la temperatura, respectivamente (Figura 2).

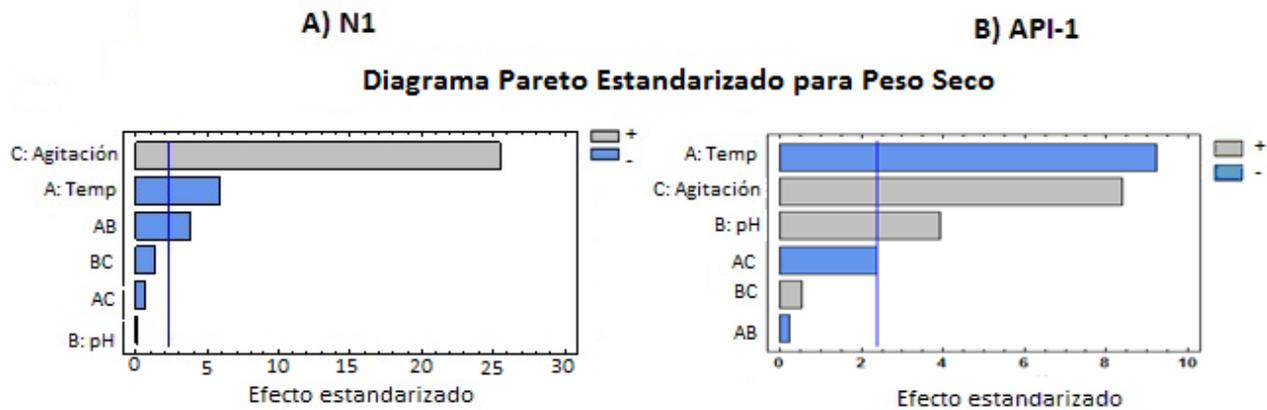


Figura 2. Diagramas de Pareto para el peso seco de las levaduras silvestres en medio sintético.

Para la cepa *W. anomalous* se ha reportado una inhibición de crecimiento ocasionado por la carencia de oxígeno, debido a su metabolismo preferentemente respiratorio (Passoth *et al.*, 2006), tal como lo observado en estos experimentos.

Evaluación de la producción de alcohol bajo diferentes condiciones medioambientales

La mayor producción neta de alcohol de las dos cepas de levaduras silvestres en medio de cultivo YPG, bajo diferentes condiciones ambientales, se presenta en la Figura 3. La cepa N1 presentó una mayor producción de alcohol en los diferentes tratamientos realizados comparada con la cepa API, alcanzándose hasta 9.61 g/L en el tratamiento 2, mientras que la cepa API-1 produjo 8.52 g/L, pero en

condiciones diferentes (tratamiento 3). Los tratamientos con agitación (5 al 8) son los que afectan en mayor medida la producción alcohólica de la cepa API-1, pues la cantidad producida de este metabolito disminuye, caso contrario para la cepa N1.

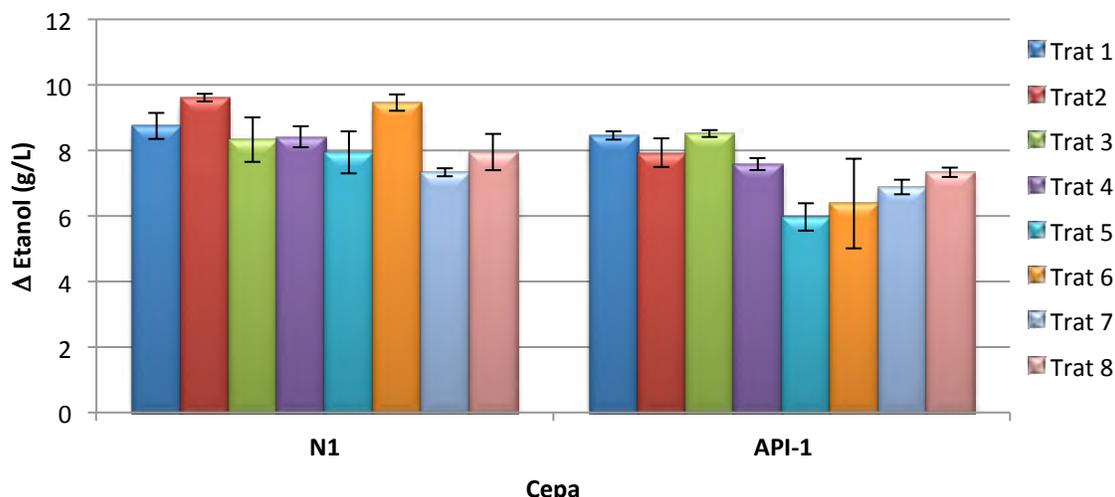


Figura 3. Producción de alcohol obtenida al crecer dos cepas de levaduras silvestres en medio sintético. Clave cepas; N1: *C. glabrata* y API-1: *W. anomalus*. Las condiciones de los tratamientos se presentan en el Cuadro 1.

Aunque aparentemente en la Figura 3 no existe diferencia significativa entre algunos tratamientos, el análisis de varianza simple realizado indicó que sí existen diferencias entre los tratamientos. De este modo, en los diagramas de Pareto (Figura 4) se observa que la cepa *C. glabrata* N1 produce la mayor cantidad de etanol al crecer en las condiciones de los tratamientos con menor pH y agitación y con mayor temperatura. Lo cual concuerda con lo que se puede apreciar en la Figura 3 para la producción de etanol encontrada en los tratamientos 1 (30 °C, pH 4.5 y 0 rpm), 2 (40 °C, pH 4.5 y 0 rpm) o 6 (40 °C, pH 4.5 y 250 rpm), pues en el análisis de varianza, estos tratamientos forman un grupo homogéneo. Con respecto a la cepa *W. anomalus* API-1, el diagrama de Pareto, indica claramente que el efecto más significativo es la agitación en su menor valor, siendo las mejores condiciones para la producción de etanol los tratamientos 1 (30 °C, pH 4.5 y 0 rpm), 2 (40 °C, pH 4.5 y 0 rpm) y 3 (30 °C, pH 5.5, 0 rpm) (Figura 3 y 4).

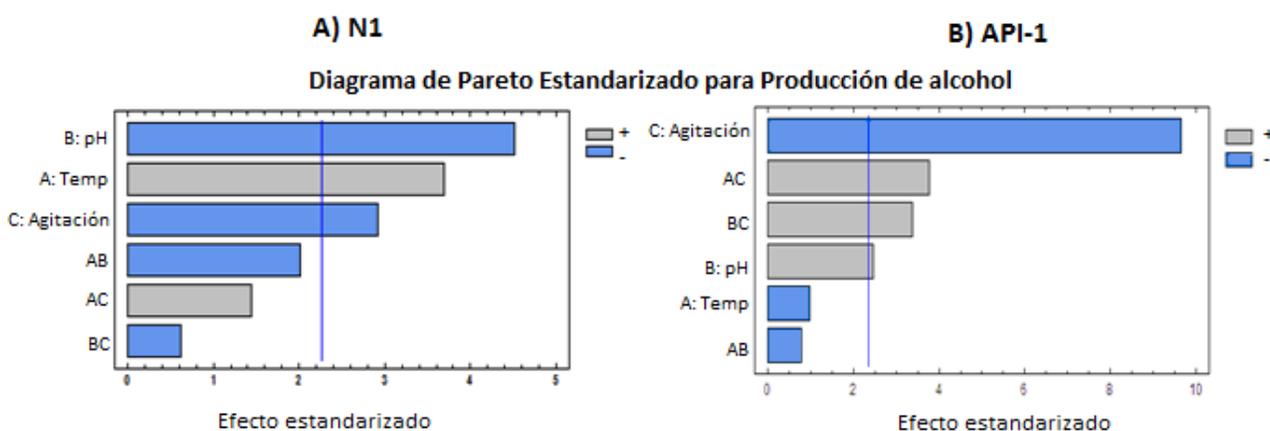


Figura 4. Diagramas de Pareto para la producción de alcohol de las levaduras silvestres en medio sintético.

El análisis de varianza realizado demostró que los factores individuales tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la cantidad de alcohol producida, y el diagrama de Pareto muestra que el pH es el parámetro que más influye en la producción alcohólica de la cepa N1, mientras que para la cepa API-1 la agitación es el factor que presenta mayor influencia (Figura 4).

La influencia de la cepa de levadura utilizada en la cantidad de alcohol producida ha sido bien documentada por diversos autores (Rao *et al.*, 2008; Morán-Marroquín *et al.*, 2009; Segura-García *et al.*, 2011), lo cual coincide con lo encontrado en el presente trabajo, en donde ambas cepas tienen respuestas muy diferentes a las mismas condiciones ambientales.

Considerando lo anterior, así como los parámetros cinéticos calculados se encontraron las mejores condiciones para cada cepa, mismas que se presentan en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Mejores condiciones medioambientales obtenidas para el crecimiento y producción

Cepa	Crecimiento	Fermentación
N1	30 °C, pH 5.5 y 250 rpm	40 °C, pH 4.5 y 0 rpm
API-1		40 °C, pH 4.5 y 250 rpm

Las condiciones medioambientales anteriores fueron utilizadas de acuerdo a lo que se deseaba obtener. Por ejemplo, para contar con la mayor cantidad de biomasa para realizar el inóculo para fermentación se emplearon las condiciones de crecimiento. Mientras que en las cinéticas de producción de etanol se emplearon las condiciones de fermentación.

Crecimiento y parámetros cinéticos de levaduras silvestres en diferentes fuentes de carbono

Se realizaron cinéticas de crecimiento y producción de alcohol en los monosacáridos glucosa, fructosa, galactosa y xilosa y en el disacárido sacarosa, utilizándolos como única fuente de carbono, consumida bajo las condiciones de cultivo previamente establecidas. Estas fermentaciones se realizaron utilizando medio YNB adicionado de manera individual con los diferentes carbohidratos. Los dos factores que se consideraron fueron la cepa (2) y la fuente de carbono (5).

El peso seco obtenido durante el crecimiento en diferentes fuentes de carbono se presenta en la Figura 5. Observamos que el comportamiento de la cepa N1 fue muy similar en medio YNB adicionado de glucosa, fructosa y sacarosa (Figura 5a), no observándose fase lag en ninguna de estas fuentes de carbono, un crecimiento exponencial de las 0 a las 24 h y una fase estacionaria con una duración de 50 h. El mayor peso seco alcanzado por esta cepa fue de 1.0 g/L a las 60 h de cultivo en medio con sacarosa como fuente de carbono. No se observó incremento en el peso seco en la galactosa y la xilosa, por lo que se asume que estas fuentes de carbono no son asimiladas por esta levadura, como se demuestra en la Figura 5b.

El peso seco alcanzado para la cepa API-1 (Figura 5c) varió en dependencia de la fuente de carbono utilizada, encontrándose valores entre 0.472 g/L (galactosa) y 1.262 g/L (sacarosa). Cuando la cepa API-1 creció en medio YNB adicionado de galactosa como fuente de carbono se observa un ligero crecimiento de las 0h a las 16h, pero a partir de las 24 h el peso seco se mantuvo constante y se observó una disminución alrededor de las 72 h, en este sustrato el mayor peso seco alcanzado fue de 0.5 g/L a las 24 h de cultivo. El crecimiento de la cepa API-1 en xilosa también es incipiente a partir de las 24 h de cultivo, observándose una fase lag a partir de las 0 h y hasta las 16 h, una fase estacionaria entre las 36 y las 50 h y una fase de muerte a partir de las 60 h; el mayor peso seco alcanzado en este sustrato correspondió a 0.52 g/L a las 50 h.

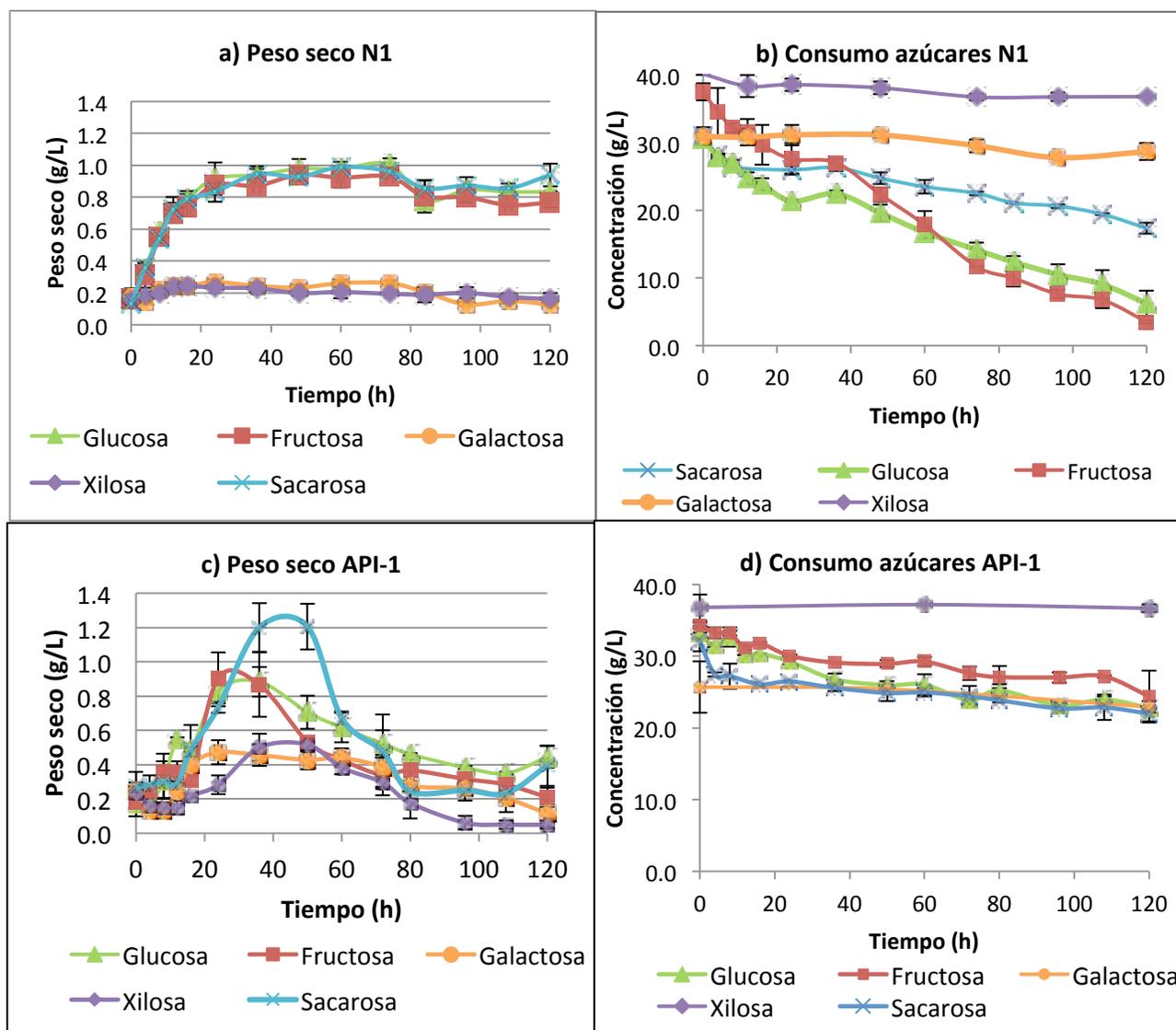


Figura 5. Peso seco y consumo de azúcares obtenido al crecer las cepas N1 (Figura 5a y Figura 5b) y API-1 (Figura 5c y Figura 5d) en medio YNB.

El consumo de sustrato de la cepa N1 en medio YNB adicionado con diferentes fuentes de carbono se presenta en la Figura 5b. Se puede apreciar que esta cepa de levadura no consume en su totalidad la glucosa, fructosa ni sacarosa, pues a las 120 h de cultivo aún se encuentran pequeñas cantidades de estos sustratos en el medio. Por otro lado, la concentración de la galactosa y la xilosa permanece prácticamente sin cambio incluso hasta las 120 h de incubación. La fructosa fue el azúcar más consumido por esta levadura presentando un consumo del 91% a las 120 h, seguido de glucosa con un consumo del 80% y finalmente sacarosa con un consumo de 44%.

La cepa de levadura API-1 no consume en su totalidad la glucosa, fructosa ni sacarosa (Figura 5d), pues a las 120 h de cultivo aún se encuentran grandes cantidades de estos sustratos en el medio, presentando un consumo de alrededor del 30% para estos tres azúcares. El azúcar más consumido fue la glucosa con un 32% de consumo, seguido de sacarosa y fructosa.

Se calcularon los parámetros cinéticos para las cepas al crecer en diferentes fuentes de carbono en medio mínimo YNB, los resultados se presentan en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Parámetros cinéticos de crecimiento¹ de las levaduras silvestres en diferentes fuentes de carbono

Cepa	Fuente de carbono	ΔX (g/L)	μ_{max} (h ⁻¹)	Td (h)
<i>C. glabrata</i> N1	Glucosa	0.81 ± 0.13	0.132 ± .003	5.26 ± 0.14
	Fructosa	0.78 ± 0.02	0.162 ± 0.03	4.34 ± 0.73
	Galactosa	0.09 ± 0.06	0.108 ± 0.01	6.44 ± 0.57
	Xilosa	0.09 ± 0.02	0.051 ± 0.02	14.19 ± 4.06
	Sacarosa	0.86 ± 0.05	0.245 ± 0.05	2.89 ± 0.61
<i>P. anomala</i> API-1	Glucosa	0.71 ± 0.06	0.253 ± 0.05	2.80 ± 0.57
	Fructosa	0.72 ± 0.06	0.133 ± 0.03	5.38 ± 1.35
	Galactosa	0.22 ± 0.05	0.156 ± 0.02	4.48 ± 0.67
	Xilosa	0.28 ± 0.02	0.054 ± .002	12.42 ± 0.49
	Sacarosa	0.93 ± 0.17	0.123 ± 0.02	6.56 ± 3.47

¹ ΔX : Peso seco neto; μ_{max} = Velocidad máxima de crecimiento; Td: Tiempo de duplicación

Durante el crecimiento de la cepa N1 en medio YNB a 40 °C y 0 rpm, se obtuvo el mayor peso seco, la mayor velocidad de crecimiento, el menor tiempo de duplicación y el mayor Yx/s en sacarosa. Los azúcares que fueron menos aprovechados para el crecimiento por esta levadura fueron la galactosa y la xilosa.

Para la cepa API-1, creciendo en medio YNB (40 °C y 0 rpm), la velocidad máxima de crecimiento (μ_{max}) se encontró entre 0.054 y 0.25 h⁻¹, correspondiendo a tiempos de duplicación de 12.4 a 2.8 h. Se obtuvo el mayor peso seco en sacarosa, la mayor velocidad de crecimiento y el menor tiempo de duplicación en glucosa, mientras que el mayor rendimiento (Yx/s) se alcanza en fructosa. Los azúcares que fueron menos aprovechados para el crecimiento por esta levadura fueron la galactosa y la xilosa.

La velocidad máxima específica (μ_{max}) alcanzada en glucosa, galactosa y xilosa por las levaduras silvestres estudiadas fueron menores a las reportadas para *K. marxianus* DMKU3-1042 al crecer a 40 °C en medio con 20 g/L de cada uno de estos azúcares (de forma individual) (Rodrussamee *et al.*, 2011). Las diferencias encontradas están dadas por las condiciones de agitación empleadas, puesto que éstos autores utilizan una velocidad la aireación de 160 rpm y se sabe que las condiciones aerobias generalmente favorece la producción de biomasa, por otro lado, el medio empleado estaba constituido tanto por la fuente de carbono como por extracto de levadura y peptona, nutrientes que favorecen el crecimiento microbiano.

Producción de etanol en diferentes fuentes de carbono

La cepa N1 produjo la mayor cantidad de etanol comparada con la cepa API-1. Para la cepa N1 (Figura 6a), la mayor cantidad producida de alcohol (12.53 ± 0.85 g/L, 120h) se obtuvo a partir de fructosa, en glucosa la producción empieza a partir de las 4 h y se observa un incremento hasta las 74 h, alcanzando su máximo a las 120 h, mientras que con galactosa y con xilosa como fuente de carbono no se detectó la producción de alcohol.

La producción de alcohol de la cepa API-1 al crecer en diferente fuente de carbono se presenta en la Figura 6b, la mayor cantidad (4.41 ± 0.21 g/L) se obtuvo al inocular el microorganismo en medio YNB

adicionado de glucosa. En esta fuente de carbono la producción empieza a partir de las 8h y se observa un incremento hasta las 50 h, seguido de un nuevo incremento a las 72 h de cultivo, hasta alcanzar su máximo a las 120 h. Mientras que en fructosa la máxima concentración alcanzada por la cepa API-1 fue de 2.00 g/L a las 60 h, en este sustrato la concentración permanece relativamente constante a partir de las 50 h de incubación a 40 °C y 0 rpm. Finalmente, en el medio YNB con galactosa y con xilosa como fuente de carbono no se detectó la producción de alcohol con esta cepa.

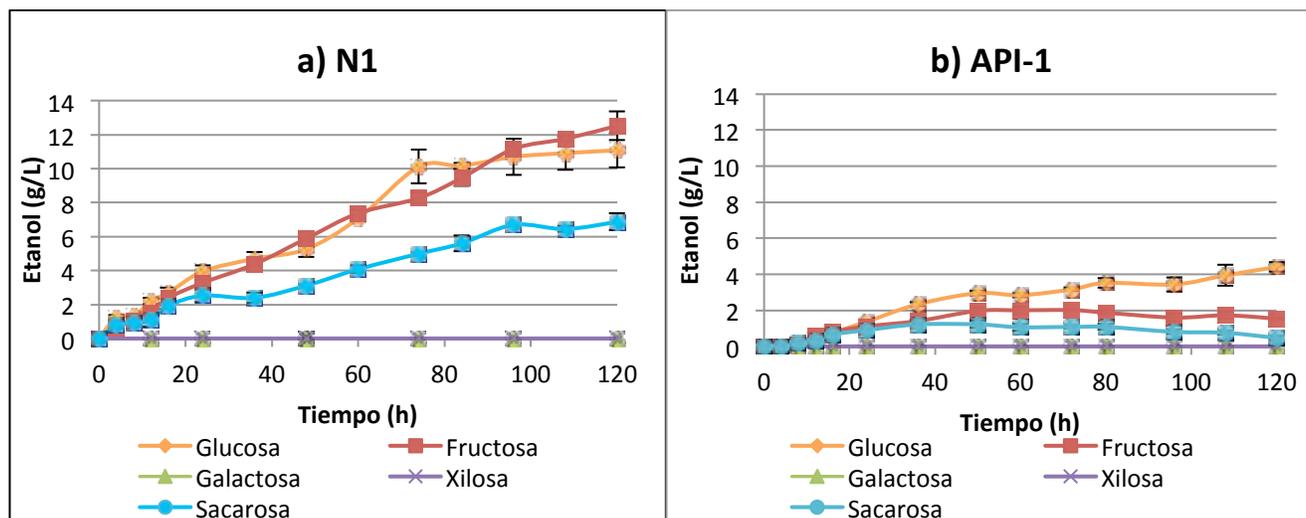


Figura 6. Producción de etanol promedio de las cepa N1 (a) y API-1 (b) en medio YNB adicionado con diferentes fuentes de carbono (condiciones de cultivo: 40 °C, 0 rpm).

Generalmente, en las levaduras, la poca producción de etanol a partir de xilosa se debe a la acumulación de xilitol y a la inexistencia de la capacidad metabólica para catalizar la conversión de xilitol a xilulosa durante la fermentación anaerobia (Zhang *et al.*, 2011).

Se calcularon los parámetros cinéticos de producción para las cepas de levadura silvestres al crecer en diferentes sustratos. Los resultados se presentan en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Parámetros cinéticos de producción alcohólica¹ calculados para las levaduras silvestres

Cepa	Fuente de carbono	ΔP (g/L)	P_{tot} (g/L.h)	P_{max} (g/L.h)	r_p (g/L.h)
<i>C. glabrata</i> N1	Glucosa	11.08 ± 1.0	0.09 ± 0.01	0.09 ± 0.01	0.131 ± 0.003
	Fructosa	12.53 ± 0.85	0.10 ± 0.01	0.10 ± 0.01	0.122 ± 0.04
	Galactosa	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0
	Xilosa	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0
	Sacarosa	6.87 ± 0.49	0.06 ± 0.004	0.06 ± 0.004	0.175 ± 0.08
<i>P. anomala</i> API-1	Glucosa	4.41 ± 0.25	0.04 ± 0.002	0.04 ± 0.002	0.428 ± 0.17
	Fructosa	2.00 ± 0.21	0.01 ± 0.00	0.03 ± 0.003	0.361 ± 0.01
	Galactosa	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0
	Xilosa	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0
	Sacarosa	1.22 ± 0.20	0.004 ± 0.0	0.03 ± 0.005	0.169 ± 0.06

¹ ΔP : Producción neta de alcohol; P_{tot} : Productividad total; P_{max} : Productividad máxima; r_p : velocidad de producción.

Aun cuando las cepas silvestres utilizadas no tuvieron la capacidad para producir alcohol a partir de xilosa, existen reportes que algunas cepas de *K. marxianus* son capaces de consumir este azúcar y producir alcohol en medio ambiente con limitación de oxígeno, por ejemplo, a 40 °C *K. marxianus* IMB4 produce 2.08 g/L (Zhang *et al.*, 2011), y otras cepas pueden producir hasta 5.6 g/L de etanol a partir de 20 g/L de xilosa a 35 °C, mientras que a 40 °C la producción se reduce a 0.8-1.2 g/L (Zhang *et al.*, 2013).

Conclusiones

Los factores pH, temperatura y velocidad de agitación, así como sus interacciones, tienen influencia sobre los parámetros cinéticos de crecimiento y producción de las levaduras silvestres estudiadas.

Las mejores condiciones para el crecimiento de las levaduras silvestres N1 y API-1 en medio YPD corresponden a 30 °C, pH 5.5 y 250 rpm. La mejor condición para la fermentación fue 40 °C, pH 4.5 y 0 rpm

Aunque ambas cepas tienen la capacidad de fermentar glucosa, fructosa y sacarosa, no se detectó producción de alcohol ni en galactosa ni en xilosa.

La interacción de los factores cepa y fuente de carbono tuvo un efecto estadísticamente significativo ($p \geq 0.05$) sobre la producción de alcohol, la productividad total y la productividad máxima, siendo *W. anomalous* N1 la mejor cepa productora, llegándose a obtener 12.53 ± 0.85 g/L en fructosa (P_{max} de 0.104 ± 0.01 g/L.h), mientras que en glucosa se obtuvo 11.08 ± 1.0 g/L y en sacarosa 6.87 ± 0.49 g/L

Agradecimientos

Al Fondo Mixto Gobierno del Estado de Yucatán-CONACYT por el apoyo brindado para la realización del proyecto con clave 169165.

Bibliografía

- Bohringer P., Jacob L. 1964. The determination of alcohol using chromic acid. *Zeitschr Flussiges Abst* 31:233-236.
- Hickert L., F. Cunha-Pereira, P. De Souza- Cruz, C. Rosa, M. Zachia. 2013. Ethanogenic fermentation co-culture of *Candida shehatae* HM 52.2 and *Saccharomyces cerevisiae* ICV D254 in synthetic medium and rice hull hydrolysate. *Bioresource Technology* 131:508-514.
- Kuhad R., R. Gupta, Y. Khasa, A. Singh, Y. Zhang. 2011. Bioethanol production from pentose sugars: current status and future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15:4950-4962.
- Martiniano S. E., A. K. Chandel, L. C. S. R. Soares, F. C. Pagnocca, S. S. da Silva. 2013. Evaluation of novel xylose-fermenting yeast strains from Brazilian forests for hemicellulosic ethanol production from sugarcane bagasse. *3 Biotech* 3:345-352.
- Miller G. L. 1959. Use of Dinitrosalicylic Acid Reagent for Determination of Reducing Sugar. *Analytical Chemistry* 31:426-428.
- Morán-Marroquín G. A., J. Córdova-López M., Estarrón-Espinoza, D. Díaz-Montaño. 2009. Efecto del pH y de la aireación sobre las capacidades fermentativas y aromáticas de dos cepas tequileras de *S. cerevisiae* cultivadas en continuo. *Memorias del XII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería y VII Simposio Internacional de Producción de Alcoholes y Levaduras*.
- Passoth V., E. Fredlund, U. del Druvefors, J. Schnürer. 2006. Biotechnology, physiology and genetics of the yeast *Pichia anomala*. *FEMS Yeast Research* 6:3-13.
- Rao R. S., B. Bhadra, S. Shivaji. 2008. Isolation and characterization of ethanol-producing yeast from fruits and tree barks. *Letters in Applied Microbiology* 47:19-24.
- Rodrussamee N., N. Lertwattanasakul, K. Hirata, S. Limtong, T. Kosaka, M. Yamada. 2011. Growth and ethanol fermentation ability on hexose and pentose sugars and glucose effect under various conditions in thermotolerant yeast *Kluyveromyces marxianus*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 90: 1573-1586.
- Saval S. 2012. Aprovechamiento de Residuos Agroindustriales: Pasado, Presente y Futuro. *BioTecnología* 16:14-46.

- Segura-García L. E., M. Reinhart-Kirchmayr, P. Taillandier, Gschaedler-Mathis. 2011. Evaluación del efecto de la fuente de carbono y la especie de levadura en fermentación de jugo de agave. Memorias del XIV Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería, Querétaro, México.
- Wang X., I. Masakazu, S. Riki, T. Ken, S. Yoshikiyo. 2013 Expression of neutral b-glucosidase from *Scytalidium thermophilum* in *Candida glabrata* for ethanol production from alkaline-pretreated rice straw Journal of Bioscience and Bioengineering 116:362-365.
- Watanabe I., T. Nakamura, J. Shima. 2010. Strategy for simultaneous saccharification and fermentation using a respiratory-deficient mutant of *Candida glabrata* for bioethanol production. Journal of Bioscience and Bioengineering 110:176-179.
- White T. J., T. Bruns, S. Lee, J. Taylor. 1990. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. In PCR Protocols: A guide to Methods and Applications (ed. M. A. Innis, D. H. Gelfand, J. J. Sninsky & T. J. White), pp. 315-322. Academic Press: San Diego, U.S.A.
- Zha Y., A. H. Hossain, F. Tobola, N. Sedee, M. Havekes, P. J. Punt. 2013. *Pichia anomala* 29X: a resistant strain for lignocellulosic biomass hydrolysate fermentation. FEMS Yeast Research 13:609-617.
- Zhang B., L. Zhang, D. Wang, X. Gao, J. Hong. 2011 Identification of a xylosereductase gene in the xylose metabolic pathway of *Kluyveromyces marxianus* NBRC1777. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology 38:2001-2010.
- Zhang B., L. Li, J. Zhang, X. Gao, D. Wang, J. Hong. 2013. Improving ethanol and xylitol fermentation at elevated temperature through substitution of xylose reductase in *Kluyveromyces marxianus*. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology 40:305-316.

5.3 Función microbiana asociada al carbono en sitios de sucesión ecológica de un bosque tropical seco

Sandoval-Aguilar M.¹; De los Santos-Villalobos Sergio¹; Peláez-Álvarez Abigail²; Coyotl-Barrios Tanya²; Garatuza-Payan Jaime¹ y Yépez Enrico A.¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Centro 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México. Autores para correspondencia: o.icamsa@gmail.com / yepezglz@gmail.com

²Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros, Prolongación Reforma 16, colonia Santiago Michoacán, 74420, Izúcar de Matamoros, Puebla, México.

Resumen

Las actividades antropogénicas modifican los flujos en los ciclos biogeoquímicos, a través de la regulación de la población y diversidad microbiana edáfica. Por ejemplo, en el ciclo del carbono los microorganismos juegan un papel determinante transformando las formas complejas de este elemento en el suelo (*i.e.* celulosa en mantillo). Por lo tanto, con la finalidad de conocer la potencial contribución de los microorganismos edáficos en el ciclaje de carbono en sitios de sucesión ecológica de un bosque tropical seco (BTS) se determinó la población y diversidad microbiana común presente en éstos ecosistemas como biomasa microbiana (Respiración por Sustrato Inducido) y, población/ diversidad microbiana (técnicas microbiológicas clásicas). Los sitios de estudio fueron: un BTS maduro (M), un desmonte abandonado (A), un desmonte cultivado (C) y un sitio monoespecífico de *Acacia cochliacantha* (Ac), estos se localizan dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Rio Cuchuquí, en Sonora. La biomasa microbiana en el sitio maduro fue significativamente mayor a los otros sitios de estudio [15.54 ± 1.44 vs 10.55 ± 0.85 (A), 12.25 ± 0.56 (C) y 10.8 ± 0.97 (Ac) mgC $100\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$], indicando que éste presenta una mayor actividad microbiana sensible a formas de carbono simples (glucosa). Resultados preliminares mostraron que todos los sitios del gradiente presentan una alta población total de bacterias y hongos [8.4×10^6 a 1.3×10^7 UFC g^{-1}] así como de celulolíticos [3.6×10^6 a 7.7×10^7 UFC g^{-1}] y una diversidad mayor en los sitios maduro y abandonado, sugiriendo que estos microorganismos liberan compuestos fácilmente asimilables por el resto de la comunidad microbiana.

Palabras clave: Respiración de suelo, SIR (Respiración por Sustrato Inducido), población microbiana edáfica, Sierra de Álamos.

Abstract

Anthropogenic activities modify the fluxes of biogeochemical cycles, by altering the population and diversity of soil microorganisms. Microorganisms play a decisive role in transforming complex forms of carbon in the soil (*i.e.* cellulose in mulch). Therefore, we estimated the microbial diversity and populations of common microbes that influence the carbon cycle in a tropical dry forest (TDF). We focused on: microbial biomass (Substrate Induced Respiration) and microbial population/diversity (classical microbiological techniques). The study sites were: a mature TDF (M), an abandoned clearing (A), a cultivated site that has been abandoned (C), and a site with only *Acacia cochliacantha* (Ac) located within the Area de Protección de Flora y Fauna Sierra de Alamos-Rio Cuchuqui, in Sonora, Mexico. The microbial biomass in the mature forest was significantly greater than the other study sites [15.54 ± 1.44 vs 10.55 ± 0.85 (A), 12.25 ± 0.56 (C) y 10.8 ± 0.97 (Ac) mgC $100\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$], indicating that this site presents a higher microbial activity sensitive to simple forms of carbon (glucose). Preliminary

results show that in all the sites of the gradient there is a high presence of bacteria and fungi [8.4×10^6 to 1.3×10^7 CFU g^{-1}], and cellulolytic organisms [3.6×10^6 to 7.7×10^7 CFU g^{-1}] and greater diversity in the mature and abandoned sites. This suggests that these microorganisms release compounds that are easily assimilated by the rest of the microbial community.

Key words: Soil respiration, SIR (Substrate Induced Respiration), soil microbial population, Sierra Alamos.

Introducción

Las actividades antropogénicas impactan la dinámica estructural y funcional de los ecosistemas, modificando los flujos en los ciclos biogeoquímicos, a través de la regulación de la población y diversidad microbiana edáfica (Balvanera y Cotler, 2009). Esta diversidad juega un papel determinante en el metabolismo de las formas complejas de los sustratos a aquellas fácilmente asimilables por el sistema (*i.e.* de celulosa en el mantillo -principal reservorio de carbono- a oligómeros de carbono en el suelo).

En México, el bosque tropical seco (BTS) es un ejemplo de este fenómeno, siendo el ecosistema más amenazado por el crecimiento demográfico, actividades agrícolas y ganaderas, deforestaciones y prácticas de roza-quema del área forestal, conduciendo a la formación de estratos sucesionales, lo cual impacta la fijación del carbono en estos suelos por la actividad microbiana edáfica (Galicia y García-Oliva., 2008; Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008).

Por lo tanto, con la finalidad de conocer la dinámica del carbono en los diversos sitios de sucesión ecológica que se crean dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Rio Cuchuí, Sonora, es determinante estudiar la población y diversidad microbiana involucrada en el ciclaje de este elemento en estos sistemas.

Materiales y métodos

Área de estudio y sitios sucesionales

Los sitios de sucesión ecológica se localizan dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Rio Cuchuí al sur del estado de Sonora, al localizarse dentro del municipio de Álamos forma parte de la Sierra Madre Occidental, y se conforma por planicies, lomeríos, serranías y valles (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2000). El clima de la región se clasifica como semiárido cálido, BS1(h⁺)hw(e) (García-Amaro, 1988), donde la precipitación media anual se encuentra en el intervalo de 600 a 700 mm. Esta región se rige por dos estaciones climáticas de seca y lluvia, la estación seca comprende de 5 a 7 meses del año y comprende los meses de Noviembre a Mayo, presentándose lluvias invernales. La temperatura media anual es 24.3 °C (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008).

Los sitios de estudio fueron seleccionados en base a los cambios de uso de suelo y perturbación antropogénica, los cuales son:

Un Bosque Tropical Seco maduro (M), el cual ha permanecido intacto de actividades humanas durante 13 años, entre la vegetación destacan *Tabebuia impetiginosa*, *Lantana camara*, *Gausuma ulmifolia*, *Lyciloma divaricata*, *Bursera simaruba*, en poblaciones menores se observan individuos mesófilos, y con poca frecuencia arbustos espinosos y/o suculentos (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008).

Un sitio monoespecífico de *Acacia cochliacantha* (Ac) en estado de senescencia, el suelo se encuentra parcialmente desnudo.

Un sitio Abandonado (A), el cual por efecto de la práctica de roza-tumba y quema, paso de ser una BTS a un área de abandono (aproximadamente cinco años atrás), se pueden encontrar especies arbustivas no mayores a un metro de altura, parches de zacate buffel (*Pennisetum ciliare* L.) y en una baja población *Acacia cochliacantha*, el suelo de este sitio está parcialmente descubierto.

Un sitio cultivado (C), es una zona que se destinó para la siembra de forraje y otros cultivos para ganado. Actualmente se presentan especies de leguminosas colonizadoras incipientes, y no presenta existencia de algún otro tipo de vegetación.

Biomasa microbiana asociada al Carbono

La estimación de la biomasa asociada al carbono se realizó por medio de la técnica de Respiración por Sustrato Inducido (Anderson y Domsh, 1978), la evolución de CO₂ se captó mediante un sistema de medición de respiración de suelo basado en cámaras dinámicas (Cueva-Rodríguez *et al.*, 2012). Las concentraciones de CO₂ en la cámara fueron registradas cada segundo durante tres minutos por cada muestra. Con el objetivo de determinar la pendiente de la recta de mejor ajuste y calcular la tasa de evolución de CO₂ en $\mu\text{mol s}^{-1}$, este procedimiento fue repetido cada hora en un período de cinco horas, descartando los primeros 60 segundos, obteniendo la pendiente de los 120 segundos restantes.

El carbono de biomasa microbiana se calculó utilizando la ecuación propuesta por Anderson y Domsh, 1978:

$$X = 40.04 y + 0.37(r = 0.96) \quad (1)$$

donde: X es biomasa microbiana en mg de carbono por unidad de peso de suelo seco (mgC g^{-1}), Y es la respiración inicial máxima, expresada en ml de CO₂ por hora.

Población y diversidad microbiana

La caracterización microbiológica de los sitios de estudio se realizó por un método dependiente de cultivo (Unidades Formadoras de Colonia), donde el suelo de cada sitio se replicó cinco veces, y por cada replica tres ensayos independientes fueron sembrados con el objetivo de cuantificar la población y diversidad de hongos y bacterias, teniendo un total de 30 repeticiones por cada sitio de estudio.

El aislamiento de hongos y bacterias se llevó a cabo mediante la siembra de dilución serial (10^{-4}) en Agar Papa Dextrosa (PDA) adicionado con Ácido Nalidíxico ($80 \mu\text{g ml}^{-1}$) y Agar Nutritivo (AN) adicionado con Cicloheximida ($80 \mu\text{g ml}^{-1}$), respectivamente. Después, las cajas inoculadas fueron incubadas de 7 a 8 días a temperatura ambiente (Gomashe *et al.*, 2013; Bocourt *et al.*, 2010).

Población y diversidad microbiana celulolítica

Los hongos y bacterias aislados anteriormente fueron estudiados para conocer su potencial capacidad celulolítica, para lo cual fue utilizado un medio sintético remplazando la fuente de carbono por Carboximetilcelulosa (CMC) [15 g L^{-1} Agar 1.5%, 10 g L^{-1} CMC 1%, 10 g L^{-1} Peptona 1%, 2 g L^{-1} NH₄Cl 0.2%, 2 g L^{-1} K₂HPO₄ 0.2% y 0.3 g L^{-1} MgSO₄ 0.03%,].

Después de un periodo de incubación de 48 h, el medio de cultivo fue teñido con rojo congo, por 15 minutos y posteriormente se lavó con NaCl, este procedimiento se repitió tres veces. Los microorganismos aislados presentaron un halo de color amarillo-anaranjado, lo que indica la presencia de actividad celulolítica (Gomashe *et al.*, 2013).

Contenido de Carbono y Materia orgánica

El método de Walkley-Black, se implementó para determinar el carbono y materia orgánica en las muestras de suelo de los sitios de estudio, El porcentaje de carbono orgánico fue cuantificado de la siguiente ecuación:

$$\% C \text{ Orgánico} = \frac{(B-T)}{g} (N)(0.39)mcf \quad (2)$$

dónde: B, es el volumen de sulfato ferroso gastado para valorar el blanco de reactivos (ml), T el volumen de sulfato ferroso gastado para valorar la muestra (ml), N la normalidad exacta del sulfato ferroso (0.5), g es peso de la muestra empleada (0.3 g) y mcf el factor de corrección de humedad.

Los valores que se obtienen del % de carbono, son sustituidos en Ecuación 3 para obtener el % de materia orgánica.

$$\% \text{ Materia Orgánica} = \% C \text{ Orgánico} * 1.724 \quad (3)$$

Resultados

El porcentaje de materia orgánica que tienen los sitios de sucesión ecológica son: maduro de 5.5 ± 0.2 , abandonado con 2.8 ± 0 , cultivo de 1.8 ± 0.1 , y *Acacia cochliacantha* con 4.2 ± 0.1 ; presentando un porcentaje de carbono para maduro, cultivo, abandonado y *Acacia cochliacantha* de 3.2 ± 0.1 , 1.6 ± 0.1 , 1.1 ± 0.0 2.4 ± 0 (respectivamente).

La biomasa microbiana asociada al carbono en los sitios de sucesión ecológica mostró diferencia significativa ($P < 0.05$) entre el sitio maduro y los otros sitios de estudio: abandonado, cultivo y *Acacia cochliacantha* (Figura 1).

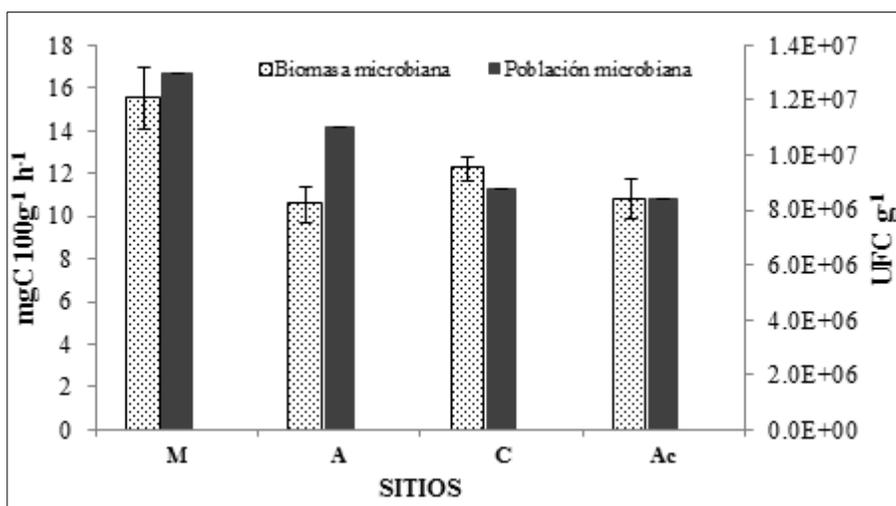


Figura 1. Biomasa microbiana asociada al carbono y población total microbiana. Los valores sobre las barras indican la diversidad de microorganismos. Para biomasa microbiana, $n=7$ y Población microbiana, $n=5$ por cada sitio (\pm error estándar).

La población microbiana total en estos sitios de sucesión mostró una tendencia descendente, en el orden de sitio maduro, abandonado, cultivo y *Acacia cochliacantha* (Figura 1). La identificación de

microorganismos con actividad celulolítica se llevó a cabo por la presencia de un halo anaranjado, indicando la actividad celulolítica por exo o endoenzimas microbianas, respectivamente (Figura 2).

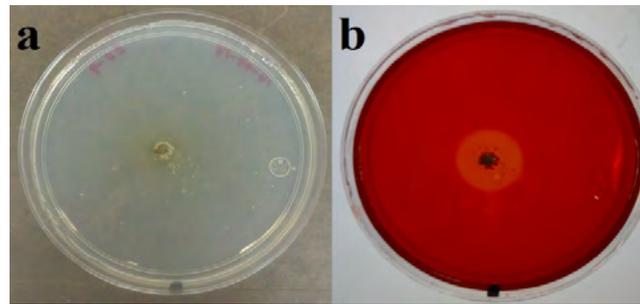


Figura 2. Actividad celulolítica en los microorganismos aislados, creciendo en medio sintético adicionado con CMC (a). Tinción del medio utilizado con rojo congo para la identificación de microorganismos celulolíticos por medio de halo anaranjado (b).

Sin embargo, la relación de los valores para la población y diversidad celulolítica es distinta, en los sistemas el sitio con mayor cantidad de población microbiana celulolítica es para maduro, siguiéndole los sitios cultivo, abandonado y *Acacia cochliacantha*, y para la diversidad microbiana celulolítica, tiene un orden similar a la población microbiana total (maduro, abandonado, cultivo y *Acacia cochliacantha*).

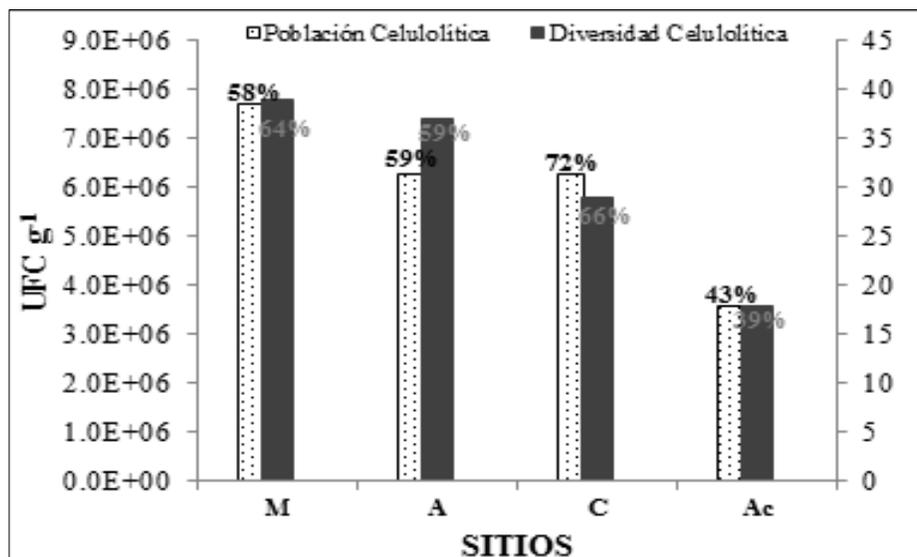


Figura 3. Población y diversidad celulolítica de cada sitio de sucesión ecológica. Los valores sobre las barras presentan el porcentaje de la población celulolítica dentro del total de población microbiana, y el porcentaje de la diversidad celulolítica de la diversidad total microbiana.

Discusión

En este estudio, los sitios perturbados presentan un contenido de materia orgánica, una biomasa microbiana asociada al carbono y una población microbiana inferior a la observada en el sitio maduro del BTS, sugiriendo que la presión humana genera fuertes cambios tanto en la vegetación como en el

suelo, lo que modifica la estructura edafológica del sistema y los mosaicos ecológicos que se forman. La medición de la respiración microbiana fue estudiada para explorar el comportamiento de la población microbiana edáfica en base a fuentes de carbono fácilmente asimilables (Perroni, 2007); esta información en conjunto con la cuantificación de la población y diversidad microbiana en los sitios brindan información de importancia sobre el comportamiento de los sistemas.

El sitio maduro presentó un potencial de degradación de materia orgánica, sin embargo en relación a la población microbiana total es un sitio que no cuenta con una numerosa cantidad de microorganismos celulolíticos (Figura 3), puede ser posible que la población de microorganismos en este sitio presente diferentes capacidades de degradar formas complejas de carbono (Whitaker *et al.*, 2014).

Por otra parte, el sitio de cultivo, que ha sido impactado y cuenta escasamente con una vegetación y un porcentaje de materia orgánica inferior a los otros sitios colonizados por especies mono-específicas y/o de regeneración sucesional, cuenta con una actividad celulolítica (degradación de materia orgánica compleja) mucho mayor que el resto de los sitios sucesionales, sin embargo presenta una población microbiana total inferior, lo que hace que en este sitio no presente una alta productividad. La baja población microbiana (en comparación con el sitio maduro) en los sitios impactados reflejan y son igualmente proporcionales en la biomasa microbiana asociada al carbono.

Los microorganismos celulolíticos son determinantes para la degradación de la materia orgánica compleja presente en los ecosistemas, cuando las formas de fácil asimilación han sido consumidas por microorganismos de rápido crecimiento (Torres *et al.*, 2005), en los sitios de sucesión ecológica estudiados puede encontrarse esa capacidad de degradación, que bien está dada en función de la disponibilidad del sustrato adecuado y de la capacidad del sistema (específicamente microbiota edáfica) de responder a dicha fuente, los resultados presentan un marco distinto a lo que se esperaba, ya que sitios que presentan poca fuente de sustrato (materia orgánica) responden mayor o igual a procesos funcionales.

Conclusiones

En base a los resultados obtenidos por la respiración inducida por sustrato se pretendía conocer el estado en el que se encuentran los suelos (en materia de microbiología) en función del carbono, conociendo el comportamiento que tienen los suelos a la adición de un sustrato fácil de degradar, es por eso que el reconocimiento de microorganismos celulolíticos es el complemento para poder identificar qué tipo de vida y que hace con sustratos complejos.

Para este estudio se observó que el porcentaje de la población y diversidad de microorganismos celulolíticos es inverso al contenido de materia orgánica del suelo, es decir, a mayor cantidad de materia orgánica se presentó una menor población y/o diversidad celulolítica.

El cambio de uso de suelo impacta el ciclaje de carbono en el sistema, a través de las modificaciones edáficas a nivel fisicoquímico y microbiológico, por lo que la respiración microbiana en los sitios de estudio no sólo depende de la población y función de los microorganismos, sino también de las condiciones edáficas del sistema, *i.e.* el porcentaje de materia orgánica.

Agradecimientos

Se agradece a Masuly Vega, Lucía Nevescanin, Miguel Rivera y Marco Antonio González por su ayuda en el trabajo de campo, CONANP y NCI por permitirnos trabajar dentro del APFyF “Sierra de Alamos-Río Cichujaqui”, Adam Schreiner-McGraw y Dr. R. Paul Schreiner por su ayuda en la redacción del texto en el idioma inglés. Este proyecto está bajo el convenio CONANP-ITSON (2013-2016).



Bibliografía

- Álvarez-Yépez J. C., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez, 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.
- Anderson T. H., K. H. Domsch. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10:215-221.
- Arriaga-Cabrera L., J. M. Espinoza-Rodríguez, C. Aguilar-Zuñiga, E. Martínez-Romero, L. Gómez-Méndez, E. Loa-Loza. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. pp. 1-609.
- Balvanera P., H. Cotler. 2009. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio, CONABIO, México. pp. 185-245.
- Bocourt Y. P., R. Ríos, J. M. Silva. 2010. Aislamiento e identificación de hongos en compost elaborado a partir de residuos sólidos urbanos. *Agro sur* 38:1-7.
- Cueva-Rodríguez A., E. A. Yépez, J. Garatuzza-Payán, J. C. Rodríguez, C. J. Watts. 2012. Diseño y uso de un sistema portátil para medir la respiración de suelo en ecosistemas. *Terra Latinoamericana* 30:327-336.
- Galicia L., F. García-Oliva. 2008. Remnant tree effects on soil microbial carbon and nitrogen in tropical seasonal pasture in western Mexico. *Revista Europea de Biología del Suelo* 44:290-297.
- García-Amaro 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.
- Gomashe A. V., P. A. Gulhane, P. M. Bezalwar. 2013. Isolation and Screening of Cellulose Degrading Microbes from Nagpur Region Soil. *International Journal of Life Sciences* 1:291-293.
- Perroni Y. 2007. Islas de fertilidad en un ecosistema semiárido: nutrientes en el suelo y su relación con la diversidad vegetal. Tesis de Doctorado en ciencias en Ecología y Manejo de Recursos Naturales. Instituto de Ecología, Veracruz, México.
- Torres P., A. Abril, E. Bucher. 2005. Microbial succession in litter decomposition in the semi-arid Chaco woodland. *Soil Biology and Biochemistry* 37:49-54.
- Whitaker J., N. Ostle, A. T. Nottingham, A. Ccahuana, N. Salinas, R. D. Bardgett, P. Meir, N. P. McNamara. 2014. Microbial community composition explains soil respiration responses to changing carbon inputs along an Andes to Amazon elevation gradient. *Journal of Ecology* 102:1058-1071.

5.4 Aceites microbianos a partir de glicerol de biodiésel: reciclando el carbono residual del proceso para la obtención de biocombustibles avanzados

Sandoval Georgina¹ y Niehus Xochitl¹

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

Resumen

En el proceso de transesterificación de aceites para la obtención de biodiésel se obtiene un 10% en peso de glicerol como coproducto. Y a pesar de que el glicerol puede tener diferentes usos, el aumento en la producción de biodiésel ha acarreado un incremento en la generación de glicerol residual, que a su vez ha causado que la oferta de glicerol ya supere a la demanda y que su precio haya bajado. Por otra parte, se ha señalado que para que los biocombustibles sean realmente sustentables deben ser provenir de fuentes de carbono residuales (biocombustibles avanzados) y evitando los conflictos éticos y sociales de utilizar tierras y agua para su producción. En el caso del biodiésel y la bioturbosina, la principal limitante para producirlos es la escasez y costo de la materia prima (aceites y grasas). Considerando lo anterior, hemos estudiado la producción de aceites microbianos (SCO por sus siglas en inglés “Single Cell Oils”), utilizando levaduras oleaginosas y como fuente de carbono glicerol residual del biodiésel (enzimático y químico). Nuestros resultados indican que es posible utilizar glicerol residual de biodiésel como fuente de carbono para producir aceites microbianos que pueden utilizarse para producir biodiésel y bioturbosina o para otros fines, obteniendo rendimientos de $Y_{P/S}$ (g aceite/ g glicerol) = 0.23 ± 0.01 .

Palabras clave: levaduras oleaginosas, biocombustibles, glicerol residual, cultivo por lote, SCO.

Abstract

In the oil transesterification process to produce biodiesel, glycerol is obtained as a coproduct in the order of 10% of weight. And in spite that glycerol can have different uses, increase in biodiesel production has caused an increase in residual glycerol generation, which in turn has caused that the offer of glycerol already overcomes the demand and its price has lowered. On the other side, it has been pointed out that for biofuels in order to be sustainable they must come from residual carbon sources (advanced biofuels) and avoiding ethical and social conflicts of using arable lands and water for their production. In case of biodiesel and bioturbosine, the main limiting to produce them is the shortage and raw materials cost (oils and greases). Considering all the above, we have studied the production of single cell oils (SCO) or microbial oils, using oleaginous yeasts and as carbon source residual glycerol from biodiesel (enzymatic or chemical). Our results indicate that it is possible to use residual glycerol from biodiesel as carbon source to produce SCO useful to produce biodiesel and bioturbosine or for other purposes, yielding efficiencies of $Y_{P/S}$ (g oil/ g glycerol) = 0.23 ± 0.01 .

Key words: oleaginous yeasts, bioenergy, residual glycerol, batch culture, SCO.

Introducción

El problema del calentamiento global, debido principalmente a la emisión a la atmósfera de gases de efecto invernadero como dióxido de carbono (CO₂), gas metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), es un

asunto de interés mundial y muchas naciones están haciendo investigaciones para disminuir y contrarrestar el problema, además de los proyectos de cooperación internacional para encontrar soluciones. Se considera que gran parte de dichas emisiones son producidas por los combustibles fósiles (hidrocarburos) derivados del petróleo, que es obtenido de yacimientos subterráneos. En la actualidad se está agotando dicho recurso y cada vez es más complicada su obtención (pozos más profundos y debajo de aguas oceánicas), además del incremento continuo en las demandas de combustibles. Por lo que existe la necesidad de combustibles líquidos renovables que puedan reemplazar a los combustibles fósiles. Los biocombustibles pueden ser una buena alternativa a los combustibles fósiles. Estos son fuentes alternas de energía y se definen como combustibles derivados de fuentes biológicas (animales, vegetales o microorganismos) con propiedades similares a los combustibles fósiles y capaces de sustituirlos (Nass *et al.*, 2007). Cabe mencionar que el primer motor diésel desarrollado por el Dr. Rudolf Diesel en 1895 funcionaba con aceites vegetales, pero con el desarrollo de combustibles fósiles a principios del siglo XX quedaron olvidados los aceites vegetales como combustible. Actualmente ya se encuentra en uso del biodiésel, como alternativa del diésel fósil. El biodiésel que es uno de los principales biocombustibles líquidos 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). En México aún no existe una norma para tal efecto. Según reportes europeos (EBRAC, 2006), el uso de este biocombustible reduce, comparado con el diésel fósil, la emisión de gases de efecto invernadero hasta en un 70%, de hidrocarburos hasta en un 40%, de partículas pesadas hasta en un 40% y de los óxidos de nitrógeno hasta en un 5%. Igualmente, el biodiésel es el único biocombustible que ha sido estudiado por la EPA (U.S. Environmental Protection Agency), reportándose las siguientes reducciones de emisiones respecto al diésel fósil: reducción de los gases de invernadero en un 67%, eliminación casi total de las emisiones de compuestos azufrados, 47% menos de monóxido de carbono y 47% menos de partículas pesadas (EPA, 2002). Además presenta otras muchas ventajas, tales como que los motores tradicionales diésel no requieren mayores modificaciones para funcionar con biodiésel, al provenir de aceites vegetales y animales es renovable, 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.

La reacción química más utilizada para su producción es la transesterificación en la cual un triglicérido y un alcohol reaccionan presencia de un catalizador para formar la mezcla de alquil ésteres de ácidos grasos (biodiésel) y glicerol (Figura 1). A partir de esta reacción se puede calcular que por cada 10 kg de biodiésel, se genera 1 kg de glicerol residual, de manera que con el aumento en la producción mundial de dicho biocombustible, se producirá más y más de este residuo, con lo que se superará cada vez más la demanda de glicerol para las aplicaciones comunes en la industria, además de que para la mayoría de las aplicaciones conocidas se requiere que el glicerol sea purificado que conlleva costos adicionales para la industria del biodiésel. Por lo anterior es muy importante encontrar nuevos usos para el glicerol residual.

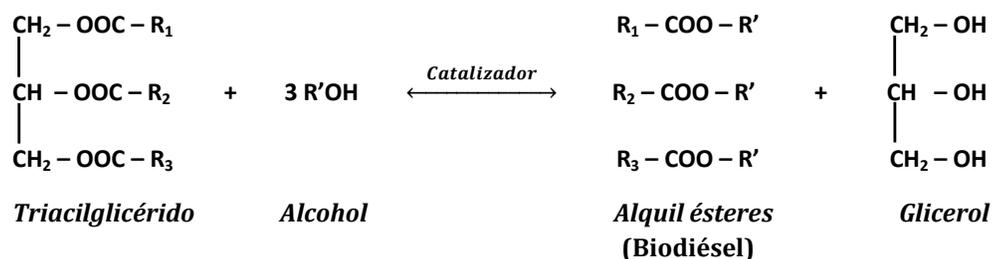


Figura 1. Reacción de transesterificación para la producción de biodiésel.

La principal barrera para el uso generalizado del biodiésel en el mundo es su alto costo debido principalmente a que la materia prima aporta alrededor del 88% de los costos de producción (Haas *et al.*, 2006), además de que en los últimos años se ha presentado un aumento de un 200% en el precio de los aceites vegetales (FAO-ONU, 2008; López Pérez, 2008). Los aceites vegetales comúnmente utilizados para su elaboración además 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) 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 un 70% o más (Ratledge, 1991). Los lípidos son acumulados intracelularmente en forma de gotas de aceite, consistiendo en su mayor parte (más del 80%) en triglicéridos. 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.

En este trabajo se propone utilizar el glicerol residual de biodiésel como fuente de carbono para una levadura oleaginosas cuyos lípidos pueden ser utilizados para la elaboración de biodiésel y de esta manera se recicla en el mismo proceso el carbono residual mejorando así su eficiencia global. El uso de glicerol residual de biodiésel como fuente de carbono para levaduras oleaginosas no ha sido estudiado a profundidad y en México no se tiene ningún registro.

Materiales y métodos

Cepa y condiciones de cultivo

La levadura de trabajo corresponde a la *Candida* C3 de la colección de cepas del CIATEJ que se mantuvo en cajas Petri con medio YPD a 4 °C una vez incubadas a 30 °C por 24 h. La producción de lípidos se realizó en un biorreactor de 3 L con 2 L de medio de cultivo por duplicado. Inicialmente se utilizó un medio de cultivo rico con glicerol como fuente única de carbono (YPG que tiene la misma composición que el YPD solo cambiando la glucosa por glicerol). Con la biomasa obtenida se llevó a cabo la inoculación del biorreactor con medio con glicerol residual como única fuente de carbono en exceso basado en el reportado por Suutari *et al.* (1993).

Cultivo por lotes

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. Es especialmente útil cuando no se tiene suficiente información sobre el comportamiento de un determinado microorganismo. Un balance total de materia del biorreactor por lotes, permite definir matemáticamente, describir y predecir su evolución durante la cinética del cultivo microbiano (Shuler y Kargi, 1992):

Entrada – Salida + Generación = Acumulación

Del balance para biomasa en reactor por lotes, se obtiene:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X = r_x \quad (1)$$

donde, X = Concentración de biomasa (g/L), t = Tiempo (h), μ = velocidad específica de crecimiento (h^{-1}) y r_x = velocidad volumétrica de producción de biomasa (g/L*h).

Si μ es constante, al integrar con la condición inicial $X = X_0$, a $t = t_0$ y aplicando logaritmo natural se obtiene:

$$\mu t = \ln \frac{X}{X_0} \quad (2)$$

Para productos o metabolitos de interés en cultivo por lotes se tiene que:

$$r_p = \frac{dP}{dt} = q_p X \quad (3)$$

$$\frac{dP}{dX} = Y_{P/X} \quad (4)$$

$$\frac{1}{X} \frac{dP}{dt} = Y_{P/X} \mu = q_p \quad (5)$$

donde r_p = velocidad volumétrica de producción (g/L*h), $Y_{P/X}$ = rendimiento del producto sobre biomasa (g/g) y q_p = velocidad específica de producción (g/g*h).

Técnicas analíticas

El crecimiento celular o biomasa se determinó por medio de peso seco después de secar a volumen constante. El contenido de lípidos se midió por medio de la extracción de los lípidos contenidos en las células utilizando el método propuesto por Schreiner y Daum (2006) y el porcentaje de lípidos se reportó en base al peso seco.

La concentración de glicerol se midió por HPLC utilizando un cromatógrafo acoplado a un detector de índice de refracción con una columna Aminex HPX-87C (300 × 7.8 mm) con agua desionizada como fase móvil en un flujo de 0.5 mL/min a 85 °C. El consumo de nitrógeno se reportó como la suma del nitrógeno orgánico e inorgánico presente en el sobrenadante medidos por los métodos colorimétricos propuestos por Chaney y Marbach (1962) y Sun *et al.*, (2006) respectivamente. La densidad del aceite se determinó pesando un matraz volumétrico a 25 °C llenando hasta el aforo previamente tarado la densidad fue calculada dividiendo la diferencia de pesos entre el volumen del matraz. La concentración de ácidos grasos libres (AGL) del aceite se determinó por medio del método propuesto por Rukunudin *et al.*, (1998). El índice de peróxido (IP) se determinó por medio de los métodos 28.022 y 28.023 de la Association of Official Analytical Chemists (AOAC, 1984). El perfil de ácidos grasos del aceite se analizó por cromatografía de gases utilizando la columna capilar de Alltech AT-WAX 30mm × 0.25mm × 0.25 μ m (J and W Scientific, USA) y nitrógeno como gas acarreador. Los metilésteres de ácidos grasos fueron identificados y cuantificados de acuerdo con estándares.

Resultados y discusión

Cinética de cultivo para la producción de lípidos

El uso de biorreactores equipados para el cultivo de levaduras presenta muchas ventajas sobre el cultivo en matraces, ya que mejora la aireación y distribución de los nutrientes en todo el recipiente, además de la posibilidad de monitorear en tiempo real algunas variables del proceso. El glicerol es consumido en su totalidad al cabo de 54 h, mientras que el nitrógeno se agota alrededor de las 12 h, lo cual concuerda con lo planteado por Ratledge y Wynn (2002).

La cinética de cultivo se paró a las 72 h debido que una vez que se consume el glicerol completamente, la levadura comenzaría a consumir sus propios lípidos como fuente de carbono (Ratledge y Wynn, 2002).

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 $56 \pm 1.0\%$ con lo que se cumple el criterio para llamarla oleaginoso (Ratledge, 1991).

Cuadro 1. Parámetros del cultivo de la levadura *Candida* C3 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.

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 $Y_{P/S}$ indican que el 40% en peso del glicerol añadido se va directamente a biomasa y el 23% a lípidos respectivamente. De tal manera en un balance global de carbono de una reacción de biodiésel común acoplada a la producción de lípidos con el glicerol residual usando la levadura *Candida* C3 se mejora el rendimiento global del carbono a biodiésel en un 10%.

Se determinaron algunas propiedades físicas y químicas del aceite de levadura obtenido con la finalidad de determinar la factibilidad de su uso como materia prima para la síntesis de biodiésel. En el Cuadro 2 se presentan las propiedades fisicoquímicas del aceite obtenido de la levadura *Candida* C3, además del aceite de maíz comercial como comparación, ya que se ha comprobado con anterioridad

este aceite así como otros aceites vegetales similares como materia prima para este biocombustible (Fan *et al.*, 2012). Se observa que la densidad de los aceites es similar, por lo que en este sentido no presentaría problemas el aceite de levadura al ser utilizado como materia prima para biodiésel.

Caracterización del aceite de levadura obtenido

Se determinaron algunas propiedades físicas y químicas del aceite de levadura obtenido con la finalidad de determinar la factibilidad de su uso como materia prima para la síntesis de biodiésel. En el Cuadro 2 se presentan las propiedades fisicoquímicas del aceite obtenido de la levadura *Candida C3*, además del aceite de maíz comercial como comparación, ya que se ha comprobado con anterioridad este aceite así como otros aceites vegetales similares como materia prima para este biocombustible (Fan *et al.*, 2012). Se observa que la densidad de los aceites es similar, por lo que en este sentido no presentaría problemas el aceite de levadura al ser utilizado como materia prima para biodiésel.

Cuadro 2. Propiedades fisicoquímicas de los aceites

PROPIEDAD	ACEITE DE	
	Maíz	<i>Candida C3</i>
Densidad (g/mL)	0.93	0.92
%AGL (% ácido oleico, p/p)	0.51	0.46
Índice de Peróxido (meq peróxido /kg)	2.02	4.66

El índice de acidez permite determinar el porcentaje de ácidos grasos libres (%AGL) en los lípidos, reportado como el porcentaje en peso equivalente a ácido oleico. Este dato es importante en la caso de la síntesis de biodiésel con catalizadores básicos ya que estos disminuyen el rendimiento de la reacción y ocasionan problemas de saponificación y corrosión de equipos, al igual que la presencia de agua en los aceites. En el caso de la catálisis enzimática la presencia de ácidos grasos libres y agua no afecta el rendimiento de la reacción, ya que las enzimas son capaces de llevar a cabo la síntesis en presencia de estos compuestos (Rivera *et al.*, 2009). El porcentaje de AGL de los aceites es menor a 1, por lo que no necesitan ningún pretratamiento, como es el caso de los aceites de jatrofa y mahua que contienen más del 4% (Kumar *et al.*, 2011), para usarlos con catalizadores básicos, cabe mencionar que el aceite de maíz es un aceite comercial refinado en el que se redujo el índice de acidez, mientras que el aceite de levadura no ha sido sometido a ningún tipo de refinamiento.

La cuantificación del índice de peróxido permite identificar el nivel de oxidación, presente en los lípidos y es un indicativo de la calidad de los mismos. En los aceites analizados los índices de peróxido obtenidos fueron menores a 5 meq de peróxido/kg, lo que comprueba que son aceites de buena calidad de tal manera que no presentarían ningún problema en su utilización como materia prima para la síntesis de biodiésel, el aceite de levadura presenta mayor oxidación que el de maíz, pero de nuevo, al ser un aceite comercial contiene aditivos para reducir la oxidación, mientras que el aceite de levadura no contiene ninguno.

El análisis del perfil de ácidos grasos de permite identificar los tipos de ácidos grasos presentes y la proporción en que se encuentran. Conocer esto es de gran importancia para las diferentes aplicaciones de los aceites, en el caso de la producción de biodiésel el perfil de ácidos grasos tiene un efecto directo en la calidad del producto final, en características como la viscosidad, densidad y temperatura de fusión. En general, entre mayor sea la proporción de ácidos grasos saturados y la cantidad de átomos de C en los lípidos, mayor serán la viscosidad, la densidad y el punto de fusión. Es deseable que los

aceites a utilizarse como materia prima sean ricos en ácidos grasos monoinsaturados como el oleico. En el Cuadro 3 se presentan los perfiles de ácidos grasos del aceite obtenido de *Candida* C3 y del aceite de maíz comercial, estos aceites son ricos en ácidos grasos oleico y linoleico que son mono y diinsaturados respectivamente. Se puede observar que el aceite de maíz es rico en ácido linoleico primordialmente, continuando con el ácido oleico en segundo lugar. En el caso del aceite de la levadura sucede lo opuesto para estos ácidos grasos, lo que es similar a otros aceites como el aceite no comestible de jatrofa (Kumar *et al.*, 2011).

Cuadro 3. Perfil de ácidos grasos de los aceites

ACEITE DE	Ácido graso (% peso del total de lípidos)				
	C16:0	C18:0	C18:1	C18:2	C18:3
	palmítico	esteárico	oleico	linoleico	linolénico
<i>Candida</i> C3	15.54	10.81	37.49	33.82	1.85
Maíz	11.41	2.52	33.59	51.97	0.79

En general, tanto el aceite obtenido de la levadura *Candida* C3 como el de maíz presentan propiedades que los hacen buenas materias primas para la síntesis de biodiésel.

Conclusiones

Debido al aumento en la producción mundial de biodiésel, se genera una gran cantidad de glicerol residual del proceso, de tal manera que la oferta supera a la demanda. El encontrarle usos a este residuo es de gran importancia para la sustentabilidad de esta industria.

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 cercano al valor teórico. El aceite obtenido es rico en ácido oleico y linoleico, además de que presenta propiedades similares a otros aceites vegetales como el aceite de maíz comercial utilizado para comparación sin hacer ningún tratamiento ni agregar aditivos al aceite una vez extraído. Con este procedimiento se puede mejorar la eficiencia global de la elaboración del biodiésel.

Bibliografía

- AOAC. 1984. Peroxide value: 28.022–28.023. Official Methods of Analysis AOAC International. W. Horwitz. Washington, Association of Official Analytical Chemists.
- Chaney A. L., E. P. Marbach. 1962. Modified Reagents for Determination of Urea and Ammonia. *Clinical Chemistry* 8:130-132.
- 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.
- Fan X., X. Niehus, G. Sandoval. 2012. Lipases as Biocatalyst for Biodiesel Production. *Lipases and Phospholipases: Methods and Applications*. G. Sandoval. Springer-Humana Press:471-483.



- 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, Roma, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Haas M. J., A. J. McAloon, W. C. Yee, T. A. Foglia. 2006. A process model to estimate biodiesel production costs. *Bioresource Technology* 97:671-678.
- Kumar G. R., R. Ravi, A. Chadha. 2011. Kinetic Studies of Base-Catalyzed Transesterification Reactions of Non-edible Oils To Prepare Biodiesel: The Effect of Co-solvent and Temperature. *Energy & Fuels* 25:2826-2832.
- López-Pérez E. 2008. 13-May-2011. Análisis y perspectivas del mercado mundial de aceites, grasas y proteínas. Comité Nacional Sistema Producto Oleaginosas-MERCADOS. Consultado en: http://www.oleaginosas.org/art_198.shtml. Fecha de consulta: 13-Jul-2012.
- Nass L. L., P. A. A. Pereira, D. Ellis. 2007. Biofuels in Brazil: An overview. *Crop Science* 47:2228-2237.
- Ratledge C. 1991. Microorganisms for lipids. *Acta Biotechnologica* 11:429-438.
- Ratledge C., J. P. Wynn. 2002. The biochemistry and molecular biology of lipid accumulation in oleaginous microorganisms. *Advances in Applied Microbiology*, Academic Press 51:1-44.
- Rivera I., G. Villanueva, G. Sandoval. 2009. Producción de biodiesel a partir de residuos grasos animales por vía enzimática. *Grasas y Aceites* 60:468-474.
- Rukunudin I., P. White, C. Bern, T. Bailey. 1998. A modified method for determining free fatty acids from small soybean oil sample sizes. *Journal of the American Oil Chemists' Society* 75:563-568.
- Sandoval G. 2009. Biocombustibles avanzados en México, Cuaderno temático REMBIO.
- Schneider R., G. Daum. 2006. Extraction of Yeast Lipids. *Yeast Protocol*. W. Xiao, Humana Press 313:41-45.
- Shuler M. L., F. Kargi. 1992. *Bioprocess engineering: basic concepts*, Prentice Hall.
- Sun S. W., Y. C. Lin, Y. M. Weng, M. J. Chen. 2006. Efficiency improvements on ninhydrin method for amino acid quantification. *Journal of Food Composition and Analysis* 19:112-117.
- Suutari M., P. Priha, S. Laakso. 1993. Temperature shifts in regulation of lipids accumulated by *Lipomyces starkeyi*. *Journal of the American Oil Chemists' Society* 70:891-894.
- Tilman D., R. Socolow, J. A. Foley, J. Hill, E. Larson, L. Lynd, S. Pacala, J. Reilly, T. Searchinger, C. Somerville, R. Williams. 2009. Beneficial Biofuels-The Food, Energy, and Environment Trilemma. *Science* 325:270-271.
- Uçkun Kiran E., A. Trzcinski, C. Webb. 2013. Microbial oil produced from biodiesel by-products could enhance overall production. *Bioresource Technology* 129:650-654.
- Vicente G., L. F. Bautista, R. Rodriguez, F. J. Gutierrez, I. Sadaba, R. M. Ruiz-Vazquez, S. Torres-Martinez, V. Garre. 2009. Biodiesel production from biomass of an oleaginous fungus. *Biochemical Engineering Journal* 48:22-27.
- Wynn J. P., A. A. Hamid, Y. Li, C. Ratledge. 2001. Biochemical events leading to the diversion of carbon into storage lipids in the oleaginous fungi *Mucor circinelloides* and *Mortierella alpina*. *Microbiology* 147:2857-2864.
- Yang X., G. Jin, Z. Gong, H. Shen, F. Bai, 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* 91:86-91.

5.5 Biotecnología orientada a la reducción de gases de efecto invernadero

Oropeza-García Norma A.¹; Vega-Azamar Ricardo E.² y Romero-López Rabindranarth³

¹División de Ciencias e Ingeniería, Universidad de Quintana Roo, Boulevard Bahía s/n, C.P. 77019, Chetumal, Quintana Roo. Autor para correspondencia: noropeza@uqroo.mx

²Estación de procedimientos piloto en medio ambiente, Escuela de Tecnología Superior, Universidad de Quebec, 1100, rue Notre-Dame Ouest, H3C 1K3, Montreal, Quebec, Canadá.

³Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Veracruzana, Lomas del Estadio s/n, C.P. 91000, Zona Universitaria, Xalapa, Veracruz.

Resumen

El trabajo tiene por objetivo mostrar las diferentes áreas de interés desarrolladas en el campo de la biotecnología ambiental que están dirigidas a reducir los consumos energéticos de diversos procesos. Las alternativas de aprovechamiento de biomasa en áreas como la explotación de biomateriales, la utilización de biomasa bacteriana y fúngica y el desarrollo de bioenergéticos representan actualmente una opción factible para modificar los procesos de producción que permite, al mismo tiempo, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero al minimizar el consumo de materias primas obtenidas a partir del petróleo o bien modificando los consumos energéticos requeridos durante el proceso. Biomateriales como la lignocelulosa, el quitosano, la quitina y los polihidroxicanoatos son materiales que están siendo investigados para la sustitución de polímeros sintéticos obtenidos a partir del petróleo. El uso de biomasa bacteriana y fúngica en la obtención de productos como el etanol, el ácido acético, la acetona, el glicerol y el ácido cítrico, entre otros, se aplica hoy en día para reducir los consumos de hidrocarburos como benceno, propileno, etileno, tolueno y xileno. La generación de bioetanol, biodiesel y biogás mediante el uso de residuos orgánicos permite la sustitución de combustibles convencionales. Así, el potencial de desarrollo de biotecnologías en México, particularmente en sus zonas tropicales, debe ser considerada un área de oportunidad para nuevas líneas de investigación basadas en la biodiversidad de sus ecosistemas.

Palabras clave: biotecnología ambiental, biomateriales, bioenergía, gases de efecto invernadero, recursos renovables.

Abstract

The paper aims to show the different areas of interest developed in the environmental biotechnology field that address the energy consumption reduction of several processes. The alternative uses of biomass in areas such as the exploitation of biomaterials, the use of bacterial and fungal biomass and bioenergy development, currently represent a feasible option to modify production processes allowing at the same time the greenhouse gases minimization by reducing the consumption of raw materials derived from petroleum or by modifying the energy consumption required for the process. Biomaterials as lignocellulose, chitosan, chitin and polyhydroxyalkanoates are materials that are being investigated for replacing synthetic polymers derived from petroleum. The use of bacterial and fungal biomass in the manufacture of products such as ethanol, acetic acid, acetone, glycerol and citric acid, among others, are applied nowadays to reduce the consumption of hydrocarbons such as benzene, propylene, ethylene, toluene and xylene. The generation of bioethanol, biodiesel and biogas using organic wastes enables the replacement of conventional fuels. Thus, the development potential of biotechnology in Mexico, particularly in its tropical zones, should be considered as an area of opportunity for new research based on the biodiversity of their ecosystems.



Keywords: environmental biotechnology, biomaterials, bioenergy, greenhouse gases, renewable resources.

Introducción

El incremento poblacional trae consigo un aumento en el consumo de combustibles fósiles y una elevada tasa de deforestación. En ambos casos, el CO₂, principal gas de efecto invernadero, que se produce en éstas actividades es liberado a la atmósfera contribuyendo así al calentamiento global (UNEP, 2011). A nivel antropogénico, las principales actividades que producen emisiones de CO₂ son las relacionadas con el sector del transporte (tanto de personas como de bienes y mercancías), el industrial y el de servicios.

En este contexto, la biotecnología tiene grandes retos que se vuelven áreas de oportunidad para identificar nuevos organismos con características biológicas útiles para crear materias primas usadas en procesos industriales (enzimas, biopolímeros, metabolitos, etc.). Asimismo, otra área de oportunidad se presenta cuando se sustituyen procesos convencionales por bioprocesos que permiten reducir la cantidad de desechos generados y facilitar el tratamiento de los mismos, como por ejemplo en el caso del uso de biofertilizantes y fitosanitarios, o bien, mediante la conversión de desechos en insumos energéticos que permiten dotar de bioetanol y biogás a actividades antropogénicas demandantes como la del transporte y servicios. Si bien hasta ahora ya existen en el mercado algunos casos de éxito, el mayor problema de éste tipo de desarrollos es que los costos de los productos derivados del petróleo siguen siendo más baratos que los obtenidos mediante bioprocesos.

Materiales y métodos

Es a partir de las técnicas de fermentación que se pueden establecer las condiciones necesarias para el cultivo y crecimiento de células microbianas, vegetales y animales que llevan a la síntesis de diversos metabolitos con aplicaciones en la industria (textil, alimentos, farmacéutica, química, etc.) usando un contenedor llamado biorreactor o fermentador y que tiene como función principal dotar de un ambiente controlado y óptimas condiciones para el crecimiento celular y la síntesis de productos (Galindo *et al.*, 2007).

La fermentación implica la transformación de diversas sustancias orgánicas por microorganismos como bacterias, levaduras o por enzimas derivadas de éstos, para obtener productos específicos de dicha fermentación. Mediante la fermentación los microorganismos obtienen la energía necesaria para realizar sus procesos metabólicos mientras que los desechos generados pueden ser de utilidad para los humanos quienes explotan, por ejemplo, los alcoholes y ácidos orgánicos. Un tipo de fermentación bastante conocido es la fermentación del azúcar para formar alcohol y CO₂ en ausencia de oxígeno.

El uso de sustratos orgánicos como: carbohidratos, aceites, alcoholes, ácidos orgánicos, hidrocarburos, sustratos de bajo costo como melazas de caña, betabel, peptona de pescado y desechos (Segura *et al.*, 2007) forma parte primordial de los procesos de fermentación. El principal componente inorgánico en el medio de cultivo es el agua y las condiciones de cultivo, como la fuente de carbono, el nivel de oxígeno y los nutrientes dependen del producto esperado y de la especie de microorganismo celular usado (Galindo *et al.*, 2007).

Resultados y discusión

Productos de la biomasa bacteriana y fúngica

La mayor parte de los compuestos químicos usados a nivel industrial provienen de diferentes procesos de síntesis tomando como insumos, generalmente, los siguientes hidrocarburos: etileno, propileno, benceno, tolueno y xileno, los cuales tienen como fuente principal el petróleo y el gas natural. Sin embargo, se estima que alrededor del 75% de éstos compuestos químicos se pueden obtener como producto de fuentes biológicas (Renneberg, 2012). El Cuadro 1 muestra los productos químicos y las fuentes fúngicas o bacterianas que permiten su síntesis sin necesidad de insumos derivados de combustibles fósiles.

Cuadro 1. Productos químicos obtenidos de fuentes fúngicas y bacterianas

Producto químico	Usos y aplicaciones	Fuente biológica
Ácido acético	Como reactivo en diferentes procesos químicos de fabricación de nailon, rayón, celofán etc., en medicina y en la industria alimenticia	<i>Actobacter</i>
n-butanol	Disolvente y materia prima de síntesis	<i>Clostridium acetobutylicum</i>
Acetona	Solvente de plásticos y fibras sintéticas, manejo de resinas de fibra de vidrio, limpiador	<i>Clostridium acetobutylicum</i>
Ácido cítrico	Conservante en la industria alimenticia y de bebidas, como acidulante, como fármaco	Hongo <i>Aspergillus</i>
Ácido láctico	Químico antiedad, en la industria alimenticia, en la curtiduría de pieles y como materia prima para la síntesis de biopolímeros	<i>Lactobacillus delbrueckii</i>
Ácido glucónico	Regula la acidez en productos alimenticios, limpiador de sarro y óxido, tiene aplicaciones en la industria textil y papelera	<i>Aspergillus niger</i>
Ácido fumárico	Materia prima para la síntesis de poliéster y aspartamo	<i>Rhizopus nigricans</i>

(Adaptado de: Renneberg, 2012)

Biomateriales o biopolímeros

En el caso de los biomateriales, cabe mencionar que en el reino natural son tan sólo cinco polímeros los que han permitido el desarrollo y crecimiento de la vida, éstos son: la lignina, las proteínas (por ejemplo, la lana y la seda), el caucho natural y los polihidroxicanoatos. Su síntesis proviene de diferentes reinos del mundo animal y vegetal y ofrecen grandes potencialidades como fuentes energéticas y de insumos renovables y que, además, en su desarrollo capturan las emisiones de CO₂ mediante el proceso de fotosíntesis (Lee y Lee, 2003). Así, entre los biopolímeros naturales se encuentran el colágeno de origen animal, los polisacáridos como la quitina de origen marino y la celulosa de origen vegetal, así como los formados por las bacterias como el ácido poliláctico (PLA) y los polihidroxicanoatos (PHA) (Villada *et al.*, 2007).

Actualmente, el estudio de biopolímeros, que sustituyan a los plásticos derivados del petróleo y que son totalmente biodegradables, tiene especial interés en la producción de ácidos polilácticos y en los polihidroxicanoatos. Estos polímeros son producidos por bacterias que los utilizan como reserva de nutrientes, del mismo modo que las grasas de reserva son acumuladas por los animales. El porcentaje de PHA en la biomasa bacteriana pueden alcanzar hasta un 90% dependiendo de la bacteria utilizada y de las condiciones de crecimiento (Segura *et al.*, 2007). El Cuadro 2 muestra algunos ejemplos de bacterias productoras de PHA.

**Cuadro 2.** Algunas bacterias usadas en la producción de PHA

Producto químico	Usos y aplicaciones	Fuente biológica
Polihidroxicanoatos	Plástico biodegradable	<i>Alcaligenes eutrophus</i> o <i>Wautersia eutropha</i>
		<i>Alcaligenes latus</i> <i>Pseudomonas oleovorans</i> <i>Azotobacter vinelandii</i>

(Adaptado de: Renneberg, 2012)

Biocombustibles

Para el caso de los biocombustibles, éstos pueden obtenerse de cultivos alimenticios como el trigo, la cebada, el sorgo y el maíz, y se conocen como biocombustibles de primera generación. Los biocombustibles obtenidos de los desechos de procesos de la industria agropecuaria y alimenticia son llamados biocombustibles de segunda generación, y los de tercera generación tienen su origen en el cultivo de microalgas y de fuentes microbianas.

El bioetanol, que puede ser un sustituto de la gasolina, puede obtenerse mediante la fermentación de azúcares, mientras que el biodiesel, para sustituir el diesel, puede obtenerse de la transesterificación de aceites vegetales.

De acuerdo con Maas *et al.* (2008), el remplazar combustibles fósiles por biocombustibles representa una disminución importante en la generación de gases de efecto invernadero. El Cuadro 3 muestra el ahorro en la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) al reemplazar combustibles fósiles por biocombustibles.

Cuadro 3. Ahorro de GEI al utilizar biocombustibles

Biocombustible	Materia prima	Ahorro en GEI (gCO ₂ eq/MJ)
Etanol	Maíz	35.58
Etanol	Caña de azúcar	59.99
Biodisel	Canola	41.18
Biodisel	Soya	38.79
Etanol	Biomasa lignocelulósica	63.10
Metanol	Biomasa lignocelulósica	77.60

Tomado de: Castillo-Vázquez *et al.*, 2011

Conclusiones

La dependencia de los combustibles fósiles hace necesaria la búsqueda de nuevos procesos que ofrezcan productos más sustentables. La biotecnología brinda diferentes alternativas para producir materias primas para la industria química, alimenticia y farmacéutica, lo que permite la sustitución de reactivos derivados del petróleo aprovechando diferentes procesos biológicos. La producción de biopolímeros que permiten sustituir a los polímeros sintéticos en las actividades cotidianas es un ejemplo claro de cómo pueden reducirse en la vida diaria los problemas de contaminación ambiental relacionados con la incineración de plásticos que, además de las emisiones de CO₂, generan también compuestos altamente tóxicos como las dioxinas y furanos.

Por otro lado, la obtención de biocombustibles tiene beneficios desde el punto de vista ambiental y social, al reducirse la emisión de gases de efecto invernadero y al proveer de alternativas productivas a

zonas agropecuarias y de disponibilidad de recursos renovables como fuentes energéticas. En el caso de México, la gran diversidad biológica con la que cuenta el país representa un área de oportunidad para la investigación de nuevos microorganismos o plantas con capacidad de síntesis de materias primas de interés industrial con el objetivo de sustituir los insumos obtenidos actualmente del petróleo.

Bibliografía

- Castillo-Vázquez N. P., T. Siqueiros-Cendón, Q. Rascón-Cruz. 2011. Biocombustibles: estrategias limpias para combatir la crisis energética. *Tecnociencia* 5:61-66.
- Galindo E., C. Peña, L. Serrano-Carreón. 2007. Domesticar microorganismos en un biorreactor: los retos del bioingeniero, in: López-Munguía, A., Rebolledo, F. (Eds.), *Una ventana al quehacer científico*. UNAM, México. 398 pp.
- Lee J. S., J. P. Lee. 2003. Review of advances in biological CO₂ mitigation technology. *Biotechnology and Bioprocess Engineering* 8:354-359.
- Maas R., R. R. Bakke, A. R. Boersma, I. Bisschops, J. R. Pels, E. Jong, R. A. Weusthuis, H. Reith. 2008. Pilot-scale conversion of lime-treated wheat Straw into bioethanol: quality assessment of bioethanol and valorization of side streams by anaerobic digestion and combustion. *Biotechnology Biofuels* 1:1-13.
- Renneberg R. 2012. *Biotecnología para principiantes*, 1 ed. Reverté, España. 300 pp.
- Segura D., R. Noguez, G. Espín. 2007. Contaminación ambiental y bacterias productoras de plásticos biodegradables, in: López-Munguía, A., Rebolledo, F. (Eds.), *Una ventana al quehacer científico*. UNAM. 398 pp.
- UNEP. 2011. United Nations Environment Programme. *Keeping track of our changing environment: From Rio to Rio+20 (1992-2012)*. Division of early warning and assessment (DEWA), Nairobi.
- Villada H., H. Acosta, R. Velasco. 2007. Biopolímeros naturales usados en empaques biodegradables. *Temas agrarios* 12:5-13.



ISBN: 978-607-96490-2-9



9 786079 649029

